

**INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA DE ÁGUA DOCE E PESCA
INTERIOR**

**ASSEMBLÉIAS DE PEIXES EM LAGOS DE VÁRZEA SITUADOS EM
DUAS UNIDADES GEOMORFOLÓGICAS NO PERÍODO DE SECA,
REGIÃO DE ITACOATIARA, AMAZONAS**

LUIZA PRESTES DE SOUZA

Manaus, Amazonas

Maio, 2011

LUIZA PRESTES DE SOUZA

**ASSEMBLÉIAS DE PEIXES DE LAGOS DE VÁRZEA SITUADOS EM
DUAS UNIDADES GEOMORFOLÓGICAS NO PERÍODO DE SECA,
ITACOATIARA (AM)**

Orientadora: Maria Mercedes Bittencourt, Dra.

Co-orientadora: Maria Gercilia Mota Soares, Dra.

Dissertação de Mestrado apresentado ao Instituto Nacional de Pesquisas na Amazônia como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Biologia de Água Doce e Pesca Interior.

Manaus, Amazonas

Maio, 2011

S729

Prestes, Luiza

Assembleias de peixes em lagos de várzea situados em duas unidades geomorfológicas no período de seca, região de Itacoatiara, Amazonas / Luiza Prestes de Souza. --- Manaus : [s.n], 2014. xii, 96 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado) --- INPA/UFAM, Manaus, 2011.

Orientador : Maria Mercedes Bittencourt.

Coorientadora : Maria Gercilia Mota Soares.

Área de concentração : Biologia de Água Doce e Pesca Interior.

1. Assembleias de peixes. 2. Manejo de lagos. 3. Lagos de várzea. I. Título.

CDD 597.0929

Sinopse:

Foi investigada a estrutura das assembléias de peixes em lagos de várzea situados na unidade geomorfológica Banco de Meandros Atuais (BMA) e Depósito de Inundação Fluvial (DIF) no período de seca localizadas em Itacoatiara, Amazonas, Brasil. A influência de variáveis ambientais sobre os descritores da estrutura da assembléia de peixes foram avaliados.

Aos meus pais dedico minha vida, e sempre o farei. Porém, o aprendizado e amadurecimento que este trabalho me proporcionou, dedico à Gercilia. A você, que é mais do que orientadora, é a amiga que tanto me inspira nessa jornada, dedico todo o meu esforço, e principalmente a conquista.

AGRADECIMENTOS

Agradeço antes de tudo a Deus que me iluminou e proporcionou vivenciar todos os momentos desta caminhada;

À Prof^a. Gercilia, que com tanta dedicação e afincos, me ensinou, apoiou e principalmente inspirou ao longo desse árduo caminho que trilho desde os tempos de PIBIC até o mestrado, e quiçá o doutorado, a minha eterna admiração e gratidão;

A Prof^a. Mercedes pela orientação, dedicação, amizade e principalmente confiança que sempre me dedicou, até mesmo nos momentos mais difíceis;

Ao Prof^o. Carlos pela atenção, orientação, apoio, direcionamento nos momentos mais difíceis e amizade, fundamentais nesta jornada;

Ao Prof^o. Petreire, que mesmo chegando um pouco tarde no decorrer do trabalho e na minha vida, foi fundamental para a sua conclusão, com toda a sua atenção, carinho e acima de tudo amizade;

Aos inesquecíveis colegas do laboratório, pela amizade e por dividir as broncas da orientadora comigo: Fabi, Renata, Paola, Davison, Igor, Paola, Dannel, Sérgio, Cláudio, Fabrício, Isabel, Luciane. E aos novos e também velhos amigos em uma nova caminhada. Em especial, a amiga Fabi pela ajuda para finalização do trabalho;

Aos amigos do laboratório que participaram na coleta dos dados que utilizei neste trabalho, coletar na seca não é fácil, mas eles dedicaram sangue e suor para cumprir esta tarefa;

Aos meus familiares consanguíneos e escolhidos pela compreensão da minha ausência, gostaria de compartilhar essa conquista, em especial a minha amada Luiza, Gil, Ciane, Josinei, Alexandre, Marcelo, Isabel, Lucas e Cosme;

Ao Sandro Loris, alguém tão especial na minha vida, amigo e companheiro que sempre me ajudou e incentivou nesta caminhada, ao meu lado ou mesmo distante, torcendo por mim;

Ao grande amigo Alexandre, que mesmo atarefado, arranjou tempo para ler e discutir o manuscrito, e com toda a sua atenção e dedicação;

Ao CNPq, INPA, e a todos aqueles, que acreditaram, motivando-me nessa caminhada, e que de alguma forma contribuíram na concretização desta pesquisa.

RESUMO

Poucos estudos têm sido realizados a respeito da ictiofauna no período de seca nos lagos de várzea no Amazonas, considerando o impacto por ações da pesca e modificações do ambiente em lagos. Faltam informações sobre os padrões de organização da ictiofauna que possibilitem um melhor conhecimento dos mecanismos que atuam na sua organização e, que poderão ser utilizados na definição de estratégias de uso dos recursos pesqueiros. Nesse contexto, esse trabalho propõe estudar a ictiofauna em doze lagos situados nas unidades Bancos de Meandros Atuais (BMA) e Depósitos de Inundação Fluvial (DIF) no período de seca, identificando os fatores abióticos (locais e regionais) que influenciam a estrutura das assembléias de peixes. Os peixes foram capturados com malhadeiras no período de seca entre 2002 e 2005, no município de Itacoatiara, Amazonas. Os fatores abióticos medidos foram as variáveis físico-químicas (oxigênio, temperatura, pH e condutividade elétrica) e geomorfológicas (distância do rio, área do lago e profundidade) e investigados os descritores da estrutura das assembléias (riqueza, índice de diversidade, equitabilidade, dominância, captura por unidade de esforço em número de indivíduos ($CPUE_n$) e em peso ($CPUE_w$) e estrutura em comprimento). Para avaliar a similaridade da composição taxonômica entre as unidades foi utilizada uma Análise de Correspondência (CA); para determinar se o tamanho dos peixes foi diferente entre as duas unidades foi utilizado o teste t-pareado, e, para avaliar a influência das variáveis físico-químicas e geomorfológicas nos descritores da estrutura das assembléias foi utilizada análise de covariância (ANCOVA). Nos lagos da BMA foram capturados 3051 exemplares e 224.080,72 gramas de peixes, totalizando 86 espécies. Nos lagos da DIF, foram capturados 2334 exemplares e 216.314,65 g de peixes, totalizando 108 espécies. Na BMA e DIF a ictiofauna foi dominada, em termos de número de indivíduos e composição específica pelos Characiformes, seguida de Siluriformes e Perciformes. *Acestrorhynchus falcirostris*, *Acestrorhynchus falcatus*, *Pellona flavipinnis*, *Moenkhausia lepidura*, *Schizodon fasciatus*, *Potamorhina latior*, *Hemiodus immaculatus*, *Hemiodus* sp. "rabo vermelho", *Pygocentrus nattereri*, *Trachelyopterus galeatus*, *Lycengraulis* sp. *Triportheus auritus*, *T. angulatus*, *Plagioscion squamosissimus* e *Rineloricaria* sp. podem ser consideradas como as mais importantes na composição da ictiofauna, sendo similar entre as unidades. A captura por unidade de esforço em número e biomassa foi maior na BMA, isso reflete o alto número de exemplares das espécies migradoras, de médio porte nessa unidade. A diversidade foi maior na DIF, levando em consideração que a distribuição das espécies foi homogênea nas duas unidades, esse valor é reflexo do valor de dominância dos peixes, que foi maior na BMA. Apesar de redução da área afetar a heterogeneidade de habitats, na seca ainda permanece área alagada nos lagos, o que explica a alta diversidade de peixes. As análises, relacionando a diversidade em peso (H'_w) das assembléias de peixes com as variáveis físico-químicas e geomorfológicas, apontam a profundidade, pH e concentração de oxigênio influenciando a estrutura das assembléias dos lagos. A captura total em peso (CT_w), foi influenciada por fatores regionais (unidade geomorfológica e área do lago) e locais (profundidade e condutividade elétrica). Considerando todas as análises, o determinante primário e mais significativo para a estrutura das assembléias de peixes nos lagos da BMA e DIF foi a profundidade. Os resultados desta pesquisa deverão ter um papel decisivo no aprimoramento do manejo comunitário local e como opção viável para a conservação de recursos pesqueiros na Amazônia.

Palavras-chave: Fatores abióticos, áreas alagadas, águas baixas

ABSTRACT

Few studies have been conducted on the fish fauna during the dry season in the Amazon floodplain lakes, despite the actions of fishing and environmental changes in lakes. This result in lack of information on patterns of organization of the fish fauna that enable a better understanding of the mechanisms that act on it, and that could be used in management strategies. Thus, the work proposes to study the fishes in floodplains lakes located in the bar-and-meander plains and flood deposits units during dry water period, identifying the abiotic factors (local and regional) that influence on the structure of assemblages fish. The fish were collected with gill nets during the dry period between 2002 and 2005, in Itacoatiara, Amazonas. In the bar-and-meander plains and flood deposits the physico-chemical variables (oxygen, temperature, pH, electrical conductivity and depth) and geomorphological (distance from river, lake area and geomorphological unit) were the abiotic factors measured. We also analyzed the descriptors of assemblage structure (richness, diversity index, evenness, dominance, catch per unit effort in number of individuals (CPUE_n) and weight (CPUE_w) structure and length). To evaluate the similarity in the fish species composition between bar-and-meander plains and flood deposits was used Correspondence Analysis (CA); to determine if fish size was different between the two units was used test *t* e Kolmogorov-Smirnov; and to assess the influence of physico-chemical and geomorphological descriptors in the assemblage structure was used covariance analysis (ANCOVA). In bar-and-meander plains were collected 3051 and 224,080.72g of fish, a total of 86 species. In flood deposits, were captured 2334 and 216,314.65g of fish, a total of 108 species. The fish fauna was dominated in terms of individuals number and species composition by Characiformes, Siluriformes and Perciformes. *Acestorhynchus falcirostris*, *Acestorhynchus falcatus*, *Pellona flavipinnis*, *Moenkhausia lepidura*, *Schizodon fasciatus*, *Potamorhina latior*, *Hemiodus immaculatus*, *Hemiodus* sp. "rabo vermelho", *Pygocentrus nattereri*, *Trachelipterus galeatus*, *Lycengraulis* sp. *Triportheus auritus*, *T. angulatus*, *Plagioscion squamosissimus* e *Rineloricaria* sp. can be regarded as the most important in the fish fauna composition, and was similar between the both places. The catch per unit effort in number and weight was higher in bar-and-meander plains, and this reflects the high number of specimens of migratory species, medium-sized this place. Diversity was highest in flood deposits, considering that the species distribution was homogeneous in both units, this value reflects the value of dominance of the fish, which was higher in the bar-and-meander plains. Despite the reduction of the flooded areas that affect the heterogeneity of habitats, drought remains a flooded area in the lakes, which explains the high diversity of fish. And the analysis relating to diversity in weight (H'_w) of fish assemblages with physical-chemical and geomorphological variables point out the depth, pH and oxygen concentration influencing the assemblage structure in lakes. The total catch weight (CT_w) was influenced by regional (geomorphological unit and the lake area) and local factors (depth and electrical conductivity). Thus, the most significant variable for the structure of fish assemblages in lakes of the bar-and-meander plains and DIF was the depth. The results of this research should have a decisive role in the improvement of local and community management as a viable option for conservation of fishing resources in the Amazon.

Keywords: Abiotic factors, flooded areas, low water.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	13
2. OBJETIVO	16
2.1 Objetivo Geral.....	16
2.2 Objetivos Específicos.....	16
3. HIPÓTESE	16
4. MATERIAL E MÉTODOS	17
4.1. Área de estudo	17
4.2. Coleta de peixes.....	20
4.3. Medidas das variáveis físico-químicas e geomorfológicas.....	21
4.4. Caracterização da estrutura das assembléias de peixes.....	21
4.5. Comparações das assembléias entre as unidades geomorfológicas..	24
4.6. Relação entre os descritores da estrutura das assembléias de peixes e os fatores abióticos.....	24
5. RESULTADOS	26
5.1 Caracterização da estrutura das assembléias de peixes na unidade geomorfológica Banco de Meandros Atuais (BMA).....	26
5.1.1.Composição taxonômica.....	26
5.1.2. Descritores de diversidade.....	33
5.2. Caracterização das variáveis físico-químicas e geomorfológicas da unidade Banco de Meandros Atuais (BMA).....	36
5.3. Caracterização da estrutura das assembléias de peixes na unidade geomorfológica Depósito de Inundação Fluvial (DIF).....	37
5.3.1 Composição taxonômica.....	37
5.3.2. Descritores de diversidade.....	46
5.4.Caracterização das variáveis físico-químicas e geomorfológicas da unidade Depósito de Inundação Fluvial (DIF).....	47
5.5 Comparações unidades Geomorfológicas BMA e DIF.....	48
5.5.1 Relações das variáveis físico-químicas e da estrutura da assembléia de peixes nas unidades Geomorfológicas Banco de Meandros Atuais (BMA) e Depósito de Inundação Fluvial (DIF).....	52
6. DISCUSSÃO	56
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	67
8. ANEXOS	78

Anexo I.....	78
Anexo II.....	82
Anexo III.....	86
Anexo IV.....	88
Anexo V.....	95
Anexo VI.....	96

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Lista das espécies de peixes, número de exemplares (N) e peso total dos exemplares (PT) das espécies coletadas nos lagos situados na unidade Banco de Meandros Atuais (BMA) no período de seca, Itacoatiara, AM.....	28
Tabela 2. Descritores da estrutura das assembléias de peixes dos lagos situados na unidade Banco de Meandros Atuais (BMA) e Depósito de Inundação Fluvial (DIF) no período de seca, Itacoatiara, AM. N e P= número e peso total de indivíduos, CPUE _n =Captura por unidade de esforço em número, CPUE _w =Captura por unidade de esforço em peso, S= riqueza, H _n '= diversidade de Shannon-Wiener baseado em número de indivíduos, H _w '= diversidade de Shannon-Wiener baseado em peso de indivíduos, 1-D= diversidade de Simpson, E _n = índice de equitabilidade baseado em número, E _w = índice de equitabilidade baseado em peso, d= dominância de Berger-Parker.....	35
Tabela 3. Valores médios e o desvio padrão das variáveis físico-químicas e geomorfológicas medidos nos lagos situados na unidade geomorfológica Banco de Meandros Atuais (BMA) e Depósito de Inundação Fluvial (DIF) no período de seca, Itacoatiara, AM. Oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica (Cond.), temperatura (Temp.) e potencial hidrogeniônico (pH) profundidade (Profund.), distância dos lagos para o rio principal (Dit. rio), área dos lagos na seca (Área seca).....	37
Tabela 4. Lista das espécies de peixes, número de exemplares (N) e peso total dos exemplares (PT) das espécies coletadas nos lagos situados na unidade Depósito de Inundação Fluvial (DIF) no período de seca, Itacoatiara, AM.....	40
Tabela 5. Média e desvio padrão do comprimento padrão (cm) das espécies de peixes capturadas nos lagos situados nas unidades Banco de Meandros Atuais (BMA) e Depósito de Inundação Fluvial (DIF) no período de seca, Itacoatiara, AM. Resultado do teste t e Kolmogorov-Smirnov.....	50
Tabela 6. Resultados da Análise de Covariância (ANCOVA) utilizando como variável resposta a diversidade em peso, e as variáveis explanatórias concentração de oxigênio (O ₂), potencial hidrogênionico (pH) e profundidade dos lagos (PF) das unidades Banco de Meandros Atuais e Depósito de Inundação Fluvial (DIF) no período de seca, Itacoatiara, AM.....	54
Tabela 7. Resultados da Análise de Covariância (ANCOVA) utilizando como variável resposta a captura em peso (CTw), e as variáveis explanatórias profundidade dos lagos (PF), área dos lagos (A), condutividade (CD) e unidade geomorfológica (U) das unidades Banco de Meandros Atuais e Depósito de Inundação Fluvial (DIF) no período de seca, Itacoatiara, AM.....	54

Tabela 8. Índices de diversidade de Shannon-Weaver baseado em número de indivíduos (H_n') e peso dos indivíduos (H_w') dos lagos de várzea da Amazônia no período de seca..... 62

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização da Ilha do Risco, unidade de bancos de meandros atuais (BMA) e Complexo lacustre do rio Arari, unidade de depósito de inundação (DIF), Itacoatiara, Amazonas.....	19
Figura 2. Variação mensal do nível da água (médias) do rio Solimões-Amazonas nos anos de 2006, 2007 e 2008, Itacoatiara, Amazonas. Fonte: www.snph.am.gov.br	20
Figura 3. Esquema de definição de pontos a serem utilizados nas medidas de distância dos lagos ao canal do rio principal (foram utilizados três tipos de lagos que ocorrem nas unidades geomorfológicas BMA e DIF).....	22
Figura 4. Composição das espécies com número de indivíduos (%) e peso total dos indivíduos (%) acima de 1%, na unidade Banco de Meandros Atuais (BMA), Itacoatiara, AM. As espécies estão organizadas em ordem decrescente da soma de indivíduos.....	29
Figura 5. Estrutura de comprimento das assembleias de peixes de pequeno, médio e grande porte baseado no tamanho máximo das espécies (ver Anexo II) capturados nos lagos situados na unidade Banco de Meandros Atuais (BMA) no período de seca, Itacoatiara, Amazonas.....	35
Figura 6. Curvas de rarefação estimadas para os lagos situados na unidade de Banco de Meandros Atuais (BMA) no período de seca, Itacoatiara, AM.....	36
Figura 7. Composição das espécies com número de indivíduos (%) e peso total dos indivíduos (%) acima de 1%, na unidade Depósito de Inundação Fluvial (DIF) no período de seca, Itacoatiara, AM. As espécies estão organizadas em ordem decrescente da soma de indivíduos.....	42
Figura 8. Estrutura de comprimento dos peixes de pequeno, médio e grande porte capturados nos lagos situados na unidade Depósito de Inundação Fluvial (DIF), Itacoatiara no período de seca, Amazonas.....	48
Figura 9. Curva de rarefação estimada para lagos situados na unidade Depósito de Inundação Fluvial (DIF) no período de seca, Itacoatiara, AM.....	49
Figura 10. Análise de correspondência da composição específica dos lagos situados na unidade geomorfológica Banco de Meandros Atuais (BMA) e Depósito de Inundação Fluvial (DIF) no período de seca, Itacoatiara, AM. (O lago Acari não foi utilizado).....	52
Figura 11. Média e desvio padrão do comprimento padrão (cm) das espécies de peixes capturadas e agrupadas e acordo com os lagos situados nas unidades Banco de Meandros Atuais (BMA) e Depósito de Inundação Fluvial (DIF) no período de seca, Itacoatiara, AM. Resultado do teste t-pareado.....	53
Figura 12. Médias ajustadas (g/m ² /h) relativas ao modelo final da Análise de	

Covariância (ANCOVA) onde a captura total em peso (CT_w) é a variável resposta (1 - BMA e 2 - DIF) nas unidades Banco de Meandros Atuais e Depósito de Inundação Fluvial (DIF) no período de seca, Itacoatiara, AM..... 56

1. INTRODUÇÃO

A maioria dos sistemas de rios das regiões tropicais da América do Sul é caracterizada por possuir extensas áreas periodicamente alagadas. A alta pluviosidade e topografia característica desta região oferece condições propícias à existência de uma densa rede de drenagem que, associada às grandes extensões de terras baixas e ao pulso das águas, causam inundações periódicas nas margens de rios, várzeas e igapós (Sioli, 1984; Sippel *et al.*, 1992; Junk e Weber 1996). No rio Solimões/Amazonas e seus afluentes, o pulso de inundação é monomodal, a flutuação do nível da água é lenta e mostra um ciclo anual previsível de períodos de cheia e seca. A amplitude média (diferença do nível entre a seca e a cheia) é alta, e nas proximidades de Manaus, alcança cerca de 10 m, ou seja, áreas que no período da seca estão emersas, durante a cheia chegam a estar a 10 metros de profundidade (Junk e Weber, 1996; Bittencourt e Amadio, 2007). As implicações decorrentes da regularidade desse padrão de inundação são de extrema importância ecológica, uma vez que determinam a existência de uma alternância entre as fases aquática e terrestre (Junk e Watzen, 2004) e os peixes são fortemente influenciados por essas condições.

Nas várzeas do rio Solimões/Amazonas próximo a Manaus, a fauna de peixes é rica e diversificada, tendo sido registradas entre 77 e 226 espécies (Bayley, 1983; Junk *et al.*, 1983, Merona e Bittencourt, 1993; Saint-Paul *et al.*, 2000; Siqueira-Souza e Freitas, 2004). Essa riqueza faz com que os lagos apresentem elevada importância na pesca desenvolvida pelas comunidades ribeirinhas e pelos pescadores comerciais (Bayley e Petrere, 1989; Cardoso e Freitas, 2008; Nolan *et al.*, 2009). Nesse caso, a atividade pesqueira está adaptada às mudanças na composição da ictiofauna, que é decorrente da variação nos fatores bióticos (Ribeiro e Petrere, 1990) e abióticos (Merona e Bittencourt, 1993; Yamamoto, 2004; Siqueira-Souza, 2007) característicos de cada período do ciclo hidrológico. No período de cheia ocorre a expansão dos habitats e homogeneização do ambiente (Junk, 2000; Thomaz *et al.*, 2007), enquanto que na seca, a retração da área alagada resulta no isolamento dos lagos. Essa situação leva à diminuição de habitats, aumento da densidade de peixes, assim como das interações bióticas, especialmente a predação (Soares *et al.* 2009; Merona e Bittencourt, 1993; Saint-Paul *et al.*, 2000; Do

Vale, 2003; Yamamoto, 2004) e abióticas (Forsberg *et al.*, 1988; Darwich, 1995; Carvalho *et al.*, 2001) dos lagos.

Em áreas alagáveis estudos têm apontado a relação entre o ciclo de inundação com a composição e abundância de peixes em rios (Lowe-McConnell 1964; Goulding, 1980; Silvano *et al.*, 2000), paranás (Silvano *et al.*, 2000; Freitas e Garcez, 2004) e lagos de várzea (Merona e Bittencourt, 1993; Saint-Paul *et al.*, 2000; Do vale, 2003; Yamamoto, 2004; Soares *et al.*, 2009). Também, as mudanças nas variáveis físicas e limnológicas exercem influência na estrutura das assembléias de peixes, funcionando como filtros ambientais, ou seja, influenciando na permanência de algumas espécies de acordo com as características que o corpo d'água apresenta. No período de alagação nos lagos de água branca, a concentração de oxigênio influencia na distribuição das espécies (Junk *et al.*, 1983, Saint-Paul e Soares, 1987; Anjos *et al.*, 2008); em lagos de águas mistas, a transparência influencia a composição específica de assembléias de peixes (Araújo, 2004); em lagos de água preta, a transparência, a condutividade, a temperatura, a largura e a profundidade são determinantes na estruturação das assembléias de peixes (Anjos, 2007). Outro aspecto importante é a variação espacial. Em lagos situados em diferentes unidades geomorfológicas (costa e ilha) ocorre uma variação na diversidade (Siqueira-Souza, 2007). De forma semelhante foi detectada diferença na produtividade pesqueira em lagos conforme as suas características geomorfológicas e acessibilidade, através de dados de desembarque (Nolan, 2005). Em lagos localizados próximo a Itacoatiara, AM, por meio de entrevistas com os pescadores, Pereira (1999) identificou diferenças na composição de espécies capturadas, e relacionou com a geomorfologia do ambiente pesqueiro. Essas áreas são diferentes também considerando o tempo geológico, pois os depósitos de inundação fluvial são mais antigos que os bancos de meandros atuais, influenciando os nutrientes disponíveis no substrato, assim como características morfométricas descritas acima (Iriando, 1982).

A influência do período de alagação na composição e estrutura da ictiofauna da várzea Amazônica pode ser considerada razoavelmente bem conhecida (ex. Merona e Bittencourt, 1993; Saint-Paul *et al.*, 2000; Do vale, 2003; Yamamoto, 2004; Siqueira-Souza e Freitas, 2004) em função da facilidade de acesso aos variados habitats. Isso é dificultado na seca, resultando em escassez de informações,

especificamente sobre a influência das variáveis ambientais na estrutura das assembléias de peixes. No entanto, podem ser destacados os trabalhos realizados em lagos da bacia do rio Orinoco, Venezuela (Rodrigues e Lewis, 1997) e no rio Araguaia, Brasil (Tejerina-Garro *et al.*, 1998), onde foi verificado que as assembléias de peixes são influenciadas principalmente pela piscívoros, sob a influência da transparência da água, que por sua vez é controlada pela morfometria do lago. Também, no Pantanal fatores que determinaram a estrutura das comunidades de peixes estão associados principalmente com a cobertura de macrófitas aquáticas, morfometria dos lagos e abundância de espécies piscívoras (Súarez *et al.*, 2001). Nos lagos isolados da planície de alagação do rio Paraná, um estudo no período de seca evidenciou que a riqueza, densidade e biomassa das espécies de peixes foram influenciadas por fatores como profundidade e nutrientes, que estão relacionados à conectividade dos lagos com o rio principal (Petry *et al.* 2003). Nesse cenário, os lagos de várzea da Amazônia central com características morfométricas que favorecem a permanência de água, são propícios a permanência dos peixes, e, podem ser considerados como importante refúgio temporário para muitos peixes durante a seca.

Nas várzeas da Amazônia Central, predominam dois tipos de unidades geomorfológicas, formadas pelo padrão de sedimentação diferenciado: a unidade de Bancos de Meandros Atuais e a unidade de Depósitos de Inundação (Iriundo, 1982). Os bancos de meandros atuais correspondem à faixa de sedimentos arenosos que o rio deposita na fase geológica atual, apresenta seqüências paralelas de pequenos lagos estreitos e alongados, que sofrem maior influência do canal principal, devido á proximidade com o rio. Os depósitos de inundação fluvial são caracterizados por áreas planas homogêneas, com lagos de formas e tamanhos diversos e canais irregulares pequenos (Iriundo, 1982). Nos lagos localizados em ambas as unidades, Pereira (1999), conforme já mencionado, identificou diferenças na composição de espécies capturadas conforme a geomorfologia do ambiente pesqueiro.

Poucos estudos têm sido realizados no período de seca sobre a ictiofauna nas regiões Neotropicais, e essa quantidade é ainda menor no que se refere a Amazônia, quando já é visível o impacto antrópico, por ações da pesca e modificações do ambiente em lagos. Faltam informações sobre os padrões de organização da ictiofauna, principalmente relacionando a influência do período de

seca sobre os aspectos físico-químicos e geomorfológicos dos lagos e se a ictiofauna responde a essas características com algum tipo de padrão de permanência nestes lagos. A ausência deste tipo de estudo tem sido um obstáculo para a compreensão deste sistema, pois, a partir destas informações será possível uma melhor definição de estratégias de manejo comunitário local, como opção viável para a conservação de recursos pesqueiros em lagos de várzea da Amazônia Central. Nesse contexto, o trabalho propõe estudar a ictiofauna em lagos situados nas unidades bancos de meandros atuais (BMA) e depósitos de inundação fluvial (DIF) no período de seca, identificando os fatores abióticos (locais e regionais) que influenciam a estrutura das assembléias de peixes.

2. OBJETIVOS

2.1 Geral

Investigar a ictiofauna dos lagos de várzea situados em dois tipos de unidades geomorfológicas, identificando os fatores abióticos locais e regionais que influenciam a estrutura das assembléias de peixes no período de seca.

2.2 Específicos

1. Caracterizar a estrutura das assembléias ictíicas em lagos localizados nas duas unidades geomorfológicas;
2. Caracterizar as variáveis físico-químicas e geomorfológicas em lagos das duas unidades geomorfológicas;
3. Comparar a estrutura das assembléias ictíicas em lagos das duas unidades geomorfológicas;
4. Relacionar a estrutura das assembléias ictíicas com fatores abióticos nas duas unidades geomorfológicas;

3. HIPÓTESES

H_{01} = A estrutura das assembléias de peixes não difere nos lagos situados nas duas unidades geomorfológicas no período de seca.

H_{02} = A estrutura das assembléias não é influenciada pelos fatores abióticos (locais e regionais) dos lagos situados nas duas unidades geomorfológicas no período de seca.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

O estudo foi realizado em doze lagos, no rio Solimões/Amazonas, no município de Itacoatiara, Amazonas. Seis lagos estão localizados na unidade geomorfológica denominada “bancos de meandros atuais” (BMA) e seis na unidade geomorfológica denominada “Depósito de Inundação Fluvial” (DIF).

Na unidade BMA, as coletas foram realizadas na ilha do Risco, localizada na margem esquerda do rio, numa área aproximada de 160 km², cerca de 15 km a jusante de Itacoatiara. A ilha foi formada pelo processo de erosão-sedimentação, sendo um banco de sedimentação característico das ilhas fluviais da Amazônia (Iriondo, 1982; Pereira, 2007). Completamente banhada pelo rio Solimões/Amazonas, a ilha tem em seu interior muitos lagos de várzea que são abastecidos principalmente por esse rio, pela precipitação pluviométrica e, eventualmente pelo lençol freático. Esses lagos são, na realidade, parte de sistemas de lagos que apresentam forma alongada sem ramificações dendríticas, tipicamente de várzea (Rozo, 2004; Nolan, 2005).

Durante o período de seca, alguns desses lagos secam completamente e outros se resumem a pequenas poças d'água que permanecem desconectados entre si e com o canal principal. Na enchente, a água do rio alcança os lagos interiores por diferentes canais de conexão. No pico da cheia, grande parte da ilha é inundada e quase todos os lagos ficam conectados entre si, e, com o rio Solimões/Amazonas.

Para as amostragens na ilha do Risco foram selecionados os lagos Comandá (3°10'50"S e 58°15'01"W), Praia (3°11'16"S e 58°16'57"W), Tracajá (3°09'51"S e 58°14'59"W), Acari (3°11'01"S e 58°17'38"W), Pucu (3°10'11,56"S e 58°19'01,21"W) e Purupuru (3°08'50,87"S e 58°16'06,35"W). Os lagos Praia e Comandá estão localizados na porção mais distante do canal do rio, enquanto Acari, Pucu, Purupuru e Tracajá estão na porção próxima do canal do rio. Todos os lagos estão próximos do canal principal do rio Solimões/Amazonas (Figura 1).

Na unidade DIF, as coletas foram realizadas no complexo lacustre do rio Arari, localizado na margem direita do rio Solimões/Amazonas, englobando uma

área de cerca 462 km², distante 19 km a jusante de Itacoatiara. Esse complexo está inteiramente localizado em uma área deprimida de terra firme circunscrita por depósitos de inundação na margem Sul. Na parte baixa e ao longo do canal de drenagem, a região apresenta solo argiloso hidromórfico localmente denominado de “massapê”. O rio Arari é um canal de fluxo reversível que atravessa a terra firme e deságua em um lago de várzea que faz margem à esquerda do rio Solimões/Amazonas. O rio Arari é um corredor que coleta a drenagem da terra firme e faz a ligação entre as áreas alagadas no eixo ocidental-oriental (Iriundo, 1982; Pereira, 2007). Os lagos podem receber águas dos rios de águas brancas, pela precipitação pluviométrica e, eventualmente por lençol freático, de águas claras e escuras da bacia de drenagem local por meio de igarapés. São essas águas que podem afluir ao rio e assumir maior importância nos lagos durante a vazante e seca.

Os lagos presentes nessa área, em sua maioria são dendríticos alongados (Rozo, 2004), apresentam forma de neurônio, porém possuem eixo principal definido e maior que os outros tipicamente de terra firme. Os lagos com formato redondo oval e redondo alongado também ocorrem na DIF, área de transição várzea-terra firme (Rozo, 2004; Nolan, 2005).

A drenagem desses lagos ocorre através de canais muito rasos, estreitos e meandriformes, denominados de “furos” ou “igarapés” que drenam a água para os paranás ou para o canal principal do rio. Na enchente, a água do rio aflui aos lagos interiores por diferentes canais de conexão; no pico da cheia, grande parte da região é inundada e quase todos os lagos, paranás, furos, igarapés interiores ficam conectados entre si e com o rio Arari e, conseqüentemente com o rio Solimões-Amazonas.

Semelhantes aos lagos da BMA, no período de seca alguns lagos da DIF secam completamente e, outros ficam reduzidos a pequenas poças d’água, em geral isolados, e, sem comunicação permanente com o canal principal do rio.

Para as amostragens na unidade Depósito de Inundação Fluvial (DIF) foram selecionados os lagos Araçá (3°19’54”S e 58°18’25”W), Araçazinho (3°16’18,1”S e 58°17’24,4”W), Babaçu (3°18’09”S 58°17’16”W), Juquiri (3°17’00,1”S 58°17’58”W), Itapaiuna (3° 21’13,2”S e 58°18’30,7”W) e Sucuriju (3°10’47”S e 58°19’2”W). Estes lagos estão mais distantes do canal principal do rio comparados aos lagos da BMA (Figura 1).

Os dados de nível do rio fornecidos pelo Sociedade de Navegação Portos e Hidrovias do Amazonas (SNPH) mostram que o nível d'água atinge seu pico máximo em junho e a cota mínima em novembro (Figura 2). Os lagos localizados no Complexo do rio Arari e na ilha do Risco estão conectados com o rio Solimões/Amazonas no período de cheia (abril, maio, junho, julho) e isolados do rio no período de seca (setembro, outubro, novembro, dezembro e janeiro) (Figura 2). Porém, a água só começa a entrar nos lagos no final de janeiro.

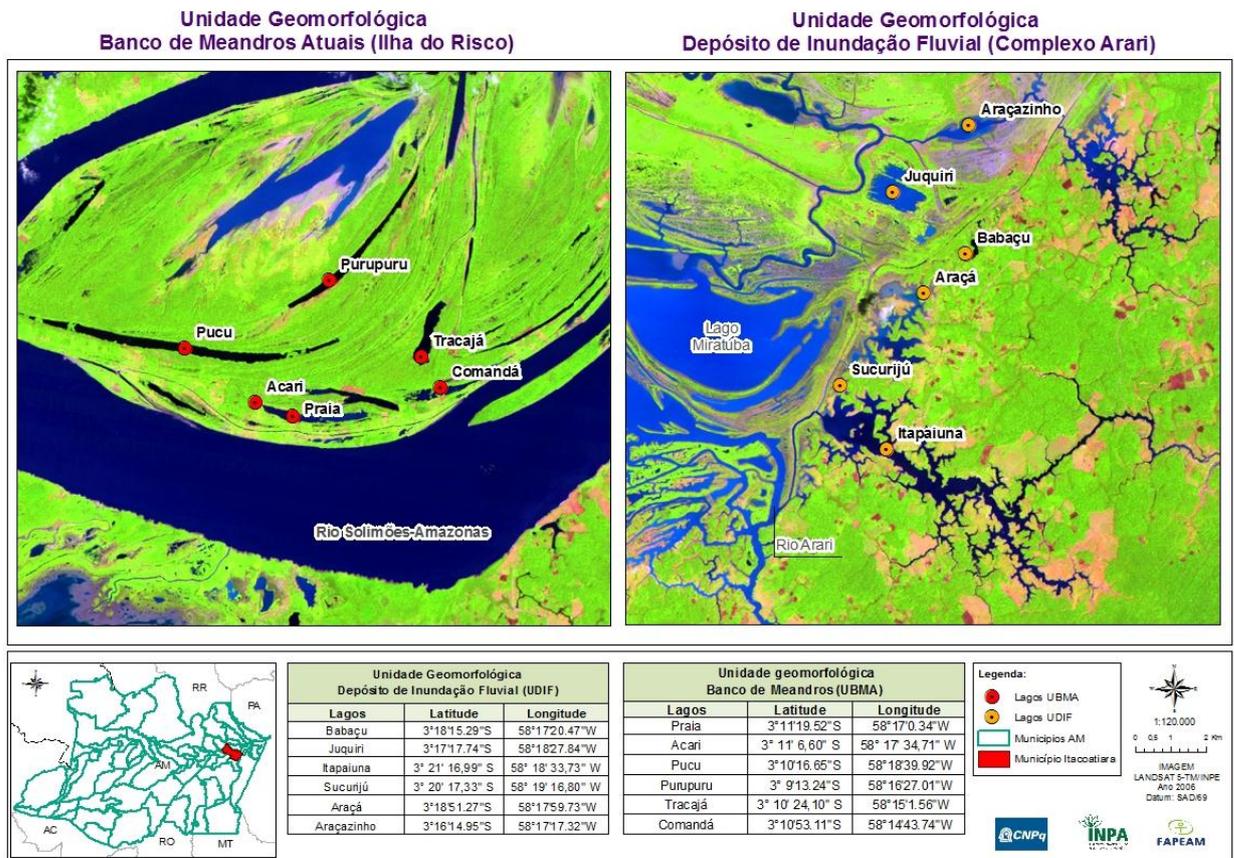


Figura 1. Localização da Ilha do Risco (unidade geomorfológica Bancos de Meandros Atuais - BMA) e Complexo lacustre do rio Arari (unidade geomorfológica Depósito de Inundação Fluvial- DIF), Itacoatiara, Amazonas.

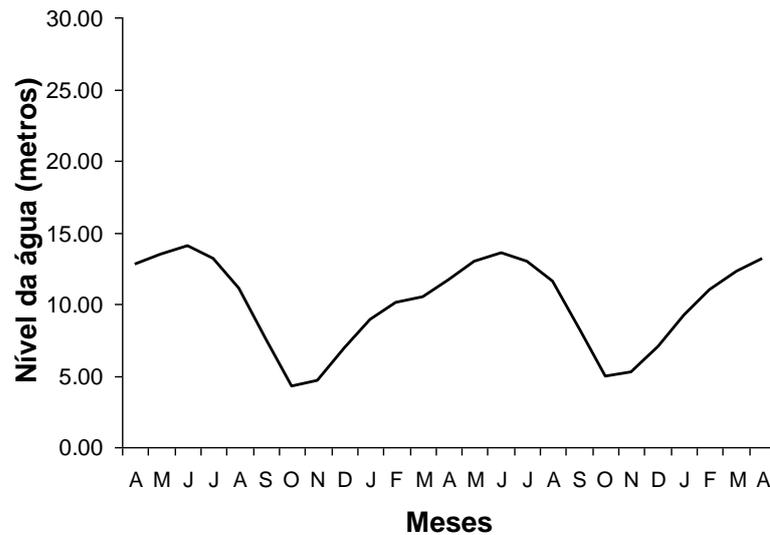


Figura 2. Variação média mensal do nível da água do rio Solimões/Amazonas nos anos de 2006, 2007 e 2008, Itacoatiara, Amazonas. Fonte: www.snph.am.gov.br,

4.2 Coleta de peixes

Os peixes foram capturados durante as excursões do Projeto “Influência da conectividade entre sistemas aquáticos na comunidade de peixes: Implicações para o manejo da pesca em lagos de várzea, município de Itacoatiara, Amazonas” (FAPEAM – N^o. 868/2003, N^o. 1340/04; CNPq/PNO PG N^o. 550562/01-0). As excursões foram realizadas no período de seca em outubro de 2002 e novembro de 2005 na ilha do Risco, em novembro de 2002 e em janeiro de 2006 no complexo lacustre do rio Arari. Essa diferença no tempo de coleta ocorreu pois as coletas ocorreram em projetos diferenciados.

Em cada lago, a pesca foi realizada com baterias de oito malhadeiras de 25 x 2 metros, com tamanhos de malha de 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80 e 90 mm entre nós opostos, que permaneceram na água por 24 horas, com despesca de seis em seis horas. Após as capturas, os exemplares foram etiquetados e a identificação dos exemplares foi realizada com auxílio de chaves taxonômicas de identificação (Ferreira *et al.*, 1998; Santos *et al.*, 2004; Santos *et al.*, 2006; Soares *et al.*, 2007) e com a ajuda de especialistas do INPA. Em seguida, para cada exemplar foram registrados dados de comprimento padrão (Cp), em centímetros (cm), e peso total (Pt), em gramas (g).

4.3 Medidas das variáveis físico-químicas e geomorfológicas

As seguintes variáveis limnológicas foram mensuradas nos lagos da BMA e DIF: pH (phmetro Thermo), temperatura (termístor YSI modelo 63), condutividade (condutímetro YSI modelo 33), concentração de oxigênio dissolvido na água (oxímetro YSI modelo 95). Todos os parâmetros foram medidos na superfície, meio e fundo dos lagos. A caracterização geomorfológica foi realizada utilizando a profundidade (medida com o profundímetro) e também foi realizada a análise morfométrica do lago com um ecobatímetro (Piranha Max-10). A área dos lagos e distância destes em relação ao rio Solimões/Amazonas foram obtidas através de análises de imagens de satélite. As imagens utilizadas foram do LANDSAT georreferenciadas por especialistas na área. Essas análises foram realizadas com o auxílio do programa Global Mapper v.11.0. Para o cálculo da distância (km) adotou-se três medidas diferentes levando em consideração pontos mais próximos e distantes do lago em relação ao rio, e obteve-se a média desses valores (Figura 3). A imagem de outubro de 2005 foi utilizada como referente ao período de seca.

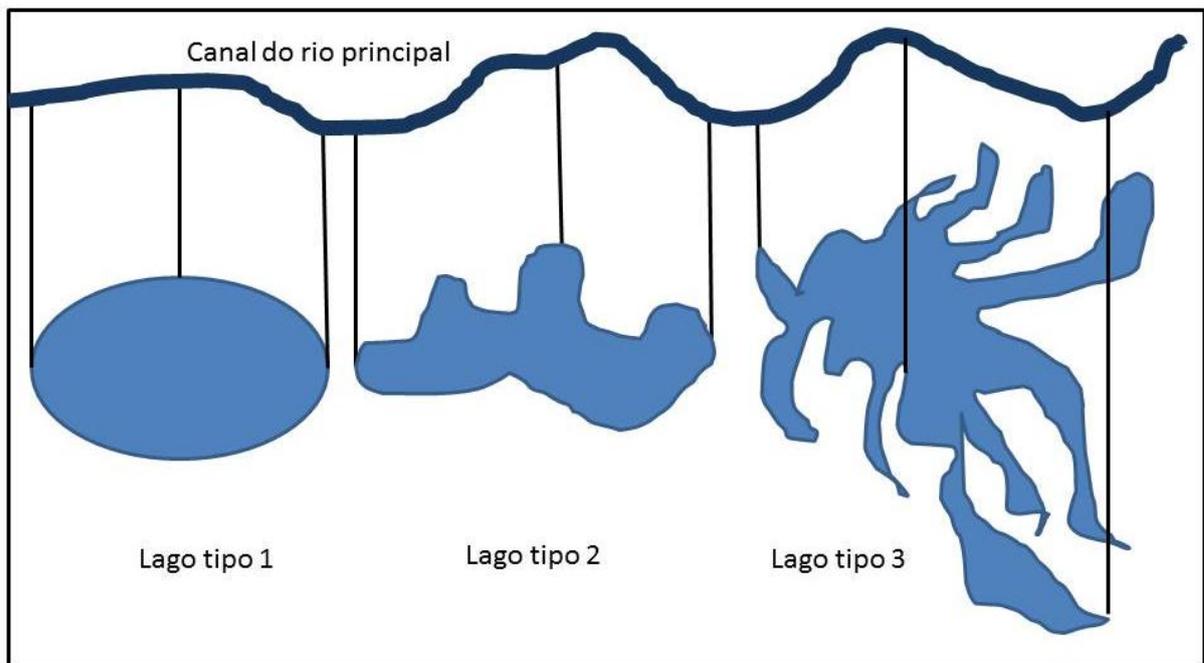


Figura 3. Esquema de definição de pontos a serem utilizados nas medidas de distância dos lagos ao canal do rio principal (foram utilizados três tipos de lagos que ocorrem nas unidades geomorfológicas BMA e DIF).

4.4 Caracterização da estrutura das assembléias de peixes

A estrutura de comprimento das assembléias de peixes foi expressa em tabelas de freqüência. Foram calculadas a riqueza, índices de diversidade, a equitabilidade e a dominância.

Com a finalidade de comparações quantitativas entre as assembleias de peixes e locais amostrados, foi calculada a captura por unidade de esforço, em número de indivíduos ($CPUE_n$) e em biomassa ($CPUE_w$) (peso corporal dos peixes em gramas). A $CPUE_n$ é definida como o somatório do número de peixes/ m^2/h e $CPUE_w$ somatório do peso em gramas/ m^2/h , sendo representado pela seguinte equação:

$$CPUE = \left(\sum_{i=1}^n \frac{N}{Áreabateria \times Tempopesca} \right) \times 100 \quad (1)$$

Onde: $N = n^{\circ}$ de peixes capturados para um determinado tamanho de malha ou peso total dos exemplares das espécies capturadas para um determinado tamanho de malha; $n =$ tamanhos de malha empregados nas pescas (20, 30, 40, 50, 60, 70, 80 e 90) e Área Bateria x Tempo Pesca = esforço de pesca para um dado tamanho de malha durante o tempo de exposição ($450 m^2 \cdot 24 h = 9600 m^2 \cdot h$).

Para investigar a estrutura em comprimento das assembleias de peixes dos lagos em cada unidade geomorfológica, foram construídas tabelas de distribuição de freqüência de ocorrência das classes de comprimento padrão de acordo com o tamanho de cada espécie. Assim, conforme classificação sugerida por Vazzoler (1996), os exemplares de cada espécie foram enquadrados em três categorias: pequeno porte, com o comprimento padrão até 20 cm; médio porte, de 21 cm até 40 cm; e grande porte, a partir de 40 cm.

Para cada lago, foi calculada a riqueza (S) observada, que é uma das formas mais simples para avaliar a diversidade. Porém, para investigar a efetividade dos valores de riqueza obtidos nas capturas em cada lago de cada unidade geomorfológica, foram utilizados dois métodos: jackknife 1 e rarefação. A utilização

destes métodos permite que a riqueza seja comparada levando em consideração amostragens com diferentes intensidades (Krebs, 1999).

A) Jackknife 1 (Heltshe e Forrester, 1983) (\hat{S}), baseado na frequência de espécies únicas (espécies que só ocorreram em uma única amostra).

$$\hat{S} = S + (n - \frac{1}{n}) * k \quad (2)$$

Onde: \hat{S} = riqueza específica estimada pelo jackknife, S = riqueza de espécies na amostra "n", n = número total de amostras, k = número de espécies únicas, isto é, coletadas uma única vez.

B) Curvas de rarefação (Sanders, 1968; Krebs, 1999), a vantagem deste método é sua independência do tamanho da amostra, além de permitir a comparação entre diferentes amostras, no caso, ambientes, pois leva em consideração dados sobre abundância específica e não o número absoluto de espécies.

$$E(\bar{S}_n) = \sum_{i=1}^S [1 - \left[\left(\frac{N - N_i}{n} \right) / \frac{N}{n} \right]] \quad (3)$$

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). As análises foram realizadas com o auxílio do programa PAST (Hammer, 2001) e Ecological Methodology (Krebs, 1989).

Para caracterizar a diversidade da assembléia de peixes, foi empregado o índice de diversidade de Shannon-Weaver (Krebs, 1989). O índice mede a heterogeneidade de espécies, quanto maior seu valor, mais heterogênea é a comunidade, ou seja, maior é sua diversidade. Conforme Magurran (1996) foi adotada a seguinte classificação para a diversidade: <1 nits. ind⁻¹ = muito baixa; 1 - 2 bits.ind⁻¹ = baixa; 2 - 3 bits.ind⁻¹ = média; 3 - 4 bits.ind⁻¹ = alta; e >4 bits.ind⁻¹ = muito alta. Para avaliar a importância da unidade métrica utilizada no índice, Shannon-Weaver foi calculado baseado em abundância (H'_n) e peso total (H'_w) das espécies de peixe, segundo a fórmula:

$$H' = - \sum (p_i) * (\ln p_i) \quad (4)$$

onde:

$$p_{in} = n_i/N \text{ e } p_{iw} = w_i/W \quad (5 \text{ e } 6)$$

Onde: n_i = número de exemplares da i -ésima espécie; w_i = peso dos exemplares da i -ésima espécie; N o número de total exemplares da amostra e W é o peso total de exemplares da amostra.

Para complementar a interpretação do índice de Shannon-Weaver, foi calculado o índice de equitabilidade (índice da igualdade) baseado em número e peso total dos indivíduos (Magurran, 1996). Este índice avalia 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. O índice é expresso pela fórmula: $E = H'/\ln S$ (7), onde: H'_n = Índice de Shannon-Weaver baseado em número de indivíduos; H'_w = Índice de Shannon-Weaver baseado em peso total de indivíduos e S = Número de espécies presentes na amostra.

O índice de Berger-Parker (1970) representa a dominância de uma espécie na estrutura da comunidade, e complementa, assim como a equitabilidade, o entendimento da diversidade das assembléias. O índice é expresso pela fórmula: $d = n_{\max} / N$ (8), onde: n_{\max} = número de indivíduos da espécie mais abundante e N = número total de indivíduos.

O índice de diversidade de Simpson (Krebs, 1999) também foi utilizado, pois dá ênfase as espécies dominantes. Esse índice reflete a probabilidade de dois indivíduos escolhidos ao acaso na comunidade pertencerem à espécies diferentes. É calculado como:

$$1 - D = \sum_{i=1}^S \frac{n_i * (n_i - 1)}{N * (N - 1)} \quad (9)$$

Onde: $1-D$ = índice de Simpson; n_i = número de indivíduos da i -ésima espécie, para i variando de 1 a S (Riqueza), e N = número total de indivíduos. Todos os índices foram gerados com o auxílio do programa *PAST* (Hammer, 2001).

4.5 Comparações das assembléias entre as unidades geomorfológicas

Para investigar as relações de similaridade das assembléias de peixes dos lagos em cada unidade geomorfológica, foi empregado uma Análise de Correspondência (CA). A Análise de Correspondência é uma técnica multivariada que não requer multinormalidades das variáveis envolvidas (Manly, 2008), sendo eficiente para a identificação de padrões e para a redução dos fatores envolvidos na explicação de um determinado fenômeno ecológico (Ludwig e Reynolds, 1988).

Para verificar se existe diferença no tamanho médio de cada espécie de acordo com a unidade geomorfológica foi utilizado teste t pareado ($\alpha=0,05$) (Zar, 1996). As análises foram realizadas com o auxílio do programa *Bioestat 5.0* (Ayres, *et al.*, 2007).

4.5.1 Relação entre os descritores da estrutura das assembléias de peixes e os fatores abióticos

Com o propósito de avaliar a influência das variáveis físico-químicas (temperatura, concentração de oxigênio, pH, condutividade e profundidade) e geomorfológicas (área, distância do rio, unidade geomorfológica - BMA e DIF) na estrutura das assembléias de peixes dos lagos foram realizadas análises de covariância (ANCOVA). Como variáveis resposta (Y), foram utilizadas: a estimativa de diversidade Shannon-Weaver, (H_n' e H_w'), a diversidade de Simpson (1-D) e a captura em peso (CT_w). Assim, temos diferentes ANCOVAS para cada Y considerado, neste caso não é possível fazer uma MANCOVA porque as variáveis Y não são estocasticamente independentes, visto que foram calculadas utilizando-se o mesmo conjunto de dados.

Na primeira análise, as variáveis explanatórias e a variável indicadora (tipo de unidade geomorfológica) foram utilizadas em conjunto, de acordo com o seguinte modelo:

$$Y = \alpha + \beta_1 * O_2 + \beta_2 * CD + \beta_3 * TP + \beta_4 * pH + \beta_5 * PF + \beta_6 * DR + \beta_7 * A + U; \quad (12)$$

Onde:

Y – denota diferentes variáveis explanatórias - O_2 = concentração de oxigênio na água; CD=condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$); TP= temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), pH= potencial hidrogeniônico da água; PF= profundidade do lago (m); DR= distância do lago ao rio (km); A=área do lago (km^2);

Variável indicadora - U= unidade geomorfológica (BMA=1; DIF=2). Cada uma das variáveis resposta ($Y = H'n$ ou $H'w$ ou 1-D ou CT_w) foi analisada separadamente no modelo acima descrito.

Foi adotado um procedimento heurístico para descartar as variáveis explanatórias uma a uma, acompanhadas da variável indicadora através da inspeção de seu nível de significância adotando-se um valor conservador de $p=0,15$. Qualquer valor acima disso fez com que a variável fosse descartada; caso contrário foi retida (Draper e Smith, 1981). Posteriormente as diferentes análises foram validadas analisando visualmente os resíduos em busca de heterogeneidade de variância, tendências para curvas ou linearidades, e, por fim, testando a normalidade dos resíduos através do teste de Shapiro-Wilks (Triola, 1999). As análises foram realizadas com o auxílio do programa Systat 12 (Wilkson, 2011).

5. RESULTADOS

5.1 Caracterização da estrutura das assembléias de peixes da unidade geomorfológica Banco de Meandros Atuais (BMA)

5.1.1 Composição taxonômica

Nos lagos pertencentes à unidade geomorfológica Banco de Meandros Atuais (BMA) foram capturados um total de 3051 exemplares e 224.080,72 gramas de peixes, totalizando 86 espécies. Characiformes foi a ordem dominante com 59% das espécies, Siluriformes com 17%, Perciformes com 16%, Gymnotiformes e Osteoglossiformes com 2% cada e, finalmente, Clupeiformes e Lepidosireniformes com 1% cada (Tabela 1).

Os dados de captura por unidade de esforço em número de exemplares (CPUE_n), apontam que a CPUE_n média na BMA foi de 5.29±4.37 peixes/m²/h (Tabela 2). As espécies numericamente mais representativas na BMA que corresponderam a 65% do total de exemplares foram: *Triporthus auritus* (10,5%), seguido de *Hemiodus* sp. “rabo vermelho” (8,0%), *Moenkausia lepidura* (7,5%), *Acestrorhynchus falcirostris* (7,3%), *Pygocentrus nattereri* (7,3%), *Hemiodus immaculatus* (6%), *Rineloricaria* sp. (5%), *Pellona flavipinnis* (4%), *Triporthus angulatus* (3,5%), *Acarichthys heckellii* (3%) e *Acestrorhynchus falcatus* (3%) (Tabela 1; Figura 4). No Acari e Purupuru, além das espécies acima mencionadas, foram também representativas *Dianema longibarbis*, *Osteoglossum bicirrhosum*, *Astronotus ocellatus*, *Schizodon fasciatus*, *Trachelyopterus galeatus* e *Serrasalmus maculatus* (Anexo I). Os maiores valores em número de exemplares foram calculados para os lagos Praia, Comandá e Tracajá. Por outro lado, os menores valores ocorreram no Acari, Pucu e Purupuru (Tabela 2; Anexo I).

Os dados da captura por unidade de esforço em peso, CPUE_w, calculado para todos os lagos da BMA foi de 389.03±272.84 gramas/m²/hora (Tabela 2). As espécies com maiores valores correspondendo a 63% do peso total de exemplares foram: *A. falcirostris* (12,7%), *P. nattereri* (9,4%), *Hoplias malabaricus* (7,9%), *Rineloricaria* sp. (6,1%), *Hemiodus* sp. “rabo vermelho” (5,9%), *Prochilodus nigricans* (4,5%), *Potamorhina altamazonica* (3,7%), *A. falcatus* (3,5%), *P. flavipinnis*

(3%), *S. fasciatus* (3%) e *T. auritus* (3%) (Tabela 1; Figura 4). Além das espécies acima citadas, nos lagos Comandá, Praia, Pucu e Tracajá, *Serrasalmus elongatus*, *T. galeatus* e *Colossoma macropomum* também ocorreram com altos valores de CPUE_w. Apenas no Acari *O. bicirrhosum*, *Lepidosiren paradoxa*, *A. ocellatus* e *Hypopomus* sp. apresentaram altos valores em peso total (Tabela 1; Anexo I). A CPUE_w apresenta o mesmo padrão geral de variação dos valores acima descrito para a CPUE_n.

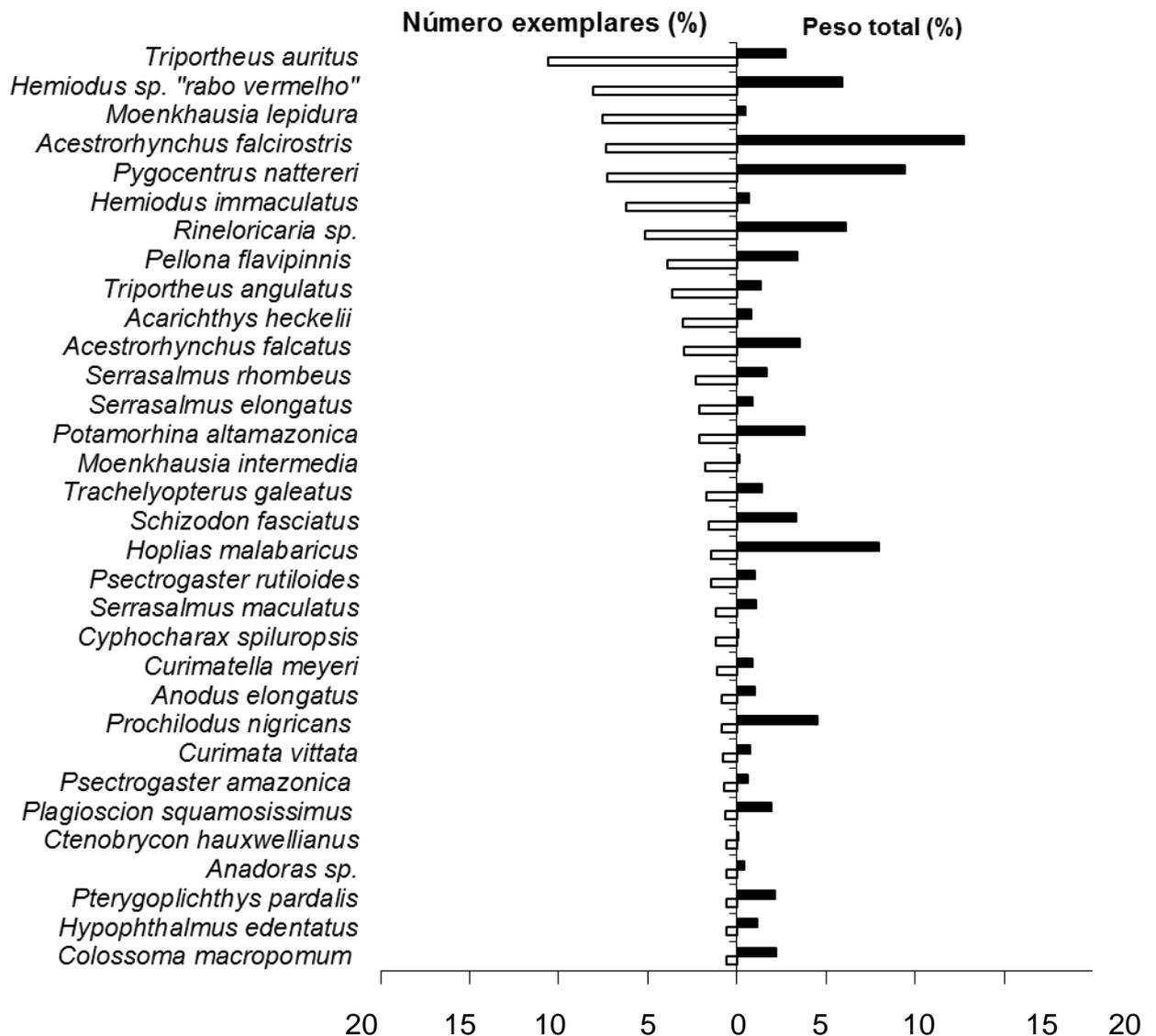


Figura 4. Composição das espécies em número de exemplares (%) e peso total (%) para espécies com contribuição acima de 1%, na unidade Banco de Meandros Atuais (BMA), Itacoatiara, AM. As espécies estão organizadas em ordem decrescente da soma de exemplares.

Tabela 1. Lista das espécies de peixes, número de exemplares (N) e peso total (PT) das espécies coletadas nos lagos situados na unidade Banco de Meandros Atuais (BMA) no período de seca, Itacoatiara, AM.

Espécies	Unidade Banco de Meandros Atuais (BMA)											
	Acari		Comandá		Praia		Pucu		Purupucu		Tracajá	
	N	PT (g)	N	PT (g)	N	PT (g)	N	PT (g)	N	PT (g)	N	PT (g)
<i>Acarichthys heckelii</i> (Müller & Troschel, 1849)	4	44,4			51	927,3	10	76,5	19	448,5	9	293,9
<i>Acaronia nassa</i> (Heckel, 1840)							10	625,6	1	82,9		
<i>Acestrorhynchus falcatus</i> (Bloch, 1794)			13	1.275,1	23	2.221,8			31	3.684,9	23	728,4
<i>Acestrorhynchus falcirostris</i> (Cuvier, 1819)			20	3.184,1	126	15.384,8	21	4.046,4	1	114,0	56	5.755,8
<i>Anadoras regani</i> (Steindachner, 1908)							1	79,2	6	573,0		
<i>Anadoras</i> sp.					7	355,8					11	621,1
<i>Ancistrus</i> sp.					1	91,0						
<i>Anodus elongatus</i> Agassiz, 1829			13	769,0	3	233,3					11	1.265,1
<i>Anodus orinocensis</i> (Steindachner, 1887)					1	70,5					3	230,0
<i>Anostomus</i> sp.			2	116,7	4	360,1						
<i>Arapaima gigas</i> (Schinz, 1822)			2	4.670,0								
<i>Astronotus ocellatus</i> (Agassiz, 1831)	4	498,2										
<i>Brycon amazonicus</i> (Spix & Agassiz, 1829)					2	150,0					2	344,7
<i>Brycon melanopterus</i> (Cope, 1872)											3	188,2
<i>Chaetobranchopsis orbicularis</i> (Steindachner, 1875)							3	285,6				
<i>Chaetobranchus flavescens</i> Heckel, 1840					1	66,3	2	114,6	2	421,5		
<i>Chaetobranchus semifasciatus</i> Steindachner, 1875					1	192,0						
<i>Chalceus erythrurus</i> (Cope, 1870)			5	540,0								
<i>Cichla monoculus</i> Spix & Agassiz, 1831					3	926,2			1	322,0		
<i>Colossoma macropomum</i> (Cuvier, 1818)					6	2.367,5	1	331,8			10	2.218,1
<i>Crenicichla</i> sp.									1	342,2		

Continuação

<i>Ctenobrycon hauxwellianus</i> (Cope, 1870)				3	9,1	1	2,3			14	30,8	
<i>Curimata inornata</i> Vari, 1989								7	369,0			
<i>Curimata vittata</i> (Kner, 1858)			15	1.094,4	9	612,5						
<i>Curimatella meyeri</i> (Steindachner, 1882)			9	718,6	25	1.205,5						
<i>Cyphocharax spiluroopsis</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)					31	182,6	3	18,3		3	15,7	
<i>Dianema longibarbis</i> Cope, 1872	9	148,4										
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1842)			1	16,2								
<i>Geophagus proximus</i> (Castelnau, 1855)			1	56,3	1	96,5						
<i>Hemiodus atranalis</i> (Fowler, 1940)							5	64,1				
<i>Hemiodus immaculatus</i> Kner, 1858					179	1.273,6	2	26,2		9	182,2	
<i>Hemiodus microlepis</i> Kner, 1858									1	21,9		
<i>Hemiodus</i> sp. "rabo vermelho"			129	6.293,8	69	4.352,8				49	2.603,8	
<i>Hemiodus unimaculatus</i> (Bloch, 1794)					11	316,6				3	176,5	
<i>Heros efasciatus</i> Heckel, 1840					2	161,7	1	61,1	2	213,5		
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	3	1.302,6	2	939,3	14	4.156,1	10	4.167,2	14	6.340,3	2	924,6
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)							1	40,8	11	683,7		
<i>Hypophthalmus edentatus</i> Spix & Agassiz, 1829			15	2.264,5	2	222,0						
<i>Hypopomus</i> sp.	1	191,6										
<i>Lepidosiren paradoxa</i> Fitzinger, 1837	1	644,6										
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)			2	202,2	5	982,7	1	140,0	1	199,3		
<i>Leporinus trifasciatus</i> Steindachner, 1876					1	251,0			1	345,2	4	530,4
<i>Lycengraulis</i> sp.			1	28,0								
<i>Mesonauta festivus</i> (Heckel, 1840)							3	36,1	3	28,5		
<i>Metynnis</i> sp.			3	110,9	2	106,0						
<i>Moenkhausia intermedia</i> Eigenmann, 1908										54	289,6	
<i>Moenkhausia lepidura</i> (Kner, 1858)					9	3.308,2			3	950,8	5	562,7

Continuação

<i>Mylossoma duriventre</i> (Cuvier, 1818)			6	238,2	7	717,0	2	185,0				
<i>Osteoglossum bicirrhosum</i> (Cuvier, 1829)	4	2.007,1			1	639,0	1	656,6	5	1.548,3	1	834,1
<i>Oxydoras niger</i> (Valenciennes, 1821)			1	660,0								
<i>Pellona flavipinnis</i> (Valenciennes, 1836)			55	2.731,6	64	4.916,0						
<i>Piaractus brachypomus</i> (Cuvier, 1818)					3	1.246,7						
<i>Pimelodus blochii</i> Valenciennes, 1840			4	334,5	7	719,6			1	260,3	1	128,8
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)			7	813,1	8	2.672,1					4	838,8
<i>Platydoras</i> sp.			1	66,0							2	155,4
<i>Potamorhina altamazonica</i> (Cope, 1878)	1	11,0	38	5.277,7	24	2.751,5	2	392,5				
<i>Potamorhina latior</i> (Spix & Agassiz, 1829)			5	252,1	5	238,6						
<i>Potamorhina pristigaster</i> (Steindachner, 1876)			9	1.388,3	1	126,4						
<i>Pristobrycon calmoni</i> (Steindachner, 1908)									6	367,2		
<i>Prochilodus nigricans</i> Agassiz, 1829			1	162,5	20	8.551,2	1	195,5	2	929,9	2	243,5
<i>Psectrogaster amazonica</i> Eigenmann & Eigenmann, 1889					9	584,5	8	662,5	4	176,4		
<i>Psectrogaster rutiloides</i> (Kner, 1858)			15	788,3	29	1.491,6						
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i> (Spix & Agassiz, 1829)					2	1.702,6						
<i>Pterophyllum scalare</i> (Schultze, 1823)							10	127,8	5	103,5		
<i>Pterygoplichthys pardalis</i> (Castelnau, 1855)					9	3.308,2			3	950,8	5,0	562,7
<i>Pygocentrus nattereri</i> Kner, 1858			114	8.439,4	21	2.200,5	9	1.689,5	11	1.537,9	68	7.291,1
<i>Rhamphichthys marmoratus</i> Castelnau, 1855					1	99,5						
<i>Rhytiodus microlepis</i> Kner, 1858			4	511,2							2	152,6
<i>Rineloricaria</i> sp.	1	77,4	15	1.083,1	41	3.109,3	1	52,4	1	106,4	98	9.255,5
<i>Roeboides myersii</i> Gill, 1870			1	49,0	1	3,8	1	86,4	1	60,3		
<i>Satanoperca acuticeps</i> (Heckel, 1840)							3	87,5	2	112,9		
<i>Schizodon fasciatus</i> Spix & Agassiz, 1829			1	98,7	2	199,3	5	948,7	35	5.776,7	6	377,2
<i>Semaprochilodus insignis</i> (Jardine & Schomburgk, 1841)			2	224,6	3	289,0	2	251,3			5	827,6

Continuação

<i>Semaprochilodus taeniurus</i> (Valenciennes, 1817)	1	48,5								
<i>Serrasalmus eigenmanni</i> Norman, 1929			2	242,3						
<i>Serrasalmus elongatus</i> Kner, 1858	55	1.241,8	3	296,6	2	160,5		5	247,0	
<i>Serrasalmus rhombeus</i> (Linnaeus, 1766)	19	706,5	38	1.998,6	1	105,0	2	223,8	11	714,1
<i>Serrasalmus maculatus</i> Kner, 1858					17	831,5	20	1.587,1		
<i>Sorubim lima</i> (Bloch & Schneider, 1801)			4	256,5						
<i>Squaliforma emarginata</i> (Valenciennes, 1840)	1	107,5								
<i>Tetragonopterus chalceus</i> Spix & Agassiz, 1829					5	25,0				
<i>Tetragonopterus</i> sp.					3	46,5				
<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)	4	281,8	18	887,5	1	144,7	28	1.669,7	2	124,1
<i>Triportheus albus</i> Cope, 1872	1	49,0			3	30,1				
<i>Triportheus angulatus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	35	1.128,5	25	549,9	8	395,7	37	836,6	6	119,1
<i>Triportheus auritus</i> (Valenciennes, 1850)	308	5.341,2	8	301,2			2	100,5	6	407,0

A estrutura em comprimento dos exemplares capturados na unidade BMA indicou que os exemplares das 35 espécies (41%) apresentaram comprimento padrão máximo menor que 20cm; 33 espécies (38%) até 40 cm, sendo que somente 18 espécies (21%) superaram 40 cm. Na unidade BMA houve a predominância de indivíduos de médio porte (<40cm), porém, tendo a maioria dos exemplares dessas espécies de médio porte entre 6,5 - 14,5 cm (Figura 5). Esses peixes corresponderam a 46% do total de exemplares medidos. As espécies de pequeno porte (<20cm) ocorrem em menor número que a de médio porte, estando a maioria enquadrada nas classes de tamanho entre 4,5 - 6,5 cm. Esses peixes correspondem a 12% do total de exemplares amostrados e medidos (Figura 5). Finalmente, as espécies de grande porte (>40cm) ocorreram em menor número em relação aos dois portes supracitados, sendo que a maioria dos exemplares dessas espécies enquadraram-se nas classes de tamanho entre 26,5 - 34,5 cm, correspondendo a 10% do total de exemplares amostrados e medidos (Figura 5).

As espécies de pequeno porte mais freqüentes e abundantes foram *M. lepidura* (4-6,7 cm), *A. heckelii* (4,5-12,8 cm) e *Moenkhausia intermedia* (5,2-6,5). Já as de médio porte foram *T. angulatus* (7,8-17 cm), *Hemiodus* sp. “rabo vermelho” (11-19,6 cm), *P. nattereri* (7,1-20 cm), *H. immaculatus* (5,2-12 cm), *Rineloricaria* sp. (15,8-30,5 cm), e, finalmente, as de grande porte foram *A. falcistrostris* (8,5-37,5 cm), sendo *Arapaima gigas* (58 cm) a maior medida registrada (Anexo II).

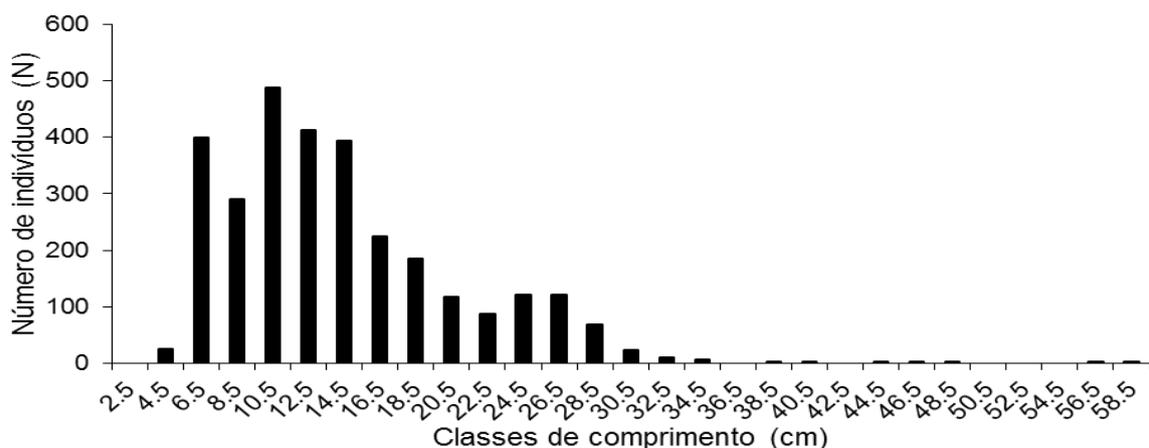


Figura 5. Estrutura de comprimento das assembleias de peixes de pequeno, médio e grande porte baseado no tamanho máximo das espécies (ver Anexo II) capturados nos lagos situados na unidade Banco de Meandros Atuais (BMA) no período de seca, Itacoatiara, Amazonas.

5.1.2 Descritores de diversidade

Nos lagos da unidade BMA a riqueza foi de 86 espécies, variando de 9 a 55 no lago Acari e Praia, respectivamente. A estimativa de riqueza de Jackknife para todos os lagos foi de $109,3 \pm 4,0$. Esse valor quando comparado com a riqueza observada implica na captura de aproximadamente 79% das espécies esperadas para os lagos da BMA, onde foram capturadas 28 espécies únicas (Tabela 2).

A curva de acumulação de espécies (rarefação) para cada lago da BMA mostra que os lagos Praia (E (Sn)=54,4), Comandá (E (Sn)=41,3) e Tracajá (E (Sn)=33,9) apresentaram a maior riqueza, tendendo à assíntota. Por outro lado, os lagos Pucu (E (Sn)=34,7) e Purupuru (E (Sn)=32,3), não atingiram a assíntota, e, o Acari apresentou a menor riqueza, o que provavelmente está relacionada à baixa quantidade de exemplares e espécies capturados (E (Sn)=6,0) (Figura 6).

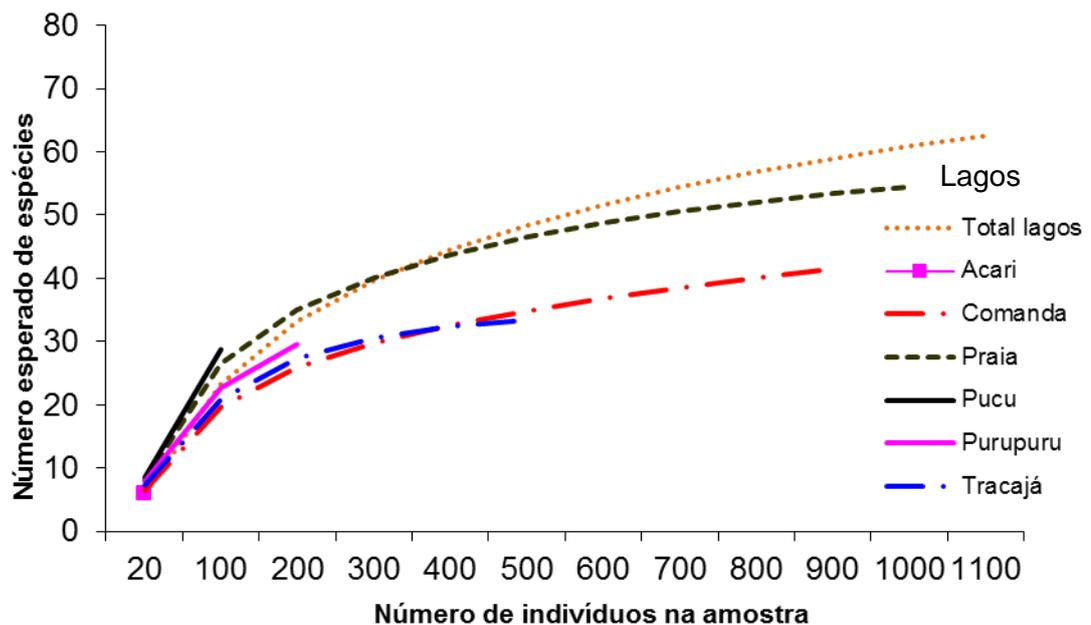


Figura 6. Curvas de rarefação estimadas para os lagos situados na unidade de Banco de Meandros Atuais (BMA) no período de seca, Itacoatiara, AM.

O índice de diversidade de Shannon-Weaver (3,44 e 3,46) foi considerado alto segundo a classificação de Magurran (1996), independente da utilização de dados expressos em número ou em peso das espécies. Os lagos Praia e Pucu

apresentaram maiores valores de diversidade para número de indivíduos por espécie, variando de 3,09 a 3,16 bits/indivíduos, enquanto os lagos Comandá, Purupuru e Tracajá apresentaram valores médios (variando entre 2,48 e 2,80 bits/indivíduos). O lago Acari foi o único a apresentar um valor muito baixo em relação aos demais, 1,91 bits/indivíduos (Tabela 2). Tratando-se de diversidade em peso, o padrão foi o mesmo acima descrito, porém o lago Pucu, nesse caso, apresentou diversidade média, com valor de 2,55 bits/indivíduos e o Comandá diversidade alta, com valor de 2,93 bits/indivíduos. O índice de Simpson mostrou padrão inverso ao de Shannon-Weaver, onde os lagos Pucu, Purupuru e Tracajá apresentaram valores altos e o Acari e Comandá valores médios (Tabela 2).

A equitabilidade para as assembléias foi média, indicando distribuição de espécies relativamente homogênea, independente da utilização de número ou peso dos exemplares por espécie. Apesar dos lagos Acari, Praia, Pucu, Purupuru e Tracajá apresentarem valores superiores a 0,7, indicando distribuição relativamente homogênea, apenas o lago Comandá apresentou valor abaixo de 0,7 (Tabela 2). Os lagos Acari, Pucu e Purupuru apresentaram menor dominância de espécies em oposição ao Praia, Tracajá e Comandá. A dominância mostrou o padrão inverso ao da equitabilidade, sendo que o maior valor foi calculado para o lago Comandá e o menor para o Pucu. A dominância nos lagos Acari e Comandá foram maiores do que as dos lagos Praia, Pucu, Purupuru e Tracajá, e variou entre 0,12 a 0,18 (Tabela 2).

Tabela 2. Descritores da estrutura das assembléias de peixes dos lagos situados nas unidades geomorfológicas Banco de Meandros Atuais (BMA) e Depósito de Inundação Fluvial (DIF), no período de seca em Itacoatiara, AM. N e P= número e peso total de exemplares, $CPUE_n$ =Captura por unidade de esforço em número, $CPUE_w$ =Captura por unidade de esforço em peso, S= riqueza, H'_n = diversidade de Shannon-Wiener baseado em número de exemplares, H'_w = diversidade de Shannon-Wiener baseado em peso total dos exemplares, 1-D= diversidade de Simpson, E_n = índice de equitabilidade baseado em número, E_w = índice de equitabilidade baseado em peso, d= dominância de Berger-Parker.

Atributos ecológicos	Unidade Banco de Meandros Atuais						Unidade Depósito de Inundação Fluvial					
	Acari	Comandá	Praia	Pucu	Purupuru	Tracajá	Araça	Araçazinho	Babaçu	Itapaiuna	Juquiri	Sucuriçu
Número de indivíduos (N)	28	937	1048	176	267	595	1121	185	439	137	198	254
Peso (g) (B)	4925,30	54302,26	77834,70	17277,35	30538,61	39202,50	128789,32	14387,40	13078,43	8743,80	19556,80	31758,90
$CPUE_n$	0,29	9,76	10,92	1,83	2,78	6,20	11,68	1,93	4,57	1,43	2,06	2,65
$CPUE_w$	51,31	565,65	810,78	179,97	318,11	408,36	1341,55	149,87	136,23	91,08	203,72	330,82
Riqueza (S)	9	42	55	37	33	34	73	39	23	33	35	43
Shannon-Weaver abundância (H'_n)	1,91	2,48	3,09	3,16	2,83	2,70	3,65	3,09	1,92	2,70	3,05	3,30
Shannon-Weaver peso (H'_w)	1,57	2,93	3,16	2,55	2,67	2,59	3,37	3,13	2,06	3,03	2,97	3,22
Diversidade Simpson (1-D)	0,85	0,85	0,93	0,95	0,92	0,90	0,96	0,94	0,79	0,87	0,94	0,95
Equitabilidade abundância (E_n)	0,87	0,66	0,77	0,87	0,81	0,76	0,85	0,84	0,61	0,77	0,86	0,88
Equitabilidade peso (E_w)	0,71	0,78	0,79	0,71	0,76	0,74	0,78	0,85	0,66	0,87	0,84	0,86
Dominância (d)	0,32	0,33	0,17	0,12	0,14	0,18	0,09	0,14	0,28	0,34	0,14	0,12
	N	B	$CPUE_n$	$CPUE_p$	S	H'_n	H'_w	E_n	E_w	1-D	d	
Unidade Banco de Meandros Atuais	3051	224081	5,29±4,37	389,03±272,8	86	3,44	3,46	0,77	0,78	0,95	0,10	
Unidade depósito de inundação fluvial	2334	216315	4,05±3,89	375,53±480,35	108	3,94	3,80	0,84	0,81	0,97	0,06	

5.2 Caracterização das variáveis físico-químicas e geomorfológicas da unidade Banco de Meandros Atuais (BMA)

A caracterização das variáveis físico-químicas e geomorfológicas na BMA apontou diferenças entre os lagos com relação à concentração de oxigênio, temperatura, pH, condutividade, profundidade, distância do rio e área dos lagos na seca (Tabela 3). A distância média dos lagos variou de 0,79 a 5 km, ou seja, os lagos desta unidade encontram-se próximos ao canal do rio Solimões/Amazonas. Os lagos Comandá, Praia e Acari estão mais próximos, enquanto que os lagos Pucu, Purupuru e Tracajá estão mais distantes do rio (Tabela 3). A profundidade média apresentou pouca variação entre esses lagos (2,2 a 3,6 m), os mais rasos foram o Praia, Comandá e Purupucu, e os mais profundos Acari, Pucu e Tracajá. A área dos lagos foi comparativamente pequena para os padrões da Amazônia, sendo o maior lago o Pucu (1,4 km²) e o menor o Acari (0,01 km²) (Tabela 3).

As concentrações de oxigênio variaram de 0,3 a 5,9 mg/L, com valor médio de oxigênio dissolvido de 3,3 ($\pm 2,3$ mg/L). O teor de oxigênio foi mais crítico no lago Acari (0,3 mg/L) (Tabela 3). As concentrações de pH variaram de 5,8 a 6,8, e assim pode-se dizer que os lagos apresentam pH ácido a levemente ácido. O lago Acari, apresentou o pH mais baixo e o Purupuru o mais alto. O lago Acari, com pH abaixo de 5,8, separa-se desse grupo, mesmo no período da seca, onde aparentemente as condições de luz estavam mais propícias à produção primária. A temperatura média foi 31,25 °C ($\pm 2,02$) e a máxima 32,4°C (Tabela 3). A baixa profundidade nos lagos leva a redução da altura da coluna de água que pode favorecer o aquecimento. Os lagos na unidade BMA apresentaram elevada condutividade elétrica. Nos lagos mais próximos do rio, Comandá e Praia, as águas possuem elevada condutividade devido ao carreamento e deposição de sedimentos dos rios. Nos lagos mais internos, essa deposição foi menor: Tracajá e Pucu, entre 48 a 51 μ S/cm, com exceção do Purupuru (Tabela 3). Ressalta-se que apesar do lago Purupuru ser um dos lagos mais distantes do canal do rio principal, apresenta o maior valor de condutividade.

Tabela 3. Valores médios e o desvio padrão das variáveis físico-químicas e geomorfológicas medidos nos lagos situados na unidade geomorfológica Banco de Meandros Atuais (BMA) e Depósito de Inundação Fluvial (DIF) no período de seca, Itacoatiara, AM. Oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica (Cond.), temperatura (Temp.) distância dos lagos para o rio principal (Dist. rio), área dos lagos na seca (Área e potencial hidrogeniônico (pH) profundidade (Profund.), seca).

Unidade Geomorfológica	Lagos	Físico-químicas					Geomorfológicas	
		OD (mg/l)	Cond. mS/cm	Temp. (OC)	pH	Profund. (m)	Dist. Rio (km)	Área (km ²)
BMA	Acari	0,3 ± 0,3	85,6 ± 1,2	27,9 ± 1,4	5,8±0,1	3,6±0,0	1,1±0,0	0,01±0,0
	Comandá	4,4±1,4	58,4±0,3	31,7±0,3	6,4±0,2	2,5±0,0	0,79±0,0	0,22±0,0
	Praia	3,5±1,2	63,0±5,8	32,4±0,7	6,4±0,1	2,2±0,0	0,83±0,0	0,57±0,0
	Pucu	4,7±0,9	51,4±1,0	32,4±0,3	6,3±0,7	3,0±0,0	2,1±0,0	1,49±0,0
	Purupuru	4,4±0,0	140,1±1,9	32,3±0,5	6,8±0,1	2,5±0,0	2±0,0	0,73±0,0
	Tracajá	5,9±1,3	49,0±0,1	30,8±0,8	6,6±0,3	2,9±0,0	5±0,0	0,61±0,0
	Média	3,87±2,3	70,4±28,5	30,7±2,0	6,3±0,4	2,8±0,5	1,2±1,6	0,68±0,4
DIF	Araçá	2,2±1,9	51,9±0,0	31,2±0,8	6,3±0,0	0,7±0,0	12,1±0,0	1,1±0,0
	Araçazinho	4,4±0,0	36±0,0	31,0±0,0	5,6±0,0	2,5±0,0	6,4±0,0	0,71±0,0
	Babaçu	1,8±1,7	97,4±0,0	32,7±1,9	6,6±0,0	2,5±0,0	10,6±0,0	0,10±0,0
	Itapaiuna	1,3±0,0	36,5±20,3	29±0,0	5,4±0,0	2±0,0	14,9±0,0	2,3±0,0
	Juquiri	1,6±0,0	25,6±0,0	29±0,0	5,5±0,0	3,2±0,0	7,3±0,0	1,3±0,0
	Sucuriju	0,8±0,0	20,3±0,0	29,3±0,0	4,6±0,0	3±0,0	13,5±0,0	0,05±0,0
	Média	2,01±1,6	44,7±28,0	31,1±1,8	5,8±0,8	2,31±1,1	10,8±3,4	0,92±1,0

5.3 Caracterização da estrutura das assembléias de peixes da unidade geomorfológica Depósito de Inundação Fluvial (DIF)

5.3.1 Composição taxonômica

Nos lagos da unidade DIF, foram capturados um total de 2334 exemplares (216.314,65 g), totalizando 108 espécies. Characiformes foi a ordem dominante, com 44,4% das espécies, Siluriformes com 30,5% e Perciformes com 13,8%. Espécies das ordens Gymnotiformes (4,6%), Clupeiformes (3,7%), Osteoglossiformes (1%), Pleuronectiformes (1%) e Tetraodontiformes (1%) foram capturadas em menor quantidade (Tabela 4).

Os dados de captura por unidade de esforço em número ($CPUE_n$), apontam que a quantidade de exemplares na DIF foi $4,05 \pm 3,89$ peixes/m²/hora (Tabela 2). As espécies numericamente mais representativas na DIF, que correspondem a 48% do número total de exemplares foram: *A. falcirostris* (6,2%), *M. lepidura* (5,9%), *Hemiodus* sp. “rabo vermelho” (5,6%), *Plagioscion squamosissimus* (4,8%), *S. fasciatus* (4,1%), *P. nattereri* (4%), *P. latior* (4%), *T. angulatus* (3,6%), *Centromochlus heckelii* (3%), *T. galeatus* (3%) e *Lycengraulis* sp. (3%) (Tabela 4; Figura 7). Nos lagos Araçá e Babaçu, além das espécies acima mencionadas também foram representativas *Eigenmannia virescens* e *Ctenobrycon hauxwellianus*. Já nos lagos Araçazinho, Itapaiuna, Juquiri e Sucuriju as espécies foram bem distintas, e cada lago apresentou subconjuntos de espécies diferentes, com destaque para *Pimelodus blochii*, *T. auritus*, *Auchenipterichthys thoracatus* e *Rhytiodus microlepis*. Os maiores valores em número foram calculados para os lagos Araçá, Babaçu e Sucuriju. Por outro lado, os menores valores ocorreram nos lagos Itapaiuna, Araçazinho e Juquiri (Tabela 4; Anexo III).

Os dados da captura por unidade de esforço em peso, $CPUE_w$, calculados para todos os lagos foi de $375,53 \pm 480,35$ gramas/m²/hora (Tabela 2). As espécies com maiores valores correspondendo a 54% do peso total de indivíduos, foram: *A. falcirostris* (9%), *P. squamosissimus* (8%), *S. fasciatus* (6,3%), *O. bicirrhosum* (6%), *P. latior* (5%), *P. nattereri* (5%), *R. microlepis* (4%), *T. galeatus* (3%), *T. angulatus* (3%), *L. friderici* (2,5%) e *E. virescens* (2,5%) (Tabela 4; Figura 7). Nos lagos Araçá e Babaçu, além das espécies acima citadas, *Hemiodus* sp “rabo vermelho”, *A. falcatus* e *Cichla monoculus* também se destacaram. Nos lagos Araçazinho, Itapaiuna, Juquiri e Sucuriju as espécies foram bem distintas, e cada lago apresentou espécies diferentes com maior peso total, com destaque para *Ageneiosus* sp., *Pimelodina flavipinnis*, *Ageneiosus inermis*, *Auchenipterichthys thoracathus*, *T. galeatus* e *C. monoculus*. Nesse caso, a $CPUE_w$ não apresentou o mesmo padrão de variação dos valores por lago acima descrito para a $CPUE_n$. O lago Itapaiuna foi o lago com menor peso total, seguido dos lagos Babaçu, Araçazinho, Juquiri, Sucuriju e finalmente o Araçá, sendo também o mais produtivo em termos de peso (Tabela 4; Anexo III).

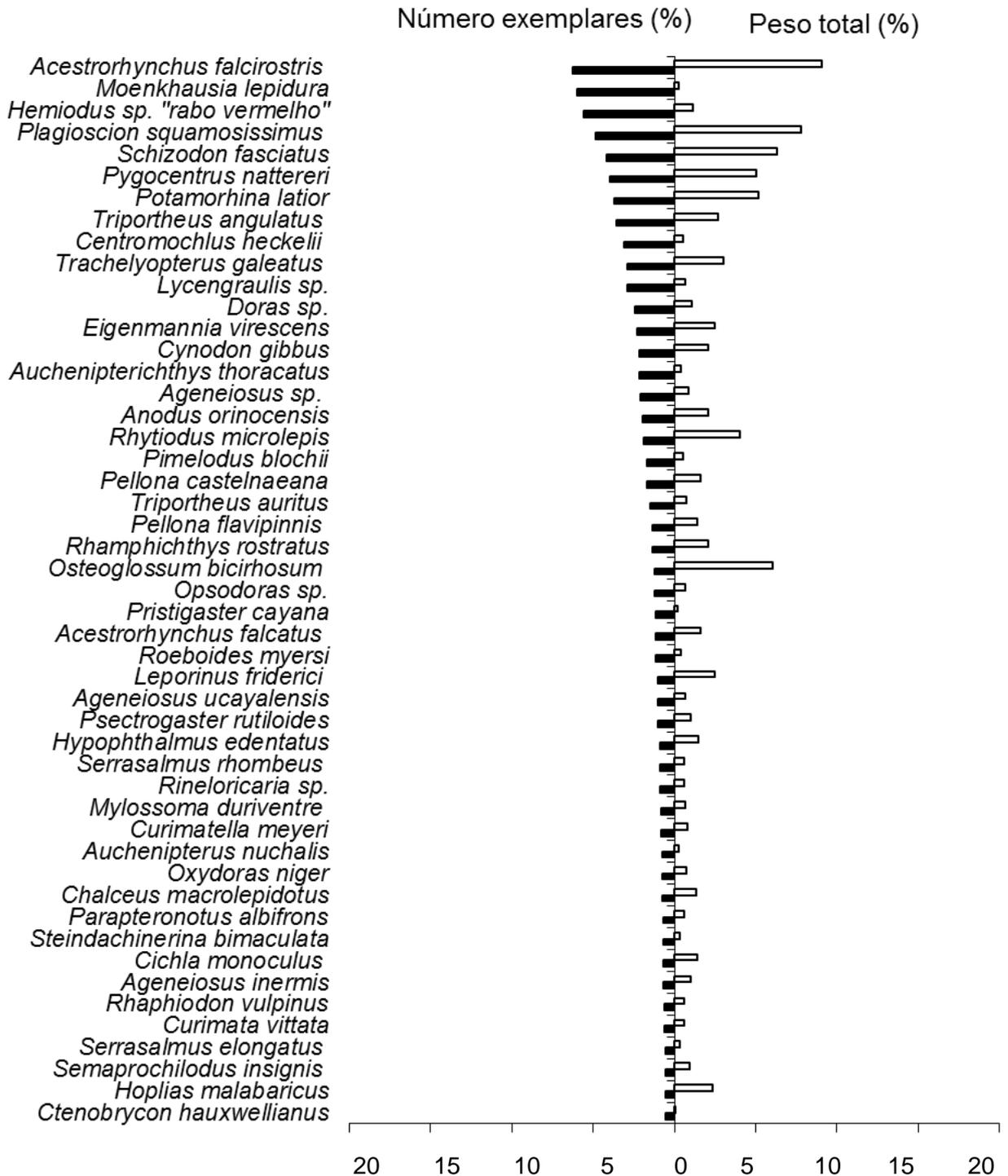


Figura 7. Composição das espécies com número de exemplares (%) e peso total (%) para espécies com contribuição acima de 1%, na unidade Depósito de Inundação Fluvial (DIF) no período de seca, Itacoatiara, AM. As espécies estão organizadas em ordem decrescente da soma de exemplares.

Continuação

<i>Chalceus macrolepidotus</i> Cuvier, 1816	16,0	2.823,9							1,0	101,0	
<i>Cichla monoculus</i> Spix & Agassiz, 1831	1,0	196,5			3,0	807,3		10,0	1.790,8	1,0	192,0
<i>Cichla</i> sp. Bloch & Schneider, 1801								2,0	760,0		
<i>Cichlasoma amazonarum</i> Kullander, 1983			1,0	8,0							
<i>Colomesus asellus</i> (Müller & Troschel, 1849)					2,0	7,2					
<i>Crenicichla</i> sp.	3,0	1.132,4									
<i>Ctenobrycon hauxwellianus</i> (Cope, 1870)	1,0	3,8			11,0	24,3					
<i>Curimata vittata</i> (Kner, 1858)	7,0	650,7						7,0	614,5		
<i>Curimatella meyeri</i> (Steindachner, 1882)	12,0	1.131,1			7,0	562,4					
<i>Cynodon gibbus</i> Spix & Agassiz, 1829	49,0	4.437,5			2,0	4,0					
<i>Doras</i> sp.	42,0	1.705,0	8,0	405,7			1,0	38,3	5,0	209,0	
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1842)	53,0	5.309,6									
<i>Geophagus proximus</i> (Castelnau, 1855)	1,0	41,2									
<i>Geophagus surinamensis</i> (Bloch, 1791)										2,0	280,5
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	6,0	784,9									
<i>Hemiodus atranalis</i> (Fowler, 1940)										1,0	90,0
<i>Hemiodus immaculatus</i> Kner, 1858										1,0	264,9
<i>Hemiodus</i> sp. "rabo vermelho"	1,0	87,4			123,0	1.618,3	1,0	136,2		6,0	670,6
<i>Hemiodus unimaculatus</i> (Bloch, 1794)	1,0	114,0								8,0	802,7
<i>Heros efasciatus</i> Heckel, 1840			1,0	275,2							
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	11,0	4.713,0						1,0	328,9		
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)								7,0	257,0		
<i>Hydrolycus scomberoides</i> (Cuvier, 1816)	8,0	876,7									
<i>Hypophthalmus edentatus</i> Spix & Agassiz, 1829	8,0	982,9					1,0	42,3		12,0	2.106,4
<i>Hypophthalmus fimbriatus</i> Kner, 1858			1,0	62,0			2,0	229,2		4,0	436,2
<i>Hypophthalmus marginatus</i> Valenciennes, 1840	2,0	536,4	1,0	68,0						3,0	531,2

Continuação

<i>Hypopomus</i> sp.	1,0	159,0								
<i>Ilisha amazonica</i> (Miranda Ribeiro, 1920)						1,0	40,0			
<i>Laemolyta taeniata</i> (Kner, 1859)									1,0	102,3
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	24,0	5.347,2								
<i>Lithodoras dorsalis</i> (Valenciennes, 1840)			5,0	324,2				2,0	246,0	
<i>Loricaria cataphracta</i> Linnaeus, 1758			1,0	30,0		1,0	38,0	5,0	293,2	
<i>Loricaria</i> sp.								1,0	62,0	
<i>Lycengraulis</i> sp.	23,0	966,4		43,0	518,6	1,0	31,0			
<i>Megalodoras</i> sp.	1,0	265,5				1,0	106,1			
<i>Metynnis</i> sp.	5,0	221,8		1,0	41,5				1,0	34,0
<i>Moenkhausia lepidura</i> (Kner, 1858)	14,0	76,3		125,0	509,7					
<i>Mylossoma aureum</i> (Agassiz, 1829)						2,0	118,4		3,0	166,4
<i>Mylossoma duriventre</i> (Cuvier, 1818)			2,0	83,0		2,0	195,5	4,0	354,0	11,0
<i>Opsodoras</i> sp.	28,0	1.491,3								
<i>Osteoglossum bicirrhosum</i> (Cuvier, 1829)	24,0	11.853,9		3,0	1.051,4	1,0	154,0			
<i>Oxydoras niger</i> (Valenciennes, 1821)	16,0	1.309,6						1,0	284,0	
<i>Oxydoras</i> sp.						1,0	102,4	2,0	54,3	
<i>Pachypops</i> sp.	3,0	376,3								
<i>Apteronotus albifrons</i> (Linnaeus, 1766)	13,0	1.284,8						3,0	90,4	
<i>Parapteronotus hasemani</i> (Ellis, 1913)			1,0	42,0						
<i>Pellona castelnaeana</i> (Valenciennes, 1847)	27,0	1.932,3	1,0	88,0		4,0	355,4		7,0	1.110,5
<i>Pellona flavipinnis</i> (Valenciennes, 1836)			2,0	218,0		12,0	895,8		18,0	1.883,4
<i>Pimelodina flavipinnis</i> Steindachner, 1877			3,0	844,5						
<i>Pimelodus blochii</i> Valenciennes, 1840	12,0	325,3	25,0	632,4		1,0	40,0	1,0	107,0	
<i>Pinirampus pirinampu</i> (Spix & Agassiz, 1829)			1,0	61,0		1,0	232,1		2,0	227,4
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)	105,0	15.918,6	4,0	417,5		1,0	120,0		3,0	368,1

Continuação

<i>Platydoras armatulus</i> (Linnaeus, 1758)			1,0	173,0									
<i>Potamorhina altamazonica</i> (Cope, 1878)			1,0	238,1							10,0	1.538,0	
<i>Potamorhina latior</i> (Spix & Agassiz, 1829)	34,0	4.609,7	20,0	2.188,6	3,0	33,5	4,0	452,3	4,0	424,1	22,0	3.463,8	
<i>Potamorhina pristigaster</i> (Steindachner, 1876)									2,0	231,0			
<i>Pristigaster cayana</i> Cuvier, 1829	27,0	429,1											
<i>Prochilodus nigricans</i> Agassiz, 1829	2,0	984,5							1,0	324,0			
<i>Psectrogaster rutiloides</i> (Kner, 1858)	4,0	393,8	6,0	558,9	2,0	28,4			10,0	1.117,8	1,0	130,0	
<i>Pseudoplatystoma punctifer</i> (Linnaeus, 1766)	1,0	59,8	1,0	760,0					1,0	224,3			
<i>Pseudoplatystoma tigrinum</i> (Spix & Agassiz, 1829)	2,0	571,5											
<i>Pterophyllum scalare</i> (Schultze, 1823)	2,0	260,2				2,0	134,2				1,0	53,2	
<i>Pterygoplichthys pardalis</i> (Castelnau, 1855)									1,0	396,0			
<i>Pygocentrus nattereri</i> Kner, 1858	38,0	4.107,7	11,0	1.446,8			1,0	74,0	28,0	3.523,4	14,0	1.708,9	
<i>Rhamphichthys rostratus</i> (Linnaeus, 1766)	31,0	4.555,8											
<i>Rhaphiodon vulpinus</i> Spix & Agassiz, 1829	1,0	123,0	6,0	507,7			1,0	144,4	3,0	179,1	3,0	302,5	
<i>Rhytiodus argenteofuscus</i> Kner, 1858	10,0	1.232,8											
<i>Rhytiodus microlepis</i> Kner, 1858	18,0	3.906,6	4,0	812,2					4,0	599,6	18,0	3.382,5	
<i>Rineloricaria</i> sp.	18,0	1.148,6							2,0	147,0			
<i>Roeboides myersii</i> Gill, 1870	16,0	524,5	2,0	38,9					8,0	377,8			
<i>Satanoperca acuticeps</i> (Heckel, 1840)	3,0	91,6				1,0	173,3						
<i>Schizodon fasciatus</i> Spix & Agassiz, 1829	83,0	10.730,9				1,0	20,7		11,0	2.096,3	3,0	762,0	
<i>Scorpiodoras</i> sp.	11,0	147,2											
<i>Semaprochilodus insignis</i> (Jardine & Schomburgk, 1841)						2,0	218,5				10,0	1.840,5	
<i>Semaprochilodus taeniurus</i> (Valenciennes, 1817)											2,0	391,5	
<i>Serrasalmus eigenmanni</i> Norman, 1929											2,0	197,6	

Continuação

<i>Serrasalmus elongatus</i> Kner, 1858	12,0	620,5	1,0	122,3								
<i>Serrasalmus rhombeus</i> (Linnaeus, 1766)	8,0	603,6	3,0	137,4	1,0	40,5		3,0	119,0	5,0	431,3	
<i>Serrasalmus maculatus</i> Kner, 1858	1,0	82,0	1,0	4,4	2,0	44,9		2,0	109,2			
<i>Sorubim lima</i> (Bloch & Schneider, 1801)	5,0	260,8					1,0	44,1	2,0	88,5	1,0	248,2
<i>Squaliforma emarginata</i> (Valenciennes, 1840)	2,0	248,9										
<i>Steindachnerina bimaculata</i> (Steindachner, 1876)	15,0	713,3										
<i>Symphysodon discus</i> Heckel, 1840	1,0	127,0										
<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)	36,0	3.841,3	4,0	297,5			3,0	282,7	22,0	1.923,1	3,0	213,7
<i>Triporthes albus</i> Cope, 1872							4,0	215,6				
<i>Triporthes angulatus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	30,0	2.272,8	9,0	756,0	3,0	105,1	7,0	616,7	25,0	1.329,0	9,0	748,5
<i>Triporthes auritus</i> (Valenciennes, 1850)	8,0	271,1	11,0	529,8	7,0	442,6	5,0	237,8			3,0	139,8

A estrutura em comprimento dos exemplares capturados na DIF indicou que 40 espécies (37%) apresentaram comprimento padrão menor que 20cm; 52 espécies (48%) até 40 cm, somente 16 espécies (15%) superaram 40 cm. Assim, ocorre a predominância de exemplares de médio porte (20-40cm) e de exemplares entre 7,5 e 13,5 cm (Figura 8). Esses peixes corresponderam a 20% dos exemplares amostrados e medidos. As espécies de pequeno porte (<20cm) ocorreram em menor número que as de médio porte, estando a maioria enquadrada nas classes de tamanho entre 5,5 - 9,5 cm. Esses peixes corresponderam a 12% do total de exemplares pesados e medidos (Figura 8). As espécie de grande porte (>40cm) ocorrem em menor número, mas a maioria dos exemplares foi enquadrada nas classes de tamanho entre 13,5 - 23,5 cm. Esses peixes correspondem a 12% do total de exemplares pesados e medidos (Figura 8).

As espécies de pequeno porte mais frequentes e abundantes foram *M. lepidura* (3,7-12,3 cm), *C. heckelli* (6,5-12,5 cm) e *Lycengraulis* sp. (6,5-17,5 cm); as de médio porte, *Hemiodus* sp. “rabo vermelho” (5,5-21,5 cm), *S. fasciatus* (7,5-27 cm), *P. nattereri* (12,5-24,5 cm), *T. angulatus* (5,5-21 cm), *T. galeatus* (5-19 cm) e as de grande porte *A. falcirostris* (9-44,2 cm) e *P. squamosissimus* (8,5-30 cm). A maior medida registrada foi de um exemplar de *Rhamphichthys rostratus* (61 cm) (Anexo IV).

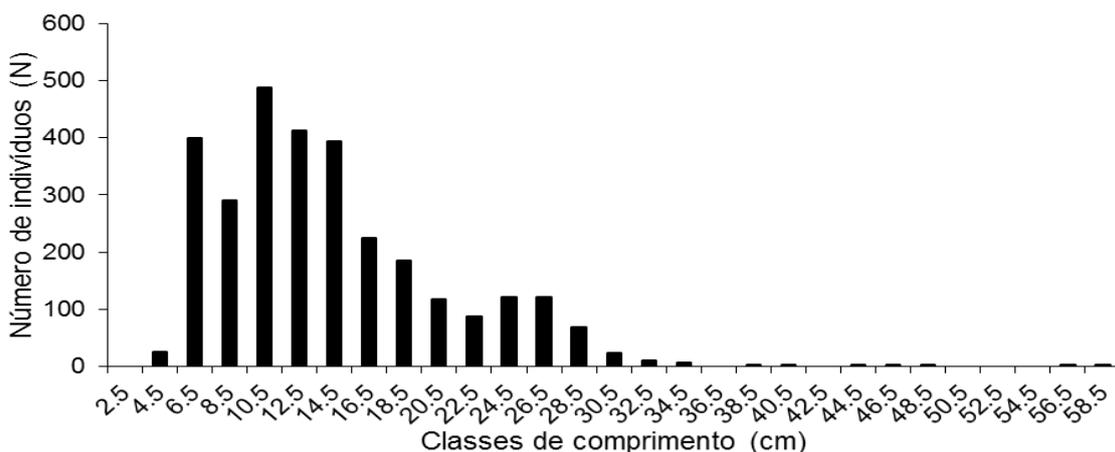


Figura 8. Estrutura de comprimento dos peixes assembleias de peixes de pequeno, médio e grande porte baseado no tamanho máximo das espécies (ver Anexo II) nos lagos situados na unidade Depósito de Inundação Fluvial (DIF), Itacoatiara no período de seca, Amazonas.

5.3.2 Descritores de diversidade

A riqueza de peixes nos lagos da DIF foi de 108 espécies, variando de 73 no lago Araçá a 23 no Babaçu (Tabela 2). A estimativa de riqueza de Jackknife para todos os lagos foi de $145,5 \pm 16,47$. Esse valor, em comparação com a riqueza observada (108 spp.), implica que foram capturados aproximadamente 74,2% das espécies esperadas para os lagos da DIF, onde ocorreram 45 espécies únicas.

A curva acumulativa de espécies (rarefação) para cada lago da DIF mostra que os lagos Araçá ($E(S_n)=72,8$) e Sucuriju ($E(S_n)=42,4$) apresentaram as maiores riquezas. As curvas para os lagos Babaçu ($E(S_n)=22,7$), Sucuriju, Juquiri ($E(S_n)=34,3$), Araçazinho ($E(S_n)=37,7$) e Itapaiuna ($E(S_n)=31,0$) não atingiram a assíntota (Figura 9).

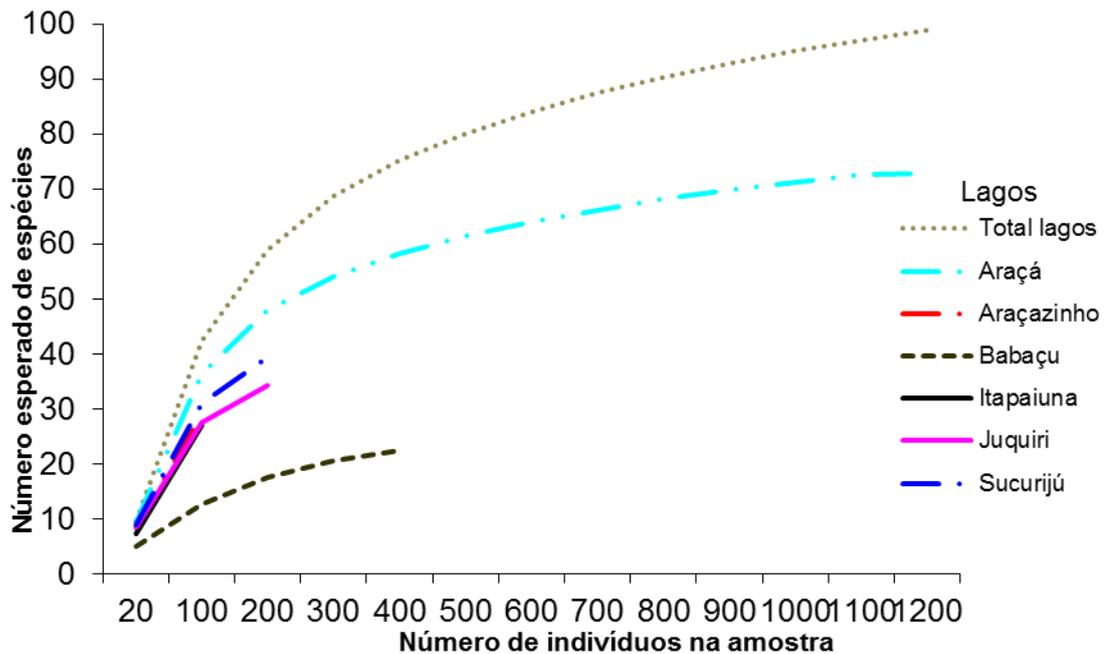


Figura 9. Curva de rarefação estimada para lagos situados na unidade Depósito de Inundação Fluvial (DIF) no período de seca, Itacoatiara, AM.

O índice de diversidade de Shannon-Weaver foi considerado alto segundo a classificação de Magurran (1996), independente da utilização dos dados expressos em número ou em peso das espécies. Os valores ficaram entre 1,92 e 3,65 bits/indivíduos para diversidade baseado no número de exemplares. Nos lagos

Araça, Araçazinho, Sucuriju e Juquiri o índice foi alto, variando de 3,65 a 3,05 bits/indivíduos; no lago Itapaiuna foi médio, com valor de 2,70 nits/indivíduos; e, o único lago a apresentar baixo índice de diversidade foi o Babaçu, com 1,92 bits/indivíduos (Tabela 2). Na análise da diversidade em peso, o padrão foi o mesmo acima descrito, porém o lago Juquiri, nesse caso, apresentou diversidade média, com valor de 2,97 bits/indivíduos e o lago Itapaiuna diversidade alta, com valor de 3,03 bits/indivíduos. O índice de Simpson mostrou padrão em concordância ao de Shannon-Weaver, onde os lagos Babaçu e Itapaiuna tiveram baixos valores de diversidade e os lagos Juquiri, Sucuriju, Araçá e Araçazinho valores altos (Tabela 2).

A equitabilidade para as assembléias de peixes dos lagos foi maior que 0,5, sendo, portanto relativamente homogênea, independente da utilização de abundância ou peso das espécies. Os lagos Araçá, Araçazinho, Itapaiuna, Juquiri e Sucuriju, tiveram equitabilidade superior a 0,7, indica distribuição aproximadamente homogênea. Mas, no Babaçu, o único lago com valor abaixo de 0,7, a homogeneidade entre os indivíduos foi menor (Tabela 2).

O índice de dominância de Berger-Parker (d) para as assembléias de peixes dos lagos foi de 0,06, relativamente baixo. Nos lagos Babaçu e Itapaiuna a dominância foi maior do que nos lagos Araçá, Juquiri, Araçazinho e Sucuriju. Assim, nos lagos da DIF ocorre uma baixa dominância de espécies, sendo que o maior valor foi calculado para o lago Itapaiuna e o menor para o lago Araçá (Tabela 2).

5.4 Caracterização das variáveis físico-químicas e geomorfológicas da unidade Depósito de Inundação Fluvial (DIF)

Na DIF a caracterização das variáveis físicas e limnológicas também apontaram diferenças entre os lagos com relação à concentração de oxigênio, temperatura, pH, condutividade, profundidade, distância do rio e área dos lagos na seca (Tabela 3).

A distância média dos lagos em relação ao rio Solimões/Amazonas foi de 10,8 km ($\pm 3,4$), ou seja, os lagos desta unidade estão mais distantes do canal do rio. Os lagos Araçazinho e Juquiri estão mais próximos (6,4 e 7,3 km), enquanto que o Araçá, Babaçu, Sucuriju e Itapaiuna mais distantes do rio (12,1km, 10,6km, 13,5km,

14,9km, respectivamente) (Tabela 3). A profundidade média apresentou variação entre os lagos, com média de $2,31 \pm 1,1$ m. A menor profundidade foi medida no lago Araçá (0,7 m) e a maior no Juquiri (3,2 m). A área dos lagos foi pequena, com média de $1,0 \pm 1,0$ km² sendo menor no Babaçu ($0,1 \pm 0,0$ km²), e a maior no Itapaiuna ($2,8 \pm 0,0$ km²) (Tabela 3).

A concentração de oxigênio nesses lagos apresentou valor médio de 2,02 mg/L ($\pm 1,59$ mg/L). O teor de oxigênio foi mais crítico no lago Sucuriçu (Tabela 3). As concentrações de pH variaram de 4,6 a 6,6, pode-se dizer que os lagos apresentaram pH levemente ácido. O lago Sucuriçu, apresentou o pH mais baixo e o Babaçu o mais alto. Com temperatura média nos lagos de 31°C ($\pm 1,73$ °C) e máxima de 32,7°C, as águas em geral, são quentes (Tabela 3). As menores temperaturas foram medidas nos lagos Itapaiuna e Juquiri (29 °C os dois lagos) e as maiores no Babaçu (32,7 °C) (Tabela 3). Nos lagos na unidade DIF a condutividade elétrica foi relativamente baixa. Mas, são evidentes as diferenças numéricas entre os lagos, os menores valores foram registrados nos lagos Araçazinho, Juquiri, Sucuriçu e Itapaiuna e os maiores nos Babaçu e Araçá (Tabela 3). Esses lagos provavelmente recebem águas provenientes de igarapés no período de seca.

5.5 Comparações das assembléias de peixes nas unidades geomorfológicas BMA e DIF

Os resultados da análise de correspondência apresentaram forte associação, indicando haver uma alta similaridade da composição nos lagos das unidades geomorfológicas BMA e DIF (Figura 10). Nesta análise o lago Acari foi retirado, pois, nesse caso se comportou como um “outlier”, distorcendo a compreensão da análise (Anexo V). A análise baseada no número de exemplares por espécie extraiu duas dimensões com valores de inércia que explicam 34% da variância total. A dimensão 1 (19% de variância) mostrou uma leve tendência de separação dos lagos pertencentes às duas unidades, porém as 61 espécies que ocorrem em ambas unidades (BMA e DIF) aproximaram a composição dos lagos. As outras 67 espécies que ocorrem em uma ou outra unidade dispersaram os lagos ao longo dos eixos, porém, não foram suficientes para indicar diferenças. O lago Babaçu foi o que

aproximou a composição de peixes dos lagos das duas unidades (BMA e DIF) (Figura 10).

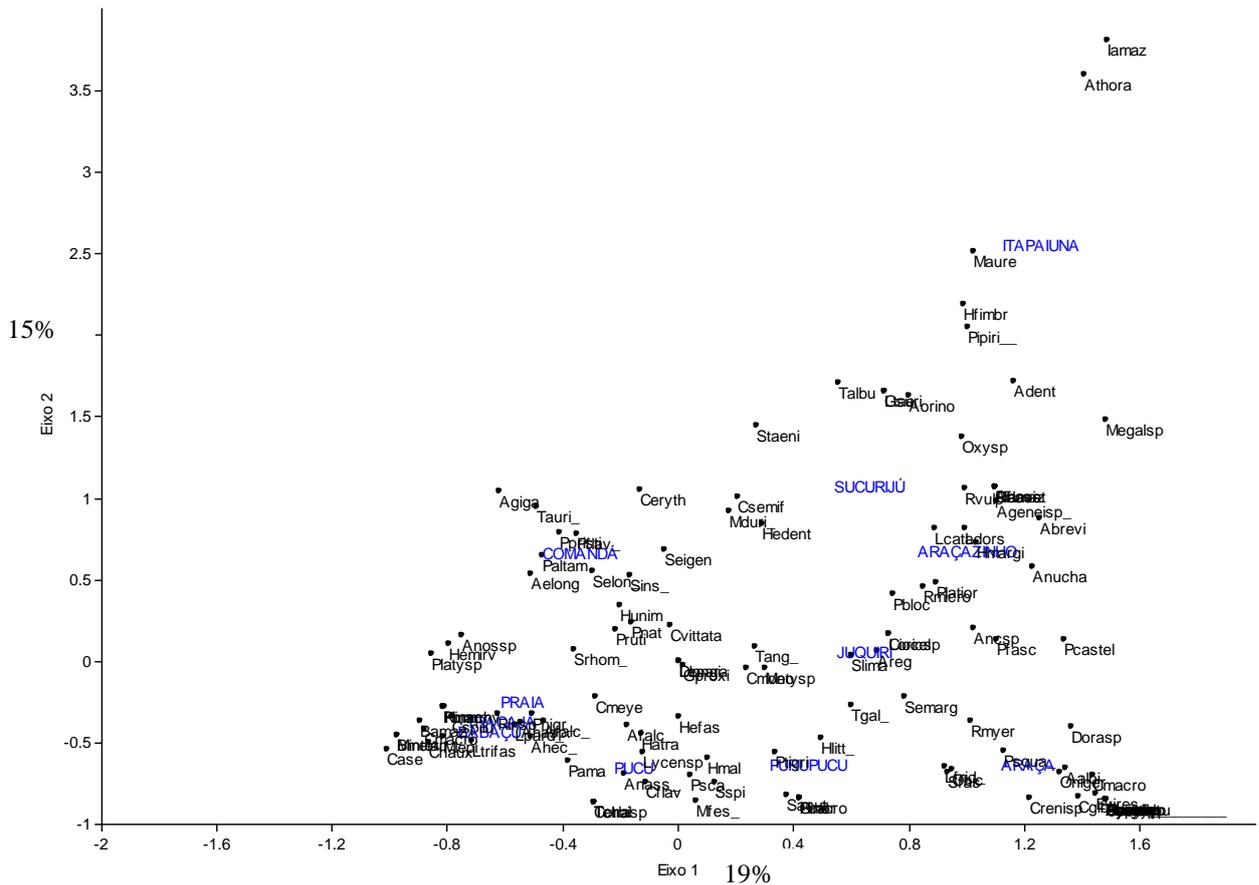


Figura 10. Análise de correspondência da composição de espécies de peixes dos lagos situados na unidade geomorfológica Banco de Meandros Atuais (BMA) e Depósito de Inundação Fluvial (DIF) no período de seca, Itacoatiara, AM. (O lago Acari não foi incluído na análise); Lista de código das espécies nos Anexos I e IV.

O tamanho dos peixes em comprimento (cm) não diferiu significativamente entre as unidades geomorfológicas ($p > 0,05$; teste t-pareado; g.l. 66, $\alpha = 0,05$) (Figura 11).

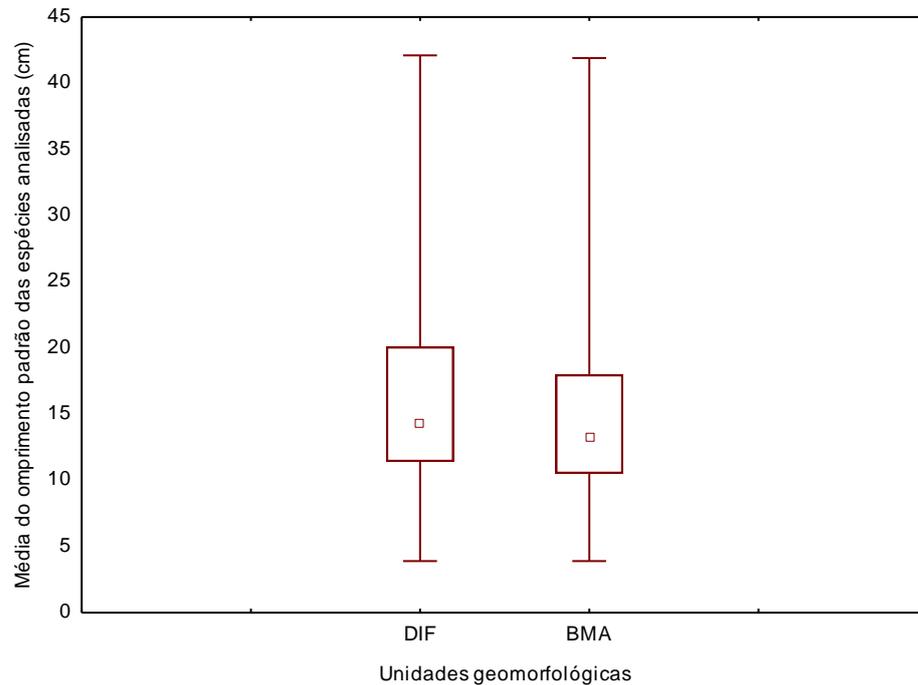


Figura 11. Média e desvio padrão do comprimento padrão (cm) das espécies de peixes capturadas e agrupadas e acordo com os lagos situados nas unidades Banco de Meandros Atuais (BMA) e Depósito de Inundação Fluvial (DIF) no período de seca, Itacoatiara, AM. Resultado do teste t-pareado.

5.5.1 Relações das variáveis físico-químicas e a estrutura da assembléia de peixes nas unidades geomorfológicas Banco de Meandros Atuais (BMA) e Depósito de Inundação Fluvial (DIF)

A análise de covariância indicou que a concentração de oxigênio, o pH e a profundidade do lago foram as variáveis que influenciaram significativamente ($p=0,01$; $0,00$; $0,00$, respectivamente) a diversidade de Shannon-Wiener (H'_w), calculada com o peso dos exemplares por espécie (Tabela 6). A análise indica que o tipo de unidade geomorfológica (U) não tem efeito no modelo. Portanto, o modelo final estimado, que resultou apenas em uma regressão múltipla é o seguinte:

$$\hat{H}'_w = 7.842 + 0,191 * O_2 - 0,707 * pH - 0,593PF ;$$

As probabilidades de retenção das variáveis explanatórias foram as seguintes $p=0,01$; $p=0,003$ e $p=0,02$, respectivamente. Os coeficientes de pH e profundidade são negativos, e esses sinais são reais, pois não há colinearidade no modelo (ver Anexo VI), enquanto que o coeficiente da concentração de O_2 é positivo. Isso quer dizer que à medida que o oxigênio aumenta, H'_w aumenta; H'_w diminui à medida que o pH e a profundidade aumentam. O modelo descrito acima apresentou normalidade no resíduo ($N=12$; $R^2=0,805$; $S^2_{YX}=0,073$; $F_{3;8}=11,032$; $p=0,03$).

A utilização da diversidade de Shannon-Weaver usando-se o número de exemplares por espécie (H'_n) e a diversidade de Simpson (1-D) como variável resposta apresentaram normalidade no resíduo ($N=12$; $R^2=0,610$; $S^2_{YX}=0,147$; $F_{3;8}=4,164$; $p=0,047$) e ($N=12$; $R^2=0,409$; $S^2_{YX}=0,002$; $F_{3;8}=1,842$; $p=0,218$), respectivamente. Porém, os baixos valores comparativamente mais baixos de R^2 nos induziram a descartar esses modelos, devido a sua baixa explicabilidade.

O modelo final da ANCOVA relativa à captura em peso (CT_w) mostrou que 86,1% da variabilidade da CT_w foi explicada pelas covariáveis profundidade do lago, área do lago e o fator unidade geomorfológica (Tabela 7). Neste caso foi adotado o nível de probabilidade $p=0,15$ para descartar ou reter as covariáveis e a variável indicadora, como mencionado anteriormente. A análise dos resíduos também validou esta ANCOVA e, observou-se que, ao contrário do modelo anterior, o oxigênio não figura como covariável significativa. E, se retirarmos o fator Unidade geomorfológica (apenas em caráter exploratório), apenas Profundidade e Área seriam retidas, ambas com sinal negativo, conforme o esperado, pois peixes em lagos profundos e extensos são menos vulneráveis à captura.

Note que a CT_w relativa aos lagos da BMA (1) é da ordem de $530 \text{ g/m}^2/\text{h}$, e que para os lagos da DIF (2) é da ordem de $230 \text{ g/m}^2/\text{h}$, e esses valores indicam diferenças significativas (Figura 11; Tabela 7).

Tabela 6. Resultados da Análise de Covariância (ANCOVA) utilizando como variável resposta a diversidade em peso, e as variáveis explanatórias concentração de oxigênio (O_2), potencial hidrogênionico (pH) e profundidade dos lagos (PF) das unidades Banco de Meandros Atuais (BMA) e Depósito de Inundação Fluvial (DIF) no período de seca, Itacoatiara, AM.

Variável Dependente= H'_w N=12		R ² múltiplo=0.897		R ² múltiplo quadrado =0.805	
R ² múltiplo ajustado=0.732		Estimativa do erro padrão=0.271			
Efeito	Coefficiente	Erro Padrão	Coefficiente Padrão	T	P (bicaudal)
Constante	7,84	1,02	0,00	7,68	0,00
Oxigênio	0,19	0,06	0,66	3,34	0,01
PH	-0,71	0,17	-0,88	-4,28	0,00
Profundidade	-0,54	0,12	-0,76	-4,67	0,00

Tabela 7. Resultados da Análise de Covariância (ANCOVA) utilizando como variável resposta a captura em peso (CT_w), e as variáveis explanatórias profundidade dos lagos (PF), área dos lagos (A), condutividade (CD) e unidade geomorfológica (U) das unidades Banco de Meandros Atuais (BMA) e Depósito de Inundação Fluvial (DIF) no período de seca, Itacoatiara, AM.

Variável Dependente= CT_w N=12		R múltiplo=0.928		R múltiplo quadrado=0.861	
Efeito	Coefficiente	Erro padrão	Coefficiente padrão	t	P-bicaudal
Condutividade	1,31E+14	1	1,31E+14	4,685	0,067
Profundidade	1,18E+15	1	1,18E+15	42,169	0,000
Area do lago	1,86E+14	1	1,86E+14	6,658	0,036
Unidade Geomorfológica	1,74E+14	1	1,74E+14	6,218	0,041
Erro	1,96E+14	7	2,80E+13		

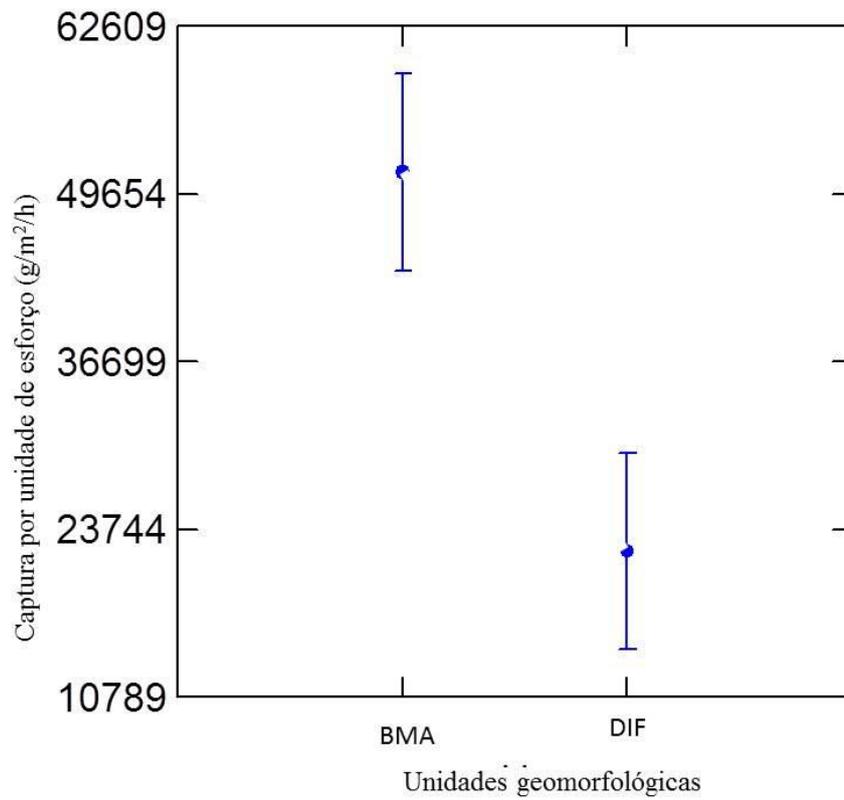


Figura 12. Médias ajustadas (g/m²/h) relativas ao modelo final da Análise de Covariância (ANCOVA) onde a captura total em peso (CT_w) é a variável resposta as unidades Banco de Meandros Atuais (BMA) e Depósito de Inundação Fluvial (DIF) no período de seca, Itacoatiara, AM.

6. DISCUSSÃO

Na planície alagável do rio Solimões/Amazonas, a alagação no período de águas altas conecta todos os corpos d'água, lagos, igarapés, paranás, criando um sistema relativamente homogêneo permitindo aos peixes se espalharem por toda a área (Junk, 2000; Thomaz, *et al.*, 2007; Freitas *et al.*, 2010). Mas, com a retração da água durante a seca eles se movimentam em várias direções. Os migradores se deslocam para o canal principal do rio, enquanto que os residentes, para habitats como os paranás (Freitas e Garcez, 2004), as poças de água profundas e os lagos, onde permanecem durante o período de águas baixas (Junk, 2000; Magoulick e Kobza, 2003). Nesse período, os lagos são caracterizados por grande variação na composição da ictiofauna (Soares *et al.*, 2009; Merona e Bittencourt, 1993; Saint-Paul *et al.*, 2000; Do Vale, 2003; Yamamoto, 2004) e nas variáveis limnológicas (Forsberg *et al.*, 1988; Darwich, 1995; Carvalho *et al.*, 2001). Assim, a baixa concentração de oxigênio, a redução na profundidade e na área alagada, criam condições desfavoráveis para os peixes. Nessas condições o uso de habitat de refúgio, componente chave para a resistência e resiliência, é essencial para a sobrevivência dos peixes (Magoulick e Kobza, 2003). Nesse cenário, os lagos de várzea com características morfométricas que permitam a permanência de água, aqui denominados de lagos permanentes, podem ser considerados como importantes refúgios temporários para muitos peixes durante a seca.

Nos lagos permanentes localizados nas unidades geomorfológicas BMA e DIF, foram registradas diferenças nos valores dos parâmetros físico-químicos da água (oxigênio, condutividade elétrica, pH e temperatura) e nas características morfométricas (profundidade, distância do rio e área dos lagos). Essas diferenças devem ser resultado da influência de processos locais, como chuvas, vento, morfologia do lago, influências antropogênicas e efeitos de "borda" (Forsberg *et al.*, 1988; Carvalho *et al.*, 2001) que se intensificam na seca. O teor de oxigênio, relativamente baixo nos lagos de ambas as unidades, foi ainda menor na DIF, o que evidencia um ambiente pouco oxigenado, sugerindo maior consumo de oxigênio e menor produtividade primária (Almeida e Melo, 2009), apesar dessa informação não ter sido obtida durante nossas amostragens. Isso pode ser o resultado da grande quantidade de material vegetal disponível aos processos de decomposição nas camadas mais profundas dos lagos. A condutividade elétrica elevada na BMA

expressa a alta conexão com o rio Solimões/Amazonas, enquanto que os menores valores (média de 44 $\mu\text{S}/\text{cm}$) na DIF podem ser explicados pela existência de diferentes fontes de água. Na BMA a água tem origem na precipitação pluviométrica, na alagação lateral no rio Solimões/Amazonas, e, eventualmente no lençol freático. Na DIF, além das fontes acima mencionadas, o rio Arari, que é um corredor que coleta a drenagem da terra firme, fornece água oriunda de igarapés. Esse tipo de água tem condutividade elétrica muito menor do que a água do rio Solimões/Amazonas (Darwich, 1995). As concentrações de pH com valores levemente ácido, menores na DIF, pode ser decorrência de atividade fotossintética, que influencia os valores de pH pela retirada de gás carbônico (CO_2) do sistema. Esses lagos, em geral, estão mais aquecidos, pois a redução da coluna de água favorece o aquecimento superficial. Em ambas as unidades, embora as temperaturas superficiais registradas tenham variado entre os lagos (27,9 a 32,7°C), os valores médios foram altos e similares (em torno de 31°C). A profundidade dos lagos pouco variou, sendo as exceções o Araçá (DIF), que foi muito raso, e o Acari (BMA), que foi mais profundo. Mas os lagos na DIF têm área maior (BMA $0,68 \pm 0,4$ e DIF $0,85 \pm 1,0$) e estão mais distantes do canal principal do rio Solimões/Amazonas do que os da BMA (BMA $1,2 \pm 1,63$ e DIF $10,8 \pm 3,4$ km).

A relação entre a composição química das águas interiores e a geologia superficial tem sido a base de diversos estudos de limnologia na Amazônia (Sioli, 1984; Furch, 1984). O sistema hídrico na BMA e DIF compreende respectivamente, lagos de ilha e lagos de terra firme, formados principalmente por águas brancas segundo a classificação de Sioli (Sioli, 1984) na unidade BMA e na DIF ocorre uma mistura de águas brancas provenientes da alagação do canal do rio principal e águas claras oriundas de igarapés. Também, as características limnológicas e morfométricas são condizentes com os resultados obtidos nos estudos em lagos de várzea no período de seca (Iriondo, 1982; Forsberg *et al.*, 1988; Darwich, 1995; Irion *et al.*, 1997; Carvalho *et al.*, 2001; Roza, 2004; Nolan, 2005).

Nos lagos permanentes das unidades, BMA e DIF, na seca, a composição das assembléias de peixes mostra que a ictiofauna foi dominada, em termos de número de indivíduos e de espécies, por exemplares pertencentes aos Characiformes, seguida dos Siluriformes e com menor contribuição dos Perciformes. Characiformes

também representou 64% da captura total em peso. A dominância de Characiformes concorda com a relatada para outras áreas de várzea da Amazônia Central, como o Catalão (Do Vale, 2003), o lago do Rei (Merona e Bittencourt, 1993), o lago do Inácio (Saint-Paul *et al.*, 2000), e os lagos da ilha do Risco (Yamamoto, 2004). Mas, é importante ressaltar que as proporções de famílias, espécies e número de indivíduos por espécie são diferentes. *A. falcistrostris*, *A. falcatus*, *P. flavipinnis*, *M. lepidura*, *S. fasciatus*, *P. latior*, *H. immaculatus*, *Hemiodus* sp. “rabo vermelho”, *P. nattereri*, *T. galeatus*, *Lycengraulis* sp. *T. auritus*, *T. angulatus*, *P. squamosissimus* e *Rineloricaria* sp. predominaram em número de exemplares, e, também fazem parte da ictiofauna frequentemente capturada na seca em lagos de várzea próximos a Manaus (Saint-Paul *et al.*, 2000; Merona e Bittencourt, 1993; Do Vale, 2003; Yamamoto, 2004). Uma vez que foram abundantes e presentes nas amostragens, essas espécies podem ser consideradas como as mais importantes na composição da ictiofauna da BMA e DIF. Embora na DIF tenha sido amostrado maior número de espécies exclusivas (45 spp.), não foram observadas diferenças marcantes na composição taxonômica entre as unidades. Isso pode ser explicado pelo amplo padrão de distribuição apresentado pela maioria das espécies no rio Solimões/Amazonas (Rapp Py-Daniel e Deus, 2003; Claro-Júnior, 2003; Zuanon *et al.*, 2008), o que contribui para a alta similaridade. Também a proximidade entre as unidades (<10 km), semelhanças na disponibilidade de habitats e tipos de paisagem (principalmente na composição florística) contribuem para essa similaridade. As condições acima descritas corroboram os resultados das análises de correspondência onde os resultados apontam o forte agrupamento de lagos. Esse agrupamento está relacionado principalmente com o alto número de espécies que são comuns às duas unidades. O lago Acari, apesar de ter sido retirado das análises, apresentou diferenças extremas na composição de espécies, além da ocorrência de poucas espécies, o que pode estar relacionado com a sua área (0,01 km²) que comparativamente é muito menor que o restante dos lagos.

Na ictiofauna capturada nas duas unidades foram identificados grupos de espécies temporárias (migradoras) e residentes (não migradoras). As temporárias desenvolvem parte do seu ciclo de vida no lago, durante a época de alagação, e outra parte no rio, na seca. As residentes permanecem no mesmo ambiente durante o crescimento e reprodução, sem realizar migrações reprodutivas. Em ambas as

unidades as residentes são dominantes, o que pode ser reflexo das estratégias de vida (Winnemiller, 1989). As estrategistas de equilíbrio e oportunista são as mais frequentes na ictiofauna (60%) encontrada nos lagos da BMA e DIF. Na estratégia de equilíbrio, os atributos estão associados ao cuidado parental, comportamento territorial e baixa fecundidade. Essa estratégia é dominada pelos Siluriformes (*H. littorale*, *Rineloricaria* sp, *P. pardalis*, *Ancistrus* sp.), Perciformes (*Astronotus ocellatus*, *Cichla monoculus*, *Pterophyllum scalare*, *Mesonauta festivus*), e Osteoglossiformes (*O. bicirrhossum*, *A. gigas*). Na estratégia oportunista, as espécies desenvolvem características associadas à habilidade de rápida colonização: maturação precoce, reprodução contínua e desova em pequenas parcelas. O grupo dos oportunistas é dominado por Characiformes (*H. malabaricus*, *C. hauxwellianus*, *M. intermedia*, *M. lepidura*, *Roeboides myersii*, *Pristigaster cayana*), Perciformes (*P. squamosissimus*). Espécies residentes também foram capturadas nos lagos do Rei (Merona e Bittencourt, 1993), Inácio (Saint-Paul *et al.*, 2000), Padre e Poção (Do Vale, 2003), lagos da ilha do Risco (Yamamoto, 2004) e Jaitêua-São Lourenço (Soares *et al.*, 2009).

Embora na seca a maioria das espécies capturadas seja residente, também permanecem nos lagos exemplares de espécies migradoras. As mais frequentes e com maior número de exemplares são aquelas pertencentes às famílias Clupeidae (*P. flavipinnis*, *P. castelnaeana*), Curimatidae (*P. altamazonica*, *P. latior*, *P. amazonica*, *P. rutiloides*), Anostomidae (*R. microlepis*, *S. fasciatus*), Hemiodidae (*A. elongatus*, *A. orinocensis*, *H. immaculatus*, *Hemiodus* sp. "rabo vermelho"), Characidae (*C. macropomum*, *T. albus*, *T. angulatus*, *T. auritus*), Cynodontidae (*R. vulpinus*) Prochilodontidae (*P. nigricans*) e Pimelodidae (*H. edentatus*). O somatório dos exemplares de *Hemiodus* sp. "rabo vermelho", *H. immaculatus*, *T. auritus*, *T. angulatus*, *S. fasciatus*, *P. flavipinnis* e *P. latior* corresponde a 26% do total de peixes capturados. Considerando que essas espécies são migradoras de curta distância (Granado-Lorencio *et al.*, 2005), sua alta abundância nas unidades pode ser explicada pelo fato de ficarem presas nos lagos após a perda da conexão com o rio. Também na DIF a área total que permanece na seca é grande e mesmo na seca ainda permanece muita área alagada. Esses resultados são compatíveis com os obtidos na RDS-Tupé (Soares e Yamamoto, 2005), lago do Inácio (Saint-Paul *et al.*, 2000), lagos da Ilha do Risco (Yamamoto, 2004), lagos Jaitêua e São Lourenço

(Soares *et al.*, 2009) onde na seca foram registrados grande número de exemplares dessas espécies.

Em relação ao peso total, além das espécies anteriormente citadas como dominantes em número de indivíduos, devem ser acrescentadas *H. malabaricus*, *P. nigricans*, *P. altamazonica*, *O. bicirhosum* e *R. microlepis*. A análise da composição em termos de peso é muito importante, uma vez que ela representa a contribuição das espécies em um determinado habitat em termos de massa. Como exemplo dessa importância, pode ser mencionada que as espécies de grande porte que aumentam o rendimento das pescarias são aquelas selecionadas para manejo da pesca comercial, em contraste com as de pequeno porte, apesar de ocorrência em grande quantidade.

Ao considerar a captura por unidade de esforço em número e peso (DIF=61g/m²/h e BMA=65 g/m²/h), os maiores valores ocorreram na BMA. Isso é reflexo do alto número de exemplares das espécies migradoras de médio porte, *Hemiodus* sp. “rabo vermelho”, *T. auritus*, *T. angulatus*, *P. flavipinnis*, *P. latior*, *A. orinocensis*, *P. castelnaeana*, *A. elongatus*, *L. friderici* e *H. atranalis*, pertencentes à classe de tamanho entre 6,5 e 14,5 cm. Por outro lado, na DIF, essas espécies ocorrem em menor número, porém em maior tamanho (5,5-30cm). Essa diferença foi significativa para *Hemiodus* sp. “rabo vermelho”, *T. auritus*, *T. angulatus*, *P. flavipinnis*, *P. latior*, *A. orinocensis*, *P. castelnaeana*, *A. elongatus*, *L. friderici* e *H. atranalis* (migradoras), e *P. nattereri*, *T. galeatus*, *A. heckelli*, *S. rhombeus*, *E. virescens*, *P. scalare*, *H. efasciatus* e *A. ocellatus* (residentes). Esse resultado reflete ambientes diferentes, pois os lagos da BMA estão mais próximos do rio Solimões/Amazonas, e abrigam muitos indivíduos jovens de peixes migradores. Isso acontece porque durante a enchente as correntes de água do rio que transportam os ovos e larvas de peixes migradores adentram nas áreas de várzea. A grande área ocupada por bancos de macrófitas aquáticas e capins flutuantes de vegetação flutuantes favorece a permanência de indivíduos jovens, por oferecer proteção e abrigo (Petry *et al.*, 2003). Esses indivíduos deverão permanecer nesses lagos até sua maturidade quando deverão realizar migrações reprodutivas e/ou tróficas para o canal do rio principal na vazante. Nesse contexto, os lagos na BMA podem ser considerados como de crescimento.

Outro fato a ser destacado é que a presença de algumas espécies de peixes nos lagos é influenciada pelo tamanho do corpo d'água. Os adultos de espécies de grande porte são capazes de sobreviver por mais tempo às condições adversas geradas pela seca em locais mais profundos, embora prejudicados pela diminuição do espaço (Cardoso *et al.*, 2005). É o caso do pirarucu, que na vazante se movimenta no sistema procurando os locais mais profundos (Arantes, 2009). A presença de *A. gigas* foi observada nos lagos da DIF, onde atualmente o lago do Babaçu é usado para manejo (Gama, 2009). Nesse caso, a área total alagada na DIF teria disponibilidade de espaço para a permanência desses peixes. Finalmente, a CPUE por horas de pesca ou mesmo por área do apetrecho como unidade de esforço, não leva em conta, de forma clara, o tempo de procura ou mesmo a abrangência de sua atuação (área) nas pescarias. Assim, a CPUE é somente a captura realizada e está condicionada ao fato de que os peixes estão passíveis de serem capturados, por isso, não é um índice adequado da abundância relativa e da densidade do recurso na área de pesca (Andrade, 2010).

As curvas de acumulação sugerem que o esforço amostral foi adequado à captura da ictiofauna e que a riqueza não variou significativamente nas duas unidades. Esses valores são difíceis de serem comparados com outros estudos em lagos de várzea, pois são influenciados pelo método de coleta, de acordo com o apetrecho utilizado e o esforço de pesca, variando desde o tempo de permanência do apetrecho na água até o número de coletas. A diversidade foi maior na DIF, independente do índice utilizado. Levando em consideração que a distribuição das espécies foi homogênea nas duas unidades, a diferença na diversidade refletiu principalmente o valor de dominância de espécies, que foi maior na BMA. Vale ressaltar, que a diversidade de Shannon-Weaver trabalha com o número de espécies raras e Simpson com a dominância, e utilizando o índice de Simpson, a diferença no valor de diversidade foi menor.

Comparando a diversidade de Shannon-Weaver com outros trabalhos realizados em lagos de várzea da Amazônia Central, e de acordo com Magurran (1996), as duas unidades podem ser consideradas apresentando alta diversidade de peixes (Tabela 8). Isso reflete as boas condições ambientais para a ictiofauna. Apesar de redução da área na seca, e muitas vezes a redução de ambientes durante a retração das águas, ainda permanece uma área alagada significativa e, portanto, habitats que

oferecem condições propícias para a alta diversidade de peixes. O fato dos lagos não continuarem conectados ao canal do rio na seca, auxilia a retenção de água, já que a conexão facilitaria o escoamento da água que permanece no lago (Forsberg *et al.*, 1988). Assim, a permanência de água permite a existência de áreas consideradas habitats-chave, com condições favoráveis para a sobrevivência dos peixes, até a próxima alagação.

Tabela 8. Índices de diversidade de Shannon-Weaver baseado em número de indivíduos (H'_n) e peso (H'_w) para lagos de várzea da Amazônia no período de seca. (- quando o autor não calculou)

Local	H'_n	H'_w	Mês/ano	Apetrecho	Malhas	Período	Autor
Jaituea-São Lourenço	3,53	-	out/06	malhadeira	30-200 mm	seca	Soares <i>et al.</i> , 2009
Baixio	2,09	2,33	set/05	malhadeira	30-100 mm	seca	Siqueira-Souza, 2007
Preto	2,66	2,66	set/05	malhadeira	30-100 mm	seca	Siqueira-Souza, 2007
Iauara	2,62	2,63	set/05	malhadeira	30-100 mm	seca	Siqueira-Souza, 2007
Ananá	2,33	2,07	set/05	malhadeira	30-100 mm	seca	Siqueira-Souza, 2007
Campina	2,36	1,92	set/05	malhadeira	30-100 mm	seca	Siqueira-Souza, 2007
Maracá	2,53	2,60	set/05	malhadeira	30-100 mm	seca	Siqueira-Souza, 2007
Sacambú	1,98	2,33	set/05	malhadeira	30-100 mm	seca	Siqueira-Souza, 2007
Ressaca	2,73	2,75	set/05	malhadeira	30-100 mm	seca	Siqueira-Souza, 2007
Preto	2,19	1,76	set/05	malhadeira	30-100 mm	seca	Siqueira-Souza, 2007
Cacau	2,29	1,64	set/05	malhadeira	30-100 mm	seca	Siqueira-Souza, 2007
Piranha	2,18	1,77	set/05	malhadeira	30-100 mm	seca	Siqueira-Souza, 2007
Canarana	0,95	0,46	set/05	malhadeira	30-100 mm	seca	Siqueira-Souza, 2007
Bolsinha	2,87	-	set/05	malhadeira	25-50 mm	seca	Chaves, 2006
Juruá Grande	2,64	-	set/05	malhadeira	25-50 mm	seca	Chaves, 2006
Pagão	2,40	-	set/05	malhadeira	25-50 mm	seca	Chaves, 2006
Taracoá	2,52	-	set/05	malhadeira	25-50 mm	seca	Chaves, 2006
Acari	2,76	-	out/02	malhadeira	20-90 mm	seca	Yamamoto, 2004

Tracajá	3,88	-	out/02	malhadeira	20-90 mm	seca	Yamamoto, 2004
Comanda	3,58	-	out/02	malhadeira	20-90 mm	seca	Yamamoto, 2004
Praia	4,49	-	out/02	malhadeira	20-90 mm	seca	Yamamoto, 2004
Rei	4,75	-	out 86/87	malhadeira	20-90 mm	seca	Merona e Bittencourt, 1993

Nos lagos Jaitêua-São Lourenço (Soares *et al.*, 2009), Acari, Tracajá, Comanda, Praia (Yamamoto, 2004) e Rei (Merona e Bittencourt, 1993), embora as pescarias na seca, tenham sido realizadas em dois ciclos hidrológicos, os valores de diversidade são semelhantes aos dos lagos da BMA e DIF. Ressalto que Yamamoto (2004) é um trabalho referente aos lagos da BMA. Já nos lagos Baixio, Preto, Iauara, Ananá, Campina, Maracá, Sacambú, Ressaca, Preto, Cacau, Piranha, Canarana (Siqueira-Souza, 2007), Bolsinha, Juruá-Grande, Pagão e Taracoá (Chaves, 2006), as diferenças são pequenas. Essas diferenças podem ser atribuídas ao pouco tempo de permanência das malhadeiras na água (12 horas) e o reduzido número de malhadeiras com variado tamanho de malha. Comparações da riqueza de espécies entre trabalhos com diferentes níveis de esforço de pesca podem ser pouco confiáveis do ponto de vista quantitativo, mas são importantes como informações qualitativas.

As análises relacionando a diversidade em peso (Hw) das assembleias de peixes com as variáveis físico-químicas e geomorfológicas, apontam a estrutura das assembleias dos lagos no período de seca como sendo influenciada principalmente por fatores locais como a profundidade, pH e concentração de oxigênio. Neste caso, a diversidade em peso aumenta com o aumento da concentração de oxigênio, e diminui com o aumento do pH e a profundidade. A diminuição da diversidade de acordo com o aumento da profundidade pode ser efeito da diminuição da vulnerabilidade dos peixes com o aumento da profundidade (Rawson, 1952; Ryder, 1965). Em lagos rasos é maior a vulnerabilidade dos peixes, principalmente das espécies de fundo, que não estariam passíveis de captura em condições de maior profundidade. O pH e a concentração de oxigênio também influenciaram na diversidade, o que pode estar relacionado às diferenças no ambiente conforme já mencionadas na caracterização das variáveis físico-químicas e geomorfológicas. Os lagos que apresentaram menor pH tiveram maior diversidade, assim como os lagos

com maior concentração de oxigênio, apresentaram maior diversidade. A condutividade elétrica também reflete essas diferenças, já que as duas unidades possuem fontes de água diferentes, que influenciam a condutividade. Na DIF ocorre uma contribuição de vários tipos de água (águas e águas claras), e, portanto, de peixes de habitats diferentes. Já nos lagos da BMA a contribuição de espécies de peixe é proveniente do canal do rio principal, ou seja, espécies tipicamente de várzea.

A captura total em peso (CTw), também denominada de rendimento pesqueiro, já que o esforço é padronizado, foi influenciada por fatores regionais (unidade geomorfológica e área do lago) e locais (profundidade). Então, a captura total (que, neste caso, se confunde com o rendimento nas pescarias, pois o esforço foi constante) diminui com o aumento da profundidade e da área. Neste caso a unidade geomorfológica explicou principalmente a diferença no rendimento entre os dois ambientes.

A diminuição da captura total com o aumento da profundidade (fator local) pode ser explicada pelo mesmo efeito já mencionado para a diversidade (diminuição da vulnerabilidade dos peixes). Em lagos da zona temperada (América do Norte) o rendimento pesqueiro é inversamente proporcional à profundidade dos lagos (Rawson, 1952; Ryder, 1965). Mas esses dados são provenientes de desembarques pesqueiros, indicando uma pesca direcionada para as espécies comerciais. Tratando-se da influência da área do lago (fator regional), em lagos com maior área total a captura total em peso foi menor. A influência das unidades geomorfológicas pode ser reflexo: 1) da captura de peixes nas duas unidades ser estatisticamente diferente; 2) novamente da diferença entre os ambientes, tipicamente de várzea na BMA e transição terra-firme-várzea na DIF. Esse resultado aponta que a várzea teve maior rendimento como resultado da alta produtividade, que é típica desse ambiente (Bayley, 1989). Outro fator que pode influenciar na diferença é a intensidade da pesca comercial realizada nas unidades. Embora não investigado, pode afetar as populações de peixe a médio e longo prazo conforme mencionado para os lagos de várzea localizados no Baixo Amazonas (Almeida *et al.*, 2002; Almeida e Amaral, 2006).

Em lagos da região Neotropical no período de seca, os fatores abióticos importantes na diversidade de peixes que devem ser destacados são a heterogeneidade de habitats (Silvano *et al.*, 2000; Do Vale, 2003; Yamamoto, 2004), a transparência e morfometria dos lagos (Rodríguez e Lewis, 1994; 1997; Suárez *et al.*, 2004), a competição e predação (Tejerina-Garro *et al.*, 1998; Rodríguez e Lewis, 1994; 1997). Porém, é difícil determinar quais características são mais ou menos importantes, já que as variáveis ambientais são correlacionadas e relacionadas umas com as outras. A escala da análise é outro tópico importante. Em pequena escala geográfica, (ex. lagos, igarapés) estudos enfatizam fatores bióticos como competição e predação que desempenham um papel importante na organização da comunidade (Jackson *et al.*, 2001). Em contraste, aqueles em grande escala (ex. sistemas de lagos, unidades geomorfológicas), enfatizam fatores abióticos (ex. transparência, morfometria), que indiretamente ditam a importância da piscivoria, como sendo determinantes das comunidades de peixes (Tejerina-Garro *et al.*, 1998; Rodríguez e Lewis, 1997).

A relação entre a captura total em peso (CT_w padronizada), as características morfológicas (área, profundidade média) e químicas da água (fósforo, sólidos totais dissolvidos) já foram investigadas em rios e lagos de zona temperada (Rawson, 1952; Ryder, 1965) e equatorial (Petrere, 1983; Bayley, 1989; Nolan, 2005; Nolan *et al.*, 2009). Também, a extensão da área de inundação e o regime hidrológico têm sido indicados como os principais fatores que influenciam no rendimento pesqueiro de águas interiores (Welcomme, 1995). Na Amazônia, já vem sendo argumentado que a morfometria dos lagos tem fundamental importância para o rendimento pesqueiro (Nolan, 2005; Nolan *et al.*, 2009). As medidas geométricas de contorno (perímetro e desenvolvimento perimetral), juntamente como a distância do lago em relação ao rio principal, são variáveis explanatórias da variabilidade do rendimento pesqueiro de sistemas de lagos explorados pela frota de pesca profissional de Manaus (Nolan *et al.*, 2009). Segundo esse autor, quanto menor o perímetro dos lagos maior o rendimento pesqueiro, e isso reflete a preferência dos pescadores por lagos de menor tamanho. Finalmente, considerando todas as análises, a profundidade foi o determinante primário e mais significativo para a diversidade em peso (H'_w) e captura total em peso (CT_w) nos lagos da BMA e DIF. É importante

ressaltar que as análises foram realizadas utilizando uma quantidade de graus de liberdade abaixo do mínimo ideal (12). Porém, os resíduos foram todos validados.

Desde os anos 80, as comunidades ribeirinhas vêm lutando pela implementação de modelos descentralizados de gestão dos recursos pesqueiros (McGrath *et al.*, 2002; Pereira, 2003, 2007). Essa iniciativa foi conseqüência do aumento da pressão pesqueira e invasão dos lagos fazendo surgir uma disputa pela utilização dos recursos entre os pescadores comerciais e ribeirinhos locais. Assim, como forma de controle sobre as áreas de pesca, as comunidades passaram a desenvolver um modelo de gestão, denominado “manejo comunitário participativo” utilizando como forma de controle sobre as áreas de pesca os acordos comunitários de pesca (Castro e MacGrath, 200; Benatti *et al.*, 2003).

No processo de implementação dessa medida, são realizadas reuniões comunitárias com a participação de instituições públicas governamentais e não-governamentais (Castro e McGrath, 2001; Gama, 2009). Nessas reuniões os participantes discutem as regras e áreas que serão manejadas, baseados principalmente no contexto socioeconômico de cada comunidade e no conhecimento tradicional em relação à geografia local e à variação do nível da água dos lagos (Pereira 1999; Gama, 2009). Este modelo de gestão vem gerando bons resultados: no Pará, as comunidades de Tinguá (Câmara, 1996; Etchart, 1997), Monte Alegre (Hartmann, 1990), Ituqui (McGrath *et al.*, 1994, 1997) e São Miguel (McGrath, *et al.*, 1994), e no Amazonas em Anamá (Queiroz, 2005) e Silves (Pereira, 2003). Além disso, é preciso avançar mais nos estudos, não somente procurando entender os conflitos ambientais que estão por detrás do manejo da pesca (Castelo, 2008), mas também incluindo informações da ictiofauna em lagos, especialmente na seca. Nesse sentido é necessária a inclusão de conhecimento científico sobre dados abióticos locais e da ictiofauna, a partir da pesca experimental e da limnologia. Um bom exemplo são os resultados gerados para os lagos da BMA e DIF, onde na seca a composição específica é dominada por uma ictiofauna residente, sendo a maioria estrategistas de equilíbrio e oportunista. E, a diversidade e rendimento pesqueiro são influenciados principalmente pela profundidade dos lagos. A estrutura das assembleias de peixes não diferiu significativamente nos lagos das duas unidades geomorfológicas estudadas no período de seca, porém, fatores locais (profundidade)

e regionais (área) influenciaram a diversidade. Nos acordos e nas discussões de manejo devem ser considerados como lagos de manutenção e de preservação aqueles que apresentam características favoráveis à permanência de maior diversidade de espécies de peixes em eventos de seca, os habitats-refúgio.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Albert, J.S. 2003. *Apterontidae (Ghost knifefishes)*. In: R.E. Reis, S.O. Kullander and C.J. Ferraris, Jr. (eds.). *Checklist of the Freshwater Fishes of South and Central America*. Porto Alegre: EDIPUCRS, Brasil. p. 497-502.
- Almeida O.T.; Amaral, L. 2006. *Caracterização do pescador e da frota pesqueira de Manuel Urbano, Sena Madureria e Boca do Acre*. Relatório Final. Projeto Alto Purus, SEATER, Rio Branco. 32pp.
- Almeida, O.T.; Lorenzen, K.; Mcgrath, D. 2002. *Impact of co-management agreements on the exploitation and productivity of floodplain lake fisheries in the lower Amazon*. In: An. Ninth Biennial Conference of the International Association for the Study of Common Property (IASCP). Zimbabwe, Victoria Falls. p. 11-14.
- Almeida, F.F.; Melo, S. 2009. Considerações limnológicas sobre um lago da planície de inundação Amazônica (lago catalão – Estado do Amazonas, Brasil). *Acta Scientiarum Biological Science*, (31)4:387-395.
- Andrade, H.A., 2010. Fatores que afetam a sazonalidade da cpue na pescaria brasileira do bonito listrado (*Katsuwonus pelamis*) e implicações para a avaliação da pescaria. *Notas Técnicas Facimar*, 3:79-86.
- Anjos, C.R. 2007. *Estrutura de assembléias ictíicas em sistemas lacustres manejados da Amazônia Central*. Dissertação de Mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas. 82pp.
- Anjos, M.B., De Oliveira, R.R.; Zuanon, J. 2008. Hypoxic environments as refuge against predatory fish in the Amazonian floodplains. *Brazilian Journal of Biology*, 68(1): 45-50.
- Arantes, C.C. 2009. *Ecologia do pirarucu *Arapaima gigas* (Schinz, 1822) na várzea da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, Amazonas, Brasil*. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, Bahia. 85pp.
- Araújo, L.M.S. 2004. *Assembléia íctiica em ambientes lacustres da RDS do Piranha Manacapuru, Amazonas, Brasil*. Dissertação de Mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas. 66pp.

- Arratia, G. 2003 Lepidosirenidae (Aestivating lungfishes). In: R.E. Reis, S.O. Kullander and C.J. Ferraris, Jr. (eds.) *Checklist of the Freshwater Fishes of South and Central America*. Porto Alegre: EDIPUCRS, Brasil. p. 671-672.
- Ayres, M., Ayres Jr., M., Ayres, D.L.; Santos, A.A. 2007. *BIOESTAT – Aplicações estatísticas nas áreas das ciências bio-médicas*. ONG Mamiraua. Belém, PA. p. 125-147.
- Baensch, H.A. and R. Riehl 1995 *Aquarien Atlas*. Band 4. Mergus Verlag GmbH, Verlag für Naturund Heimtierkunde, Melle, Germany. 864pp.
- Barthem, R.; Goulding 1997. *The catfish connection: ecology, migration and conservation of Amazonian predators*. New York, Columbia University Press, XVI. 144pp.
- Bayley, P.B. 1983. *Central Amazon fish populations: biomass, production and some dynamic characteristics*. PhD Thesis. Nova Scotia, Canada, Dalhousie University: Halifax. 330pp.
- Bayley, P.B. 1989. Aquatic environments in the Amazon basin, with an analysis of carbon sources, fish productions and yield. *Canadian Special Publications in Fisheries and Aquatic Science*, 106:399-408.
- Bayley, P.B.; Petrere Jr., M. 1989. Amazon fisheries: assessment methods, current status, and management options. In: Dodge, D.P. (ed.) *Proceedings of the International Large River Symposium*. *Canadian Special Publications, Fisheries and Aquatic Sciences*, 106:385-398.
- Benatti, J.H.; McGrath, D.G.; Oliveira, A.C.M. 2003. Políticas públicas e manejo comunitário de recursos naturais da Amazônia. *Ambiente e sociedade*, 5(2):137-154.
- Berger W.H.; Parker F.L. 1970. Diversity of planktonic foraminifera in deep-sea sediments. *Science*, 168:1345–134.
- Bittencourt, M.M.; Amadio, S.A. 2007. Proposta para identificação rápida dos períodos hidrológicos em áreas de várzea do rio Solimões/Amazonas nas proximidades de Manaus. *Acta Amazonica*, 37:303-308.
- Camara. E.P.L. 1996. *Implicações do padrão atual de utilização dos recursos da várzea Amazônica na sustentabilidade da Reserva de lago*. Dissertação de Mestrado, UFPA/Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém. 105pp.

- Cardoso, V.T.; Gainbury, A.; Braz, M.I.; Rodrigues, M.; Almeida, W.R. 2005. *Assembléias de peixes em lagos do arquipélago de Anavilhanas: conjuntos de espécies estocásticos ou determinísticos? In: Livro de curso de campo. INPA/PDBFF.*
- Cardoso, R.S.; Freitas, C.E.C. 2008. A pesca de pequena escala no rio Madeira pelos desembarques ocorridos em Manicoré (estado do Amazonas - Brasil). *Acta Amazonica*, 38(1):781-788.
- Carvalho, P.; Bini, L.M.; Thomaz, S.M.; Oliveira, L.G.; Robertson, B.; Tavechio, W.L.G.; Darwich, A.J. 2001. Comparative limnology of South American floodplain lakes and lagoons. *Maringá*, 23(2):265-273.
- Castello, L. 2008. Repensando o estudo e o manejo da pesca no Brasil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 3(1):17-22.
- Castro, F.; McGrath, D. . 2001 O Manejo Comunitário de Lagos na Amazônia. *Parcerias Estratégicas*. 12. p. 113-126 .
- Chaves, R.C.Q. 2006. *Diversidade e densidade ictiofaunística em lagos de várzea da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, Amazonas, Brasil.* Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Pará/ Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 69pp.
- Claro Jr.L.H. 2003. *A influência da floresta alagada na estrutura trófica de comunidades de peixes em lagos de várzea da Amazônia Central.* Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Fundação Universidade do Amazonas, Manaus, Amazonas. 61pp.
- Darwich, A.J. 1995. *Processos de decomposição de Echinochloa polystachya (H. B. K.) Hitchcock (Gramineae = Poaceae), capim semi-aquático da várzea amazônica.* Tese de Doutorado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/ Universidade do Amazonas (INPA/UA), Manaus (AM). 327pp.
- Do Vale, J.D. 2003. *Composição, diversidade e abundância da ictiofauna na área do Catalão, Amazônia Central.* Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Fundação Universidade do Amazonas. Manaus, 66pp.
- Draper N.R.; Smith H. 1966. *Applied regression analysis.* New York: Wiley. 407pp.
- Etchart, G. 1997. Sustainable resource management in the Brazilian Amazon: The case of the community of Tiningú. *Coastal Management*, 25:205-226.

- Ferreira, E.J.G., Zuanon, J.A.S.; Santos, G.M. 1998. *Peixes comerciais do médio Amazonas: Região de Santarém, Pará*. IBAMA. Brasília. 211pp.
- Forsberg, B.R.; Devol, A.H.; Richey, J.E.; Martinelli, L.A.; Dos Santos, H. 1988. Factors controlling nutrient concentrations in Amazon floodplain lakes. *Limnology and Oceanography*, 33(1):41-56.
- Freitas C.E.C; Garcez, R.C.S. 2004. Fish communities channels between floodplain lakes and Solimões/Amazonas Rivers (Amazon-Brasil). *Acta Limnologica Brasiliensis*, 16(3):273-280.
- Freitas, C.E.C.; Siqueira-Souza, F.K.; Guimarães A.R.; Santos, F.A.; Santos I.L.A. 2010. Interconnectedness during high water maintains similarity in fish assemblages of island floodplain lakes in the Amazonian Basin. *Zoologia*, 27(6):
- Furch, K. 1984. Water chemistry of the Amazon basin: The distribution of chemical elements among freshwater. *In: The Amazon: limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin* (H. Sioli, ed). Dr. W. Junk Publisher, Dordrecht. p. 167-199.
- Gama, M.F. 2009. *Manejo comunitário de lagos: uma ferramenta de gestão compartilhada dos recursos pesqueiros em área de várzea na Amazônia Central*. Monografia de conclusão de curso, Universidade Federal do Amazonas. 77pp.
- Géry, J. 1977. *Characoids of the world*. T.F.H. Publications, Inc., N.J. 672 pp.
- Goulding, M. 1980. *The fishes and the forest: Explorations in Amazonian Natural History*. University of California Press: Berkeley, CA, USA. 280pp.
- Granado-Lorencio, C.; Araújo-Lima, C.R.M.; Lobón-Cerviá, J. 2005. Abundance – distribution relationships in fish assembly of the Amazonas floodplain lakes. *Ecography*, 28(4):515-520.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T; Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1).
- Hartmann, W. 1990. *Por uma co-administração de recursos pesqueiros em águas interiores da Amazônia. O Caso das comunidades ribeirinhas e pesqueiras do Lago Grande de Monte Alegre*. *In: Populações Humanas, Rios e Mares da Amazônia*. IV Encontro de Ciências Sociais e o Mar no Brasil, p. 157-168.

- Heltshe, J.F.; Forrester, N.E. (1983). Estimating species richness using the Jackknife procedure. *Biometrics*, 39:1-11.
- IGFA. 2001. Database of IGFA angling records until. IGFA, Fort Lauderdale, USA.
- Irion, G.; Junk, W.J.; Melo, J.A.S.N. 1997. The large Central Amazonian river floodplains near Manaus: geological, climatological, hydrological, and geomorphological aspects, pp. 23-46. *In: The Central Amazon Floodplain* (W.J. Junk, ed.). Berlin Heidelberg: Springer-Verlag. p. 23-46.
- Iriondo, M.H. 1982. Geomorfologia da Planície Amazonica. *In: Ata do IV Simpósio do Quaternário do Brasil*. p. 323-348.
- Jackson, D.A.; Peres-Neto, P.R.; Olden, J.D. 2001. What controls who is where is freshwater fish communities – the roles of biotic, abiotic and spatial factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58:157-170.
- Jegú, M.; Santos, G.M. 1988. Lê genre *Serrasalmus* (Pisces, Serrasalminae) dans le bas Tocantins (Brésil, Pará), avec la description d'une espèce nouvelle, *S. geryi*, du bassin Araguaia-Tocantins. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale*, 21(3):239-274.
- Junk, W.J.; Soares, G.M.; Carvalho, F.M. 1983. Distribution of fish species in a lake of the Amazon river floodplain near Manaus (lago Camaleão), with special reference to extreme oxygen conditions. *Amazoniana*, 7:397-431.
- Junk, W.S.; Weber, G.E. 1996. Amazonian Floodplains: a limnological perspective. *Verth Int Ver Limnol.*, 26:149-157.
- Junk, J. W. 2000. Mechanisms for development and maintenance of biodiversity in neotropical floodplains. *In: Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation*. Vol. 1. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands. p. 119-139.
- Junk, W.J.; Wantzen, K.M. 2004. The flood pulse concept: New aspects, approaches, and applications — an update. *In: Welcomme, R.; T. Petr (eds), Proceedings of the 2nd Large River Symposium (LARS)*, Phnom Penh, Cambodia. Bangkok. RAP Publication. p. 117–149.
- Krebs, C. J. 1989. *Ecological methodology*. Harper & Row publishing, New York. 654pp.
- Krebs, C.J. 1999. *Ecological Methodology*. 2.ed. New York: Addison Wesley Longman. 20pp.

- Kullander, S.O. 2003 .Cichlidae (Cichlids). In R.E. Reis, S.O. Kullander and C.J. Ferraris, Jr. (eds.) *Checklist of the Freshwater Fishes of South and Central America*. Porto Alegre: EDIPUCRS, Brasil. p. 605-654.
- Langeani, F. 2003 .Hemiodontidae (Hemiodontids). *In*: R.E. Reis, S.O. Kullander and C.J. Ferraris, Jr. (eds.) *Checklist of the Freshwater Fishes of South and Central America*. Porto Alegre: EDIPUCRS, Brasil. p. 96-100.
- Lima, F.C.T., L.R. Malabarba, P.A. Buckup, J.F. Pezzi da Silva, R.P. Vari, A. Harold, R. Benine, O.T. Oyakawa, C.S. Pavanelli, N.A. Menezes, C.A.S. Lucena, M.C.S.L. Malabarba, Z.M.S. Lucena, R.E. Reis, F. Langeani, L. Cassati and V.A. Bertaco .2003. Genera Incertae Sedis in Characidae. *In*: R.E. Reis, S.O. Kullander and C.J. Ferraris, Jr. (eds.) *Checklist of the Freshwater Fishes of South and Central America*. Porto Alegre: EDIPUCRS, Brasil. p. 106-168.
- Lowe-McConnell, R.H. 1964. The fishes of the Rupunini savanna district of British Guiana, Pt 1. Groupings of fish species and effects of the seasonal cycles on the fishes. *Journal of the Linnean Society (Zoology)*, 45:103-144.
- Ludwig, J.A.; Reynolds, J.F. 1988. *Statistical ecology: a primer on methods and computing*. Jonh Wiley & Sons, New York. 337pp.
- Magoulick, D. D.; Kobza, R. M. 2003. The role of refugia for fishes during drought: a review and syntheses. *Freshwater biology*, 48:1186-1198.
- Magurran, A.E. 1996. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University, Princeton. 179pp.
- Malabarba, M.C.S.L. 2004 Revision of the neotropical genus *Triportheus* Cope, 1872 (Characiformes: Characidae). *Neotrop. Ichthyol.* 2(4):167-204.
- Manly, B.J.F. 2008. *Métodos Estatísticos multivariados: uma introdução*. 3ª. Ed Artmed & Bookman, 229pp.
- McGrath, D.G.; Castro, F.; Futemma, C. 1994. Reservas de lago e o manejo comunitário da pesca no Baixo Amazonas: uma avaliação preliminar. *In*: D'Incao, M. A.; Silveira, I. M. (eds) *Amazônia e a Crise da Modernização*. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi. p.389-402.
- McGrath, D.G.; Silva, U.L.; Crossa, N.M.M. 1997. Ituqui: A traditional lake fishery of the lower Amazon várzea. *Plec News and Views*, 8:23-32p.
- McGrath, D. G., Cardoso, A; Sa, E.P. 2002. Community Fisheries and Co-Management. *In: The Lower Amazon Floodplain of Brazil. International*

- Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries: Sustaining Livelihoods and Biodiversity in the New Millennium*. Phnom Penh, Cambodia.
- Mérona, B. & Bittencourt, M.M. 1993. Lês peuplements de poissons du 'lago do Rei', um lac d'inondation d'Amazonie Central: description générale. *Amazoniana*, 12:415-441.
- Nolan, K. S., Fabré, N. N. & Batista, V. S. 2009. Landscape variables affecting fishery yield in lake systems of the Central Amazon region, Brazil. *Journal of Applied Ichthyology*, 25:294–298.
- Nolan, K.S.S., 2005. *A pesca profissional em sistemas de lagos no eixo fluvial Solimões/Amazonas e principais tributários do estado do Amazonas*. Tese de doutorado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/INPA -Universidade Federal do Amazonas /UFAM. 177pp.
- Pereira, H.S. 1999. *Common-property regimes in Amazonian fisheries*. Tese de Doutorado. The Pennsylvania State University. 119pp.
- Pereira, H.S. 2003. Gestão participativa e o movimento de preservação de lagos no Amazonas. *In: Cadernos do CEAS, Salvador, Bahia, Brasil*. p. 67-88.
- Pereira, H.S. 2007 *A dinâmica da paisagem socioambiental das várzeas do rio Solimões/Amazonas*. *In: FRAXE, T.J.; Pereira, H.S; Witkoski, A.C. (Eds) Comunidades Ribeirinhas Amazônicas: Modos de vida e uso dos recursos naturais*,. Manaus: EDUA.
- Petrere Jr., M. 1983. Relationships among catches, fishing effort and river morphology for eight rivers in Amazon State, Brazil during 1976-1978. *Amazoniana*, 8:281-296.
- Petry, A.C.; Agostinho, A.A.; Gomes, L.C. 2003. Fish assemblage of tropical floodplain lagoons: exploring the role of connectivity in a dry year. *Neotropical Ichthyology*, 1(2):111-119.
- Petry, P., P. B. Bayley & D. F. Markle, 2003. Relationships between fish assemblages, macrophytes and environmental gradients in the Amazon River floodplain. *Journal Fish Biology*, 63:547-579.
- Ramos, R.T.C. 2003 Achiridae (American soles). *In: R.E. Reis, S.O. Kullander and C.J. Ferraris, Jr. (eds.) Checklist of the Freshwater Fishes of South and Central America*. Porto Alegre: EDIPUCRS, Brasil. p. 666-669

- Queiroz, H.L. 2005. A Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Mamirauá: um modelo de alternativa viável para a proteção e conservação da biodiversidade da Amazônia. Dossiê Amazônia II – *Revista de estudos Avançados* – IEA/USP. p. 183-203.
- Rapp-Py-Daniel, L.; C. P. Deus. 2003. Avaliação preliminar da ictiofauna e comentários sobre a pesca no baixo Rio Purus. *In*: Deus, C. P.; Silveira, R.; Rapp-Py-Daniel, L. (ed.) *Piagaçu-Purus: Bases científicas para a criação de uma Reserva de Desenvolvimento Sustentável*. Tefé: Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá. p. 31-47.
- Rawson, D.S. 1952. Mean depth and the fish production of large lakes. *Ecology*, 33:513-521.
- Reis, R.E.; Kullander, O.; Ferraris Jr., C.J. 2003. *Check list of the freshwater fishes of South and Central America*. EDIPUCRS, Porto Alegre. 729pp.
- Ribeiro, M.C.L.B.; Petrere Jr, M., 1990. Fisheries ecology and management of the jaraqui (*Semaprochilodus taeniurus*, *S. insignis*) in central Amazônia. *Regulated Rivers: Research and Management*, 5:195-215.
- Rodriguez M.A.; Lewis, W.M., Jr. 1994. Regulation and stability in fish assemblages of neotropical floodplain lakes. *Oecologia*, 99:166-180.
- Rodrigues, M. A.; Lewis, W.M. 1997. Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the Orinoco River. *Ecological Monographs*, 67(1):109-128.
- Rozo, J.M.G. 2004. *Evolução Holocênica do rio Amazonas entre a ilha do Careiro e a Foz do rio Madeira*. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Amazonas Programa de Pós-graduação em Geociências. 85pp.
- Ryder, R.A. 1965. A method for estimating the potential fish production of north-temperate lakes. *Transactions of the American Fisheries Society*, 94:214-218.
- Sabaj, M.H. and C.J. Ferraris, Jr. 2003 Doradidae (Thorny catfishes). *In*: R.E. Reis, S.O. Kullander and C.J. Ferraris, Jr. (eds.) Checklist of the Freshwater Fishes of South and Central America. Porto Alegre: EDIPUCRS, Brasil. p. 456-469
- Saint-Paul, U.; Soares, M. G. M. 1987. Diurnal distribution and behavioral responses of fishes to extreme hypoxia in Amazon floodplain lake. *Environmental Biology of Fishes*, 20:91-104.

- Saint-Paul, U.; Zuanon, J.; Villacorta-Correa, M.A.; Garcia, M. Fabr e, N.N.; Berger, U. ; Junk, W. J. 2000. Fish communities in Central Amazônia white- and the backwaters floodplains. *Environmental Biology of Fishes*, 57:235-250.
- Sanders, H. 1968. Marine benthic diversity: a comparative study. *American Naturalist*, 102:243–282.
- Santos, G. M., 1980, Aspectos de sistemática e morfologia de *Schizodon fasciatus* Agassiz, 1829, *Rhytiodus microlepis* G e r , 1859 e *Rhytiodus argenteofuscus* Kner, 1859 do lago Janauacá, AM (Osteichthyes, Characoidei, Anostomidae). *Acta Amazonica*, II (2):267-283.
- Santos, G.M; Merona, B; Juras, A.A; Jégu, M. 2004. *Peixes do Baixo Rio Tocantins: 20 anos depois da usina hidrelétrica Tucuruí*. Brasília: Eletronorte, 216pp.
- Santos, M. S; Ferreira, E.J.G; Zuanon, J.A. 2006. *Peixes comerciais de Manaus*. Manaus: IBAMA/ProV rzea, 144pp.
- Silvano, R.A.M.; Amaral, B.D.; Oyakawa, O.T. 2000. Spatial and temporal patterns of diversity and distribution of the Upper Juruá River fish community (Brazilian, Amazon). *Environmental Biology of Fishes*, 57:25-35.
- Sioli, H. 1984. The Amazon and its main affluents: hydrography, morphology of the river courses and river types. *In: The Amazon: limnology and landscape ecology of a might tropical river and its basin* (H. Sioli, ed). Dr. W. Junk Publisher, Dordrecht. p. 127-165.
- Sippel, S. J.; Hamilton, S. K.; Melack, J. M. 1992. Inundation area and morphometry of lakes on the Amazon River floodplain. *Archives of Hydrobiology*, 123:385-400.
- Siqueira-Souza, F. K. 2007. *Diversidade Alfa e Beta das assembl cias de peixes de lagos de várzea do médio rio Solimões (Amazonas-Brasil)*. Disserta o de Mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas. 123pp.
- Siqueira-Souza, F.K.; Freitas, C.E.C. 2004. Fish diversity of floodplain lakes on the lower stretch of the Solimões river. *Brazilian Journal of Biology*, 64(3A):501-510.
- Soares, M.G.M.; Yamamoto, K. 2005. Diversidade e composi o da ictiofauna do lago Tup . *In: Silva, E.N.; APRILE, F. M. SCUDELLER, V.V; MELO, S. (eds.). Biotup : Meio físico, diversidade biológica e sociocultural no baixo rio Negro, Amazonia Central*. Manaus, INPA, p. 181-197.

- Soares, M.G.M.; Costa, E.L.; Siqueira-Souza, F.K.; Anjos, H.D.B.; Yamamoto, K.C.; Freitas, C.E.C. 2007. *Peixes de lagos do Médio rio Solimões*. EDUA, Manaus, Amazonas. 172pp.
- Soares, M.G.M., Silva, F.R., Anjos, H.D.B., Prestes, L., Bevilaqua, D.R. & Campos, C.P. 2009. Ambientes de pesca e a ictiofauna do complexo lacustre do lago grande de Manacapuru, AM: Composição taxonômica e Parâmetros populacionais. *In: A pesca na Amazônia Central – Ecologia, conhecimento tradicional e formas de manejo*. Fraxe, T.J.P.; Witkoski, A.C. (eds.) Editora EDUA, Manaus, p.59-89.
- Súarez, Y.R., Petrere Jr., M.; Catella, A.C. 2001. Factors determining the structure of fish communities in Pantanal lagoons (MS, Brazil). *Fisheries Management and Ecology*, 8:173-186.
- Súarez, Y.R., Petrere Jr., M.; Catella, A.C. 2004. Factors regulating diversity and abundance of fish communities in Pantanal lagoons, Brazil. *Fisheries Management and Ecology*, 11:45 -50.
- Tejerina-Garro, F.L.; Fortín, R.; Rodríguez, M. A. 1998. Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia River, Amazon Basin. *Environmental Biology of Fishes*, 51:399-410.
- Thomaz, S.M.; Bini, L.M.; Bozelli, R.L. 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia*, 579:1-13
- Triola, Mario F. 1999. *Introdução à Estatística. Livros Técnicos e Científicos*. Editora S.A, 10ª. Edição. 729pp.
- Vari, R.P. 1984. Systematics of the neotropical characiform genus *Potamorhina* (Pisces: Characiformes). *Smithson. Contr. Zool.* No. 400, 36pp.
- Vari, R.P. 1991. Systematics of the neotropical Characiform genus *Steindachnerina Fowler* (Pisces: Ostariophysi). *Smithson. Contrib. Zool.* 507: 118 pp.
- Vari, R.P. 1992. Systematics of the neotropical characiform genus *Cyphocharax Fowler* (Pisces, Ostariophysi). *Smithson. Contrib. Zool.* 533:48pp.
- Vari, R.P. 2003. Ctenoluciidae (Pike-Characids). *In: R.E. Reis, S.O. Kullander and C.J. Ferraris, Jr. (eds.). Checklist of the Freshwater Fishes of South and Central America*. Porto Alegre: EDIPUCRS, Brasil. p. 252-254.
- Vazzoler, A.E.A.M. 1996. *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. Maringá, Maringá, Editora Universidade Estadual de Maringá, 169pp.

- Welcomme, R.L. 1995. Relationships between fisheries and the integrity of river systems. *Reg. Riv. Res. Man.*, 11:121-136.
- Wilkinson L. 2011. *SYSTAT: The system for statistics, Evanston, IL, United States, SYSTAT. Inc.*, version 11.0 for Windows.
- Winemiller, K.O. 1989. Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia*, 81:225-241.
- Whitehead, P.J.P. 1985. *FAO Species Catalogue. Vol. 7. Clupeoid fishes of the world (suborder Clupeioidae). An annotated and illustrated catalogue of the herrings, sardines, pilchards, sprats, shads, anchovies and wolf-herrings. Part 1 - Chirocentridae, Clupeidae and Pristigasteridae.* FAO Fish. Synop. 125(7/1), p.1-303.
- Yamamoto, K. C. 2004. *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, Amazonas. 71pp.
- Zaniboni Filho, E., S. Meurer, O.A. Shibatta and A.P. de Oliverira Nuñez. 2004. *Catálogo ilustrado de peixes do alto Rio Uruguai.* Florianópolis : Editora da UFSC : Tractebel Energia. 128pp.
- Zar, J. H. 1996. *Biostatistical Analysis.* Prentice-hall Incorporation, London, 662pp.
- Zuanon, J.; Pydaniel, L.H.R.; Ferreira, E.G.; Claro-Júnior, L.H.; Medonça, F.P. 2008. Padrões de distribuição da ictiofauna na várzea do sistema Solimões/Amazonas, entre Tabatinga (AM) e Santana (AP). In: Albernaz, A.K. (ed.). *Conservação da várzea: identificação e caracterização de regiões biogeográficas* – Manaus: Ibama/ProVárzea. p. 237-285.

8. ANEXOS

Anexo I. Lista das espécies de peixes, captura por unidade de esforço em número (CPUE_n), captura por unidade de esforço em peso (CPUE_w) e código dos peixes coletados na unidade Banco de Meandros Atuais (BMA) no período de seca, Itacoatiara, AM.

Espécies	Acari		Comandá		Praia		Pucu		Purupuru		Tracajá		Código
	CPU _n	CPU _w											
<i>Acarichthys heckelii</i>	0,000	0,005			0,005	0,097	0,001	0,008	0,002	0,047	0,001	0,031	Aachi
<i>Acaronia nassa</i>							0,001	0,065	0,000	0,009			Anass
<i>Acestrorhynchus falcatus</i>			0,001	0,113	0,002	0,231			0,003	0,384	0,002	0,076	Afalcu
<i>Acestrorhynchus falcirostris</i>			0,002	0,236	0,013	1,603	0,002	0,422	0,000	0,012	0,006	0,600	Afalci
<i>Anadoras regani</i>							0,000	0,008	0,001	0,060			Areg
<i>Anadoras sp.</i>					0,001	0,037					0,001	0,065	Anasp.
<i>Ancistrus sp.</i>					0,000	0,009							Ancsp
<i>Anodus elongatus</i>			0,001	0,098	0,000	0,024					0,001	0,132	Aelong
<i>Anodus orinocensis</i>					0,000	0,007					0,000	0,024	Aorino
<i>Anostomus sp.</i>			0,000	0,026									Anossp
<i>Arapaima gigas</i>			0,000	0,017									Agiga
<i>Astronotus ocellatus</i>	0,000	0,052											Aocell
<i>Brycon amazonicus</i>					0,000	0,016					0,000	0,036	Bamaz
<i>Brycon melanopterus</i>											0,000	0,020	Bmelan
<i>Chaetobranchopsis orbicularis</i>							0,000	0,030					Corbi
<i>Chaetobranchus flavescens</i>					0,000	0,007	0,000	0,012	0,000	0,044			Cflav
<i>Chaetobranchus semifasciatus</i>					0,000	0,020							Csemif
<i>Chalceus erythrurus</i>			0,001	0,074									Ceryth
<i>Cichla monoculus</i>					0,000	0,096			0,000	0,034			Cmono

Continuação

<i>Colossoma macropomum</i>				0,001	0,247	0,000	0,035			0,001	0,231	Cmacro	
<i>Crenicichla</i> sp.								0,000	0,036			Crenisp	
<i>Ctenobrycon hauxwellianus</i>				0,000	0,001	0,000	0,000			0,001	0,003	Chaux	
<i>Curimata inornata</i>								0,001	0,038			Cinor	
<i>Curimata vittata</i>		0,002	0,133	0,001	0,064							Cvittata	
<i>Curimatella meyeri</i>		0,001	0,085	0,003	0,126							Cmeye	
<i>Cyphocharax spiluroopsis</i>				0,003	0,019	0,000	0,002			0,000	0,002	Cspilu	
<i>Dianema longibarbis</i>	0,001	0,015										Dlongi	
<i>Eigenmannia viresces</i>		0,000	0,003									Evires	
<i>Geophagus proximus</i>		0,000	0,005	0,000	0,010							Gproxi	
<i>Hemiodus atranalis</i>						0,001	0,007					Hatra	
<i>Hemiodus immaculatus</i>				0,019	0,133	0,000	0,003			0,001	0,019	Himm	
<i>Hemiodus microlepis</i>								0,000	0,002			Hmicro	
<i>Hemiodus</i> sp. "rabo vermelho"		0,013	0,656	0,007	0,453					0,005	0,271	Hemirv	
<i>Hemiodus unimaculatus</i>				0,001	0,033					0,000	0,018	Hunim	
<i>Heros efasciatus</i>				0,000	0,017	0,000	0,006	0,000	0,022			Hefas	
<i>Hoplias malabaricus</i>	0,000	0,136	0,000	0,025	0,001	0,433	0,001	0,434	0,001	0,660	0,000	0,096	Hmal
<i>Hoplosternum littorale</i>							0,000	0,004	0,001	0,071			Hlitt
<i>Hypophthalmus edentatus</i>			0,002	0,114	0,000	0,023							Hedent
<i>Hypopomus</i> sp.	0,000	0,020											Hyposp
<i>Lepidosiren paradoxa</i>	0,000	0,067											Lepara
<i>Leporinus friderici</i>			0,000	0,023	0,001	0,102	0,000	0,015	0,000	0,021			Lfrid
<i>Leporinus trifasciatus</i>					0,000	0,026			0,000	0,036	0,000	0,055	Ltrifas
<i>Lycengraulis</i> sp.		0,000	0,012										Lycensp
<i>Mesonauta festivus</i>						0,000	0,004	0,000	0,003				Mfes

Continuação

<i>Metynnis</i> sp.			0,000	0,029	0,000	0,011							Metysp
<i>Moenkhausia intermedia</i>										0,006	0,030		Minter
<i>Moenkhausia lepidura</i>					0,011	0,048	0,002	0,009		0,011	0,055		Mlepi
<i>Mylossoma duriventre</i>			0,001	0,075	0,001	0,075	0,000	0,019					Mduri
<i>Osteoglossum bicirrhosum</i>	0,000	0,209			0,000	0,067	0,000	0,068	0,001	0,161	0,000	0,087	Obic
<i>Oxydoras niger</i>			0,000	0,002									Oniger
<i>Pellona flavipinnis</i>			0,006	0,486	0,007	0,512							Pfasc
<i>Piaractus brachypomus</i>					0,000	0,130							Pbrachy
<i>Pimelodus blochii</i>			0,000	0,035	0,001	0,075			0,000	0,027	0,000	0,013	Pbloc
<i>Plagioscion squamosissimus</i>			0,001	0,080	0,001	0,278					0,000	0,087	Psqua
<i>Platydoras</i> sp.			0,000	0,005							0,000	0,016	Platysp
<i>Potamorhina altamazonica</i>	0,000	0,001	0,004	0,332	0,003	0,287	0,000	0,041					Paltam
<i>Potamorhina latior</i>			0,001	0,069	0,001	0,025							Platior
<i>Potamorhina pristigaster</i>			0,001	0,082	0,000	0,013							Ppristi
<i>Pristobrycon calmoni</i>									0,001	0,038			Pcal
<i>Prochilodus nigricans</i>			0,000	0,012	0,002	0,891	0,000	0,020	0,000	0,097	0,000	0,025	Pnigr
<i>Psectrogaster amazonica</i>					0,001	0,061	0,001	0,069	0,000	0,018			Pama
<i>Psectrogaster rutiloides</i>			0,002	0,129	0,003	0,155							Pruti
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>					0,000	0,177							Ptigri
<i>Pterophyllum scalare</i>							0,001	0,013	0,001	0,011			Psca
<i>Pterygoplichthys pardalis</i>					0,001	0,345			0,000	0,099	0,001	0,059	Lpard
<i>Pygocentrus nattereri</i>			0,012	0,556	0,002	0,229	0,001	0,176	0,001	0,160	0,007	0,759	Pnat
<i>Rhamphichthys marmoratus</i>					0,000	0,010							Rrost
<i>Rhytiodus microlepis</i>			0,000	0,056							0,000	0,016	Rmicro
<i>Rineloricaria</i> sp.	0,000	0,008	0,002	0,118	0,004	0,324	0,000	0,005	0,000	0,011	0,010	0,964	Rinsp

Continuação

<i>Roeboides myersi</i>	0,000	0,011	0,000	0,000	0,000	0,009	0,000	0,006			Rmyer
<i>Satanoperca acuticeps</i>					0,000	0,009	0,000	0,012			Sacut
<i>Schizodon fasciatus</i>	0,000	0,010	0,000	0,021	0,001	0,099	0,004	0,602	0,001	0,039	Sfas
<i>Semaprochilodus insignis</i>	0,000	0,021	0,000	0,030	0,000	0,026			0,001	0,086	Sins
<i>Semaprochilodus taeniurus</i>	0,000	0,007									Staeni
<i>Serrasalmus eigenmanni</i>			0,000	0,025							Seigen
<i>Serrasalmus elongatus</i>	0,006	0,550	0,000	0,031	0,000	0,017			0,001	0,026	Selon
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	0,002	0,145	0,004	0,208	0,000	0,011	0,000	0,023	0,001	0,074	Srhom
<i>Serrasalmus spilopleura</i>					0,002	0,087	0,002	0,165			Sspi
<i>Sorubim lima</i>			0,000	0,027							Slima
<i>Squaliforma emarginata</i>	0,000	0,000									Semarg
<i>Tetragonopterus chalceus</i>					0,001	0,003					Tchal
<i>Tetragonopterus sp.</i>					0,000	0,005					Tetrasp
<i>Trachelyopterus galeatus</i>	0,000	0,053	0,002	0,092	0,000	0,015	0,003	0,174	0,000	0,013	Tgal
<i>Triportheus albus</i>	0,000	0,006			0,000	0,003					Talbu
<i>Triportheus angulatus</i>	0,004	0,285	0,003	0,057	0,001	0,041	0,004	0,087	0,001	0,012	Tang
<i>Triportheus auritus</i>	0,032	0,879	0,001	0,031			0,000	0,010	0,001	0,042	Tauri

Anexo II. Comprimento máximo e mínimo em centímetros (cm) das espécies coletadas no Banco de Meandros Atuais (BMA) e referência para classificação do porte das espécies, Itacoatiara, AM.

Espécies/Porte	Acari		Comandá		Praia		Pucu		Purupuru		Tracajá		Porte	Autor
	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max		
<i>Acarichthys heckelii</i>	6,5	7,2			5,8	12	4,5	7,5	7	9,6	7,2	13	pequeno	Santos et al., 2004
<i>Acaronia nassa</i>							9	14	10	10			pequeno	Santos et al., 2004
<i>Acestrorhynchus falcatus</i>			16	20	13	20			15	23	9,5	19	médio	Santos et al., 2004
<i>Acestrorhynchus falcirostris</i>			16	33	8,5	38	17	29	23	23	13	32	grande	Santos et al., 2004
<i>Anadoras regani</i>							15	15	12	17			pequeno	Sabaj & Ferraris Jr., 2003
<i>Anadoras sp.</i>					10	15					12	14	pequeno	Sabaj & Ferraris Jr., 2003
<i>Ancistrus sp.</i>					14	14							pequeno	Sabaj & Ferraris Jr., 2003
<i>Anodus elongatus</i>			12	20	16	18					14	21	médio	Langeani, 2003
<i>Anodus orinocensis</i>					16	16					15	16	médio	Santos et al., 2004
<i>Anostomus sp.</i>			14	15	17	19							pequeno	Reis, 2003
<i>Arapaima gigas</i>			57	58									grande	Soares et al., 2007
<i>Astronotus ocellatus</i>	13	13											médio	Santos et al., 2004
<i>Brycon amazonicus</i>					15	15					19	21	grande	Soares et al., 2007
<i>Brycon melanopterus</i>											13	15	médio	Goulding, 1980
<i>Chaetobranchopsis orbicularis</i>							12	12					pequeno	Soares et al. 2007
<i>Chaetobranchus flavescens</i>					13	13	10	12	17	18			pequeno	Santos et al., 2004
<i>Chaetobranchus semifasciatus</i>					16	16							pequeno	Soares et al., 2007
<i>Chalceus erythrus</i>			16	18									pequeno	Lima et al., 2003
<i>Cichla monoculus</i>					17	28			23	23			grande	Santos et al. 2004
<i>Colossoma macropomum</i>					18	29	21	21			16	24	grande	Ferreira et al., 1998
<i>Crenicichla sp.</i>									25	25			médio	Santos et al. 2004

Continuação

<i>Ctenobrycon hauxwellianus</i>					3,9	4,4	4,5	4,5			3,4	4,4	pequeno	Lima et al., 2003
<i>Curimata inornata</i>									8,5	14			médio	Santos et al. 2004
<i>Curimata vittata</i>		12	17	11	16								médio	Santos et al. 2004
<i>Curimatella meyeri</i>		12	17	6,4	17								pequeno	Vari, 1992
<i>Cyphocharax spiluroopsis</i>				5,3	6,8	6	6				5,8	6,3	pequeno	Vari, 1992
<i>Dianema longibarbis</i>	7,5	9											pequeno	Reis, 2003
<i>Eigenmannia viresces</i>			5,3	5,3									médio	Zaniboni Filho et al., 2004
<i>Geophagus proximus</i>		12	12	14	14								médio	Santos et al., 2004
<i>Hemiodus atranalis</i>							8	9,5					pequeno	Langeani, 2003
<i>Hemiodus immaculatus</i>				5,2	12	8,5	8,5				8,5	11	médio	Gery, 1977
<i>Hemiodus microlepis</i>									11	11			pequeno	Langeani, 2003
<i>Hemiodus sp. "rabo vermelho"</i>		11	19	13	20						14	16	médio	Santos et al., 2006
<i>Hemiodus unimaculatus</i>				11	12						9,5	16	médio	Santos et al., 2004
<i>Heros efasciatus</i>				10	11	11	11	12	12				pequeno	Santos et al., 2004
<i>Hoplias malabaricus</i>	27,5	28	25	32	11	31	23	32	20	37	27	29	médio	Santos et al., 2004
<i>Hoplosternum littorale</i>							10	10	10	18			médio	Santos et al., 2004
<i>Hypophthalmus edentatus</i>			21	29	20	25							grande	Ferreira et al., 1998
<i>Hypopomus sp.</i>	30	30											pequeno	Reis, 2003
<i>Lepidosiren paradoxa</i>	55	55											grande	Arratia, 2003
<i>Leporinus friderici</i>			14	17	16	23	18	18	20	20			médio	Santos et al., 2004
<i>Leporinus trifasciatus</i>					21	21			24	24	17	19	médio	Soares et al., 2007
<i>Lycengraulis sp.</i>			13	13									pequeno	Santos et al., 2004
<i>Mesonauta festivus</i>							6,5	7,5	4,7	6,5			pequeno	Santos et al., 2004
<i>Metynnis sp.</i>			8,4	9,6	9,8	10							pequeno	Soares et al., 2007

Continuação

<i>Moenkhausia intermedia</i>										5,2	6,5	pequeno	Lima et al., 2003	
<i>Moenkhausia lepidura</i>				4	6,6	5	6,5			4,8	6,7	pequeno	Santos et al., 2004	
<i>Mylossoma duriventre</i>			8	11	11	16	13	13				médio	Santos et al., 2004	
<i>Osteoglossum bicirhosum</i>	32	47			45	45	45	45	26	46	49	49	grande	Santos et al., 2004
<i>Oxydoras niger</i>			34	34									grande	Santos et al., 2004
<i>Pellona flavipinnis</i>			9,5	26	11	23							grande	Santos et al., 2004
<i>Piaractus brachypomus</i>					16	28							grande	Santos et al., 2004
<i>Pimelodus blochii</i>			15	17	16	17			21	21	17	17	médio	Santos et al., 2004
<i>Plagioscion squamosissimus</i>			16	22	19	28					20	25	grande	Santos et al., 2004
<i>Platydoras sp.</i>			14	14							14	15	pequeno	Santos et al., 2004
<i>Potamorhina altamazonica</i>	7,5	7,5	9,5	22	8,5	19	18	21					médio	Soares et al., 2007
<i>Potamorhina latior</i>			9,5	20	9,5	14							pequeno	Vari, 1984
<i>Potamorhina pristigaster</i>			16	21	16	16							pequeno	Gery, 1977
<i>Pristobrycon calmoni</i>									11	14			pequeno	Jegu & Santos, 1988
<i>Prochilodus nigricans</i>			19	19	11	29	20	20	24	25	16	17	grande	Santos et al., 2004
<i>Psectrogaster amazonica</i>					8,5	16	12	14	11	12			pequeno	Soares et al., 2007
<i>Psectrogaster rutiloides</i>			9,5	14	9,5	15							médio	Ferreira et al., 1998
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>					40	44							grande	Barthem & Goulding, 1997
<i>Pterophyllum scalare</i>							4	7,5	6,5	8,5			pequeno	Santos et al., 2004
<i>Pterygoplichthys pardalis</i>					22	30			17	29	13	19	grande	Soares et al. 2007
<i>Pygocentrus nattereri</i>			7,1	14	8,3	18	12	18	11	17	10	20	médio	Santos, et al. 2004
<i>Rhamphichthys marmoratus</i>					37	37							grande	Santos, et al. 2004
<i>Rhytiodus microlepis</i>			21	26							17	20	médio	Santos, 1980
<i>Rineloricaria sp.</i>	21,5	22	20	25	17	28	20	20	28	28	16	31	grande	Reis, 2003
<i>Roeboides myersi</i>			11	11	5,5	5,5	15	15	14	14			pequeno	Soares et al. 2007
<i>Satanoperca acuticeps</i>							10	12	11	12			pequeno	Santos, et al. 2004

Continuação

<i>Schizodon fasciatus</i>	18	18	17	18	15	25	15	25	10	19	médio	Soares et al. 2007
<i>Semaprochilodus insignis</i>	16	16	13	16	14	18			13	22	médio	Soares et al. 2007
<i>Semaprochilodus taeniurus</i>	11	11									médio	Soares et al. 2007
<i>Serrasalmus eigenmanni</i>			13	16							médio	Santos, et al. 2004
<i>Serrasalmus elongatus</i>	5,3	17	15	18	14	17			5,7	21	médio	Gery, 1977
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	6,5	13	6,5	16	14	14	15	16	7,3	14	médio	Santos, et al. 2004
<i>Serrasalmus spilopleura</i>					7	15	9,5	16			médio	Jegu & Santos 1988
<i>Sorubim lima</i>			14	28							grande	Santos, et al. 2004
<i>Squaliforma emarginata</i>	15	15									pequeno	Baensch & Riehl 1995
<i>Tetragonopterus chalceus</i>					5	5					pequeno	Santos, et al. 2004
<i>Tetragonopterus sp.</i>					5	5					pequeno	Santos, et al. 2004
<i>Trachelyopterus galeatus</i>	10	16	9,5	15	16	16	11	19	7,5	16	médio	Santos, et al. 2004
<i>Triporthes albus</i>	15	15			8	8,5					pequeno	Malabarba, 2004
<i>Triporthes angulatus</i>	8	13	7,8	17	10	14	8,6	13	8,2	14	médio	Malabarba, 2004
<i>Triporthes auritus</i>	8,5	18	12	15			15	16	11	20	médio	Santos, et al. 2004

Continuação

<i>Chalceus macrolepidotus</i>	0,002	0,294							0,000	0,011	Cmacro	
<i>Cichla monoculus</i>	0,000	0,020			0,000	0,084		0,001	0,187	0,000	0,020	Cmono
<i>Cichla ocellaris</i>								0,000	0,079			Ciocel
<i>Cichlasoma amazonarum</i>			0,000	0,001								Ciamaz
<i>Colomesus asellus</i>					0,000	0,001						Case
<i>Crenicichla sp.</i>	0,000	0,118										Crenisp
<i>Ctenobrycon hauxwellianus</i>	0,000	0,000			0,001	0,003						Chaux
<i>Curimata vittata</i>	0,001	0,068						0,001	0,064			Cvittata
<i>Curimatella meyeri</i>	0,001	0,118			0,001	0,059						Cmeyer
<i>Cynodon gibbus</i>	0,005	0,462			0,000	0,000						Cgibb
<i>Doras sp.</i>	0,004	0,178	0,001	0,042			0,000	0,004	0,001	0,022		Dorasp
<i>Eigenmannia viresces</i>	0,006	0,553										Evires
<i>Geophagus proximus</i>	0,000	0,004										Gproxi
<i>Geophagus surinamensis</i>										0,000	0,029	Gsuri
<i>Gymnotus carapo</i>	0,001	0,082										Gcar
<i>Hemiodus atranalis</i>										0,000	0,009	Hatra
<i>Hemiodus immaculatus</i>										0,000	0,028	Himm
<i>Hemiodus sp. "rabo vermelho"</i>	0,000	0,009			0,013	0,169	0,000	0,014		0,001	0,070	Hemirv
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	0,000	0,012								0,001	0,084	Hunim
<i>Heros efasciatus</i>			0,000	0,029								Hefas
<i>Hoplias malabaricus</i>	0,001	0,491						0,000	0,034			Hmal
<i>Hoplosternum littorale</i>								0,001	0,027			Hlitt
<i>Hydrolycus scomberoides</i>	0,001	0,091										Hscomb
<i>Hypophthalmus edentatus</i>	0,001	0,102					0,000	0,004		0,001	0,219	Hedent

Continuação

<i>Hypophthalmus fimbriatus</i>			0,000	0,006		0,000	0,024		0,000	0,045	Hfimbr		
<i>Hypophthalmus marginatus</i>	0,000	0,056	0,000	0,007					0,000	0,055	Hmargi		
<i>Hypopomus</i> sp.	0,000	0,017									Hyposp		
<i>Ilisha amazonica</i>						0,000	0,004				Iamaz		
<i>Laemolyta taeniata</i>									0,000	0,011	Ltae		
<i>Leporinus friderici</i>	0,003	0,557									Lfrid		
<i>Lithodoras dorsalis</i>			0,001	0,034				0,000	0,026		Ldors		
<i>Loricaria cataphracta</i>			0,000	0,003		0,000	0,004	0,001	0,031		Lcata		
<i>Loricaria</i> sp.								0,000	0,006		Loricsp		
<i>Lycengraulis</i> sp.	0,002	0,101			0,004	0,054	0,000	0,003			Lycensp		
<i>Megalodoras</i> sp.	0,000	0,028					0,000	0,011			Megalsp		
<i>Metynnis</i> sp.	0,001	0,023			0,000	0,004			0,000	0,004	Metysp		
<i>Moenkhausia lepidura</i>	0,001	0,008			0,013	0,053					Mlepi		
<i>Mylossoma aureum</i>							0,000	0,012		0,000	0,017	Maure	
<i>Mylossoma duriventre</i>			0,000	0,009			0,000	0,020	0,000	0,037	0,001	0,084	Mduri
<i>Opsodoras</i> sp.	0,003	0,155										Opsosp	
<i>Osteoglossum bicirrhosum</i>	0,003	1,235			0,000	0,110	0,000	0,016				Obic	
<i>Oxydoras niger</i>	0,002	0,136							0,000	0,030		Oniger	
<i>Oxydoras</i> sp.							0,000	0,011	0,000	0,006		Oxysp	
<i>Pachypops</i> sp.	0,000	0,039										Pachysp	
<i>Parapteronotus albifrons</i>	0,001	0,134							0,000	0,009		Aalbi	
<i>Parapteronotus hasemani</i>			0,000	0,004								Ahase	
<i>Pellona castelnaeana</i>	0,003	0,201	0,000	0,009			0,000	0,037		0,001	0,116	Pcastel	
<i>Pellona flavipinnis</i>			0,000	0,023			0,001	0,093		0,002	0,196	Pflav	

Continuação

<i>Semaprochilodus insignis</i>					0,000	0,023				0,001	0,192	Sins	
<i>Semaprochilodus taeniurus</i>										0,000	0,041	Staeni	
<i>Serrasalmus eigenmanni</i>										0,000	0,021	Seigen	
<i>Serrasalmus elongatus</i>	0,001	0,065	0,000	0,013								Selon	
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	0,001	0,063	0,000	0,014	0,000	0,004		0,000	0,012	0,001	0,045	Srhom	
<i>Serrasalmus spilopleura</i>	0,000	0,009	0,000	0,000	0,000	0,005		0,000	0,011			Sspi	
<i>Sorubim lima</i>	0,001	0,027					0,000	0,005	0,000	0,009	0,000	0,026	Slima
<i>Squaliforma emarginata</i>	0,000	0,026											Semarg
<i>Steindachinerina bimaculata</i>	0,002	0,074											Sbima
<i>Symphysodon discus</i>	0,000	0,013											Symdisc
<i>Trachelyopterus galeatus</i>	0,004	0,400	0,000	0,031			0,000	0,029	0,002	0,200	0,000	0,022	Tgal
<i>Triportheus albus</i>							0,000	0,022					Talbu
<i>Triportheus angulatus</i>	0,003	0,237	0,001	0,079	0,000	0,011	0,001	0,064	0,003	0,138	0,001	0,078	Tang
<i>Triportheus auritus</i>	0,001	0,028	0,001	0,055	0,001	0,046	0,001	0,025			0,000	0,015	Tauri

Anexo IV. Comprimento máximo e mínimo em centímetros (cm) das espécies coletadas no Depósito de Inundação Fluvial (DIF) e referência para classificação do porte das espécies, Itacoatiara, AM.

Espécies	Araçá		Araçazinho		Babaçu		Itapaiúna		Juquiri		Sucuriju		Porte	Autor
	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max		
<i>Acaronia nassa</i>			11	11	10,6	10,6							pequeno	Santos, et al. 2004
<i>Acestrorhynchus falcatus</i>	9,5	24	13,7	13,7	17,5	26,6			12,7	12,9			médio	Santos, et al. 2004
<i>Acestrorhynchus falcirostris</i>	25	44,2	20,3	20,8	9	33	19,5	23,7			34	34	grande	Santos, et al. 2004
<i>Acestrorhynchus microlepis</i>	25	25											médio	Santos, et al. 2004
<i>Hypoclinemus mentalis</i>	19	19											médio	Ramos, 2003
<i>Ageneiosus inermis</i>	14	22,5	23	23			20,5	30			18,5	21	médio	IGFA 2001
<i>Ageneiosus ucayalensis</i>	12,4	14,5	12,3	14,5			11,5	21			16,5	23,5	médio	Santos, et al. 2004
<i>Ageneiosus</i> sp.	10,2	14	9,3	18			10	11,8	10,1	14,2	20,5	20,5	médio	Santos, et al. 2004
<i>Anadoras regani</i>			8	9					10	13,3			pequeno	Sabaj e Ferraris, 2003
<i>Anadoras</i> sp.	9,4	16							12	12,2			pequeno	Santos, et al. 2004
<i>Ancistrus</i> sp.	8,5	15					11,5	11,5					pequeno	Santos, et al. 2004
<i>Anodus elongatus</i>											19	21	médio	Langeani, F. 2003
<i>Anodus orinocensis</i>	19,5	20					18	21,5			16,8	28,8	médio	Santos, et al. 2004
<i>Astronotus ocellatus</i>	15,5	15,5											médio	Santos, et al. 2004
<i>Auchenipterichthys thoracatus</i>							8	13,5			8,5	11,5	pequeno	Santos, et al. 2004
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	9,5	11,3	14	15,8			14,5	15			13,5	15,5	médio	Santos, et al. 2004
<i>Boulengerella maculata</i>	21,5	27											médio	Vari, R.P. 2003
<i>Catoprión mento</i>	12	13,5											pequeno	Jégu, M. 2003
<i>Centromochlus heckelii</i>	6,5	12,5											pequeno	Santos, et al. 2004
<i>Chaetobranchus semifasciatus</i>											18	19	pequeno	Soares et al. 2007
<i>Chalceus erythrurus</i>			13,3	13,5									pequeno	Lima, et al. 2003
<i>Chalceus macrolepidotus</i>	10,8	31									19,5	19,5	pequeno	Santos, et al. 2004
<i>Cichla monoculus</i>	20,3	20,3			18,2	27,7			13,8	21,5	20,5	20,5	médio	Santos, et al. 2004
<i>Cichla ocellaris</i>									20	21,3			médio	Soares et al. 2007
<i>Cichlasoma amazonarum</i>			5,3	5,3									pequeno	Santos, et al. 2004

Continuação

<i>Colomesus asellus</i>					3,7	4,0						pequeno	Kullander, 2003
<i>Crenicichla</i> sp.	15,2	29										médio	Santos, et al. 2004
<i>Ctenobrycon hauxwellianus</i>	3,9	3,9			3,6	4,3						pequeno	Lima, et al. 2003
<i>Curimata vittata</i>	11,8	16,5						12,3	15,3			médio	Santos, et al. 2004
<i>Curimatella meyeri</i>	9,7	19,4			9,5	16						pequeno	Vari, 1992
<i>Cynodon gibbus</i>	11	23,5			4,3	4,5						médio	Santos, et al. 2004
<i>Doras</i> sp.	5	17	8,5	18			12	12	10,2	12		pequeno	Santos, et al. 2004
<i>Eigenmannia viresces</i>	10	51										médio	Zaniboni Filho et al. 2004
<i>Geophagus proximus</i>	10,9	10,9										médio	Santos, et al. 2004
<i>Geophagus surinamensis</i>									15,8	16,5		pequeno	Kullander, 2003
<i>Gymnotus carapo</i>	14	46										médio	Santos, et al. 2004
<i>Hemiodus atranalis</i>									17	17		pequeno	Langeani, 2003
<i>Hemiodus immaculatus</i>									25	25		médio	Gery, 1977
<i>Hemiodus</i> sp. "rabo vermelho"	18,2	18,2			5,5	10,2	21	21	17	21,5		médio	Santos et al. 2006
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	21	21							17,5	22		médio	Santos et al. 2004
<i>Heros efasciatus</i>			23,7	23,7								pequeno	Santos, et al. 2004
<i>Hoplias malabaricus</i>	15,5	32,5							25,5	25,5		médio	Santos, et al. 2004
<i>Hoplosternum littorale</i>									7,1	18		médio	Santos, et al. 2004
<i>Hydrolycus scomberoides</i>	16,6	21										médio	Soares et al. 2007
<i>Hypophthalmus edentatus</i>	8,5	30					37,5	37,5		19,2	30,3	médio	Ferreira et al., 1998
<i>Hypophthalmus fimbriatus</i>			22	22			24,5	26,5		13,8	26,5	médio	Ferreira et al., 1998
<i>Hypophthalmus marginatus</i>	17,8	24,5	24	24					24,5	27,7		médio	Santos, et al. 2004
<i>Hypopomus</i> sp.	36	36										pequeno	Soares et al., 2007
<i>Ilisha amazonica</i>							15	15				pequeno	Whitehead, 1985
<i>Laemolyta taeniata</i>									21,5	21,5		médio	Santos, et al. 2004
<i>Leporinus friderici</i>	14	25,1										médio	Santos, et al. 2004
<i>Lithodoras dorsalis</i>			12,3	19					13,5	18		grande	Santos, et al. 2004
<i>Loricaria cataphracta</i>			13,8	13,8			18	18	20	21,9		pequeno	Santos, et al. 2004
<i>Loricaria</i> sp.									20,1	20,1		pequeno	Soares et al., 2007
<i>Lycengraulis</i> sp.	6,5	17,5			6,8	11,4	13,3	13,3				pequeno	Santos, et al. 2004
<i>Megalodoras</i> sp.	23	23					18,5	18,5				grande	Santos, et al. 2004

Continuação

<i>Metynnis</i> sp.	9	10,7			9,1	9,1					13	13	pequeno	Soares et al. 2007
<i>Moenkhausia lepidura</i>	4,7	12,3			3,7	9							pequeno	Santos, et al. 2004
<i>Mylossoma aureum</i>							12	12,5			10,5	12	pequeno	Soares et al. 2007
<i>Mylossoma duriventre</i>			12,2	13,3			12	13,6	12,2	13,1	10,7	22,3	médio	Santos, et al. 2004
<i>Opsodoras</i> sp.	9,5	25											pequeno	Santos, et al. 2004
<i>Osteoglossum bicirrhosum</i>	26,5	55,2			20,8	45	52	52					grande	Santos, et al. 2004
<i>Oxydoras niger</i>	9,5	17,5									26	26	grande	Santos, et al. 2004
<i>Oxydoras</i> sp.							18,5	18,5	9	10			grande	Santos, et al. 2004
<i>Pachypops</i> sp.	17,9	18											pequeno	Santos, et al. 2004
<i>Parapteronotus albifrons</i>	9,5	40								20,1	20,2		grande	Albert, 2003
<i>Parapteronotus hasemani</i>			30	30									grande	Albert, 2003
<i>Pellona castelnaeana</i>	6,5	22	19	-			15,5	23			16	31	grande	Santos, et al. 2004
<i>Pellona flavipinnis</i>			17,1	20,4			15,5	23,2			15,2	26	médio	Santos, et al. 2004
<i>Pimelodina flavipinnis</i>			13,9	33,4									médio	Santos, et al. 2004
<i>Pimelodus blochii</i>	8,6	17	9	13,4			13	-	17	-			médio	Santos, et al. 2004
<i>Pinirampus pirinampu</i>			12,4	-			28	-			19	22	grande	Santos, et al. 2004
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	8,5	30	14,5	19,5			19	-			17	20,5	grande	Santos, et al. 2004
<i>Platydoras costatus</i>			17,5	-									pequeno	Sabaj e Ferraris, 2003
<i>Potamorhina altamazonica</i>			20	-							14	20,7	médio	Soares et al. 2007
<i>Potamorhina latior</i>	11,5	23	12,5	20,5	8	8,2	17	20,5	17	18,2	13	22,3	pequeno	Vari, 1984
<i>Potamorhina pristigaster</i>											16	17	pequeno	Gery, 1977
<i>Pristigaster cayana</i>	4	11,5											médio	Santos, et al. 2004
<i>Prochilodus nigricans</i>	26	32								24	-		grande	Santos, et al. 2004
<i>Psectrogaster rutiloides</i>	10	16,7	14,4	15,4	7,1	8	-		10	17	15,5	-	pequeno	Soares et al. 2007
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	9	-	41	-							29,5	-	grande	Santos, et al. 2004
<i>Pseudoplatystoma corrucans</i>	38	-											grande	Barthem e Goluding, 1997
<i>Pterygoplichthys pardalis</i>										26,8	26,8		grande	Soares et al. 2007
<i>Pterophyllum scalare</i>	12	12,1									9,8	-	pequeno	Santos, et al. 2004
<i>Pygocentrus nattereri</i>	11	17	12	14,7			12,5	-	12	24,2	12,5	16,5	médio	Santos, et al. 2004
<i>Rhamphichthys rostratus</i>	15,5	61											grande	Santos, et al. 2004
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	26,5	-	13,3	28			24,5	-	13,6	18,5	19	29	médio	Santos, et al. 2004

Continuação

<i>Rhytiodus argenteofuscus</i>	15,6	25,5											médio	Gery, 1977
<i>Rhytiodus microlepis</i>	6,4	26,2	20,1	29,7				13,7	25,5	20	28,8		médio	Santos, 1980
<i>Rineloricaria</i> sp.	8,5	25,5						20	20,5				médio	Santos, et al. 2004
<i>Roeboides myersii</i>	4,5	16,5	9	10				8	12,3				pequeno	Soares et al. 2007
<i>Satanoperca acuticeps</i>	10	12	16,5	-									pequeno	Santos, et al. 2004
<i>Schizodon fasciatus</i>	7,5	27			10,1	-		13,6	24	22,5	24,5		médio	Soares et al. 2007
<i>Scorpiodoras</i> sp.	3,5	9,5											pequeno	Santos, 1980
<i>Semaprochilodus insignis</i>					13,5	16,4				17,5	20		médio	Soares et al. 2007
<i>Semaprochilodus taeniurus</i>										19,5	20		médio	Soares et al. 2007
<i>Serrasalmus eigenmanni</i>										12,2	14,3		médio	Santos, et al. 2004
<i>Serrasalmus elongatus</i>	9,5	17	12,5	-									médio	Gery, 1977
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	8,8	16,8	5	12,4	10,2	-		4	14,5	10,5	15		médio	Santos, et al. 2004
<i>Serrasalmus spilopleura</i>	12,5	-	5	-	7,5	8,4		10	12				médio	Jegu e Santos 1988
<i>Sorubim lima</i>	16,9	20,2					19	-	19	19,2	33,5	-	médio	Santos, et al. 2004
<i>Squaliforma emarginata</i>	19,3	-											pequeno	Baensch e Riehl ,1995
<i>Steindachnerina bimaculata</i>	4,5	15											pequeno	Vari,1991
<i>Symphysodon discus</i>	12,5	-											pequeno	Kullander, 2003
<i>Trachelyopterus galeatus</i>	5	19	12,3	15			12,5	17	12	16,5	12,5	13,5	médio	Santos, et al. 2004
<i>Triportheus albus</i>							13	14,5					pequeno	Malabarba, 2004
<i>Triportheus angulatus</i>	5,5	18,5	10,2	17,6	10,6	13,5	15	17,5	10,1	13,6	14,3	21	médio	Malabarba, 2004
<i>Triportheus auritus</i>	6,5	14,8	12,4	17,6	13,7	19,7	8,5	16,7			13,5	18	médio	Santos, et al. 2004

Anexo VI. Matriz de correlação das variáveis resposta (diversidade Shannon-Weaver baseado em número de indivíduos (H_n'); diversidade Shannon-Weaver baseado em peso dos indivíduos (H_w'); diversidade Simpson (1-D) e Captura total em peso (CT_w)) e variáveis explanatórias (O_2 = concentração de oxigênio na água; CD=condutividade elétrica ($\mu S/cm$); TP= temperatura da água ($^{\circ}C$), pH= potencial hidrogeniônico da água; PF= profundidade do lago (m); DR= distância do lago ao rio (km); A=área do lago (km^2) das unidades geomorfológicas Banco de Meandros Atuais (BMA) e Depósito de Inundação Fluvial (DIF), Itacoatiara, AM.

