



UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS – UFAM
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA ANIMAL E
RECURSOS PESQUEIROS - PPGCARP



INFLUÊNCIA DA PESCA E DE UM PREDADOR DE TOPO DE CADEIA SOBRE A
DIVERSIDADE FUNCIONAL DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES EM LAGOS DE
VÁRZEA MANEJADOS

DIOGO CAMPOS CARDOSO

MANAUS – AM

2022

DIOGO CAMPOS CARDOSO

**INFLUÊNCIA DA PESCA E DE UM PREDADOR DE TOPO DE CADEIA SOBRE A
DIVERSIDADE FUNCIONAL DAS ASSEMBLÉIAS DE PEIXES EM LAGOS DE
VÁRZEA MANEJADOS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em
Ciência Animal e Recursos Pesqueira da
Universidade Federal do Amazonas, como requisito
para obtenção do título de Doutor em Ciência Animal
e Recursos Pesqueiros, área de concentração em Uso
Sustentável de Recursos Pesqueiros

ORIENTADORA: Dra. FLÁVIA KELLY SIQUEIRA DE SOUZA

COORIENTADOR: Dr. CARLOS EDWAR DE CARVALHO FREITAS

MANAUS – AM

2022

Ficha Catalográfica

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

C268i Cardoso, Diogo Campos
Influência da pesca e de um predador de topo de cadeia sobre a diversidade funcional das assembleias de peixes em lagos de várzea manejados / Diogo Campos Cardoso . 2022
77 f.: il. color; 31 cm.

Orientadora: Flávia Kelly Siqueira de Souza
Coorientador: Carlos Edwar de Carvalho Freitas
Tese (Doutorado em Ciência Animal e Recursos Pesqueiros) -
Universidade Federal do Amazonas.

1. Estrutura Funcional. 2. Diversidade Funcional. 3. Atributos Ecomorfológicos. 4. Pesca Manejada do pirarucu. 5. Acordos de Pesca. I. Souza, Flávia Kelly Siqueira de. II. Universidade Federal do Amazonas III. Título

DIOGO CAMPOS CARDOSO

Influência da pesca e de um predador de topo de cadeia sobre a diversidade funcional das assembleias de peixes em lagos de várzea manejados

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal e Recursos Pesqueira da Universidade Federal do Amazonas, como requisito para obtenção do título de Doutor em Ciência Animal e Recursos Pesqueiros, área de concentração em Uso Sustentável de Recursos Pesqueiros.

Aprovado em 18 de março de 2022

BANCA EXAMINADORA



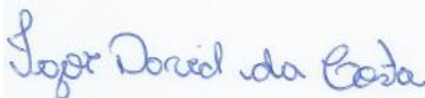
Dra. Flávia Kelly Siqueira de Souza – Presidente
Universidade Federal do Amazonas - UFAM



Dra. Cristhiana Paulo Röpke – Membro
Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA



Dr. Mauricio Willians de Lima – Membro
Universidade Federal do Amazonas – UFAM



Dr. Igor David da Costa – Membro
Universidade Federal Fluminense – UFF



Dra. Lucirene Aguiar de Souza – Membro
Universidade Federal do Amazonas – UFAM

A toda minha família, em especial meus pais (Juneval Cardoso *in memoriam* e Marlucia Campos), e meus avós (Juvenal e Felícia Cardoso *in memoriam* e Francisco Pereira e Jacinta Colares), por todo carinho, amor e apoio em todos os sentidos, que permitiram que esse objetivo fosse atingido. A mãe das minhas filhas (Katrine Gomes), as minhas filhas (Lavígnia e Helena, meus grandes amores)

Dedico.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por ter me proporcionado, proteção e bênçãos em todos os momentos, dando-me muita fé e coragem para continuar seguindo nesta grande caminhada, principalmente nos momentos difíceis.

A minha Mãe Raimunda MarluCIA Areia Campos, que com muito amor e carinho, nunca mediu esforços para que eu chegasse até onde cheguei.

Ao meu Pai Juneval Pinheiro Cardoso, pela força que sempre me deu e dá.

A toda minha família, irmãos, avós, tios e primos, que me apoiaram até aqui e com certeza vão continuar apoiando nas próximas etapas de minha vida, afinal família é a base de tudo.

Aos meus estimados orientadores e amigos Prof. Dra. Flávia Kelly Siqueira de Souza e Carlos Edwar de Carvalho Freitas, pelo acolhimento, pela oportunidade de trabalhar com o que gosto, em um tema tão importante que ampliou o meu conhecimento científico. Com os mestres, também aprendi a ter forças para lutar pelos meus objetivos, sempre que for necessário. Tarefa árdua e difícil, mas muito gratificante.

A mãe das minhas filhas Katrine Gomes, pela força, compreensão, carinho e amor.

Aos meus amigos em especial aos do PIATAM Lorenzo, Carol, Sandrelly, Diego, Gisa e Chiara pela força, paciência e favores que me fizeram.

A Universidade Federal do Amazonas, pela oportunidade concedida.

A todos os Professores do PPG-CARP, pelos ensinamentos.

A todos os pescadores manejadores, pela força dada nos trabalhos de campo em especial ao Sr. Manoel.

As agências de fomento: CAPES pela bolsa concedida. Ao CNPq pelo apoio obtido no Projeto ADAPTA/INPA; e a FAPEAM pelo suporte no projeto PPP/FAPEAM.

A todos que de uma alguma forma tornaram possível a realização desse sonho, e também aquelas que não acreditaram, pois me ajudaram crescer.

MUITO OBRIGADO!!!

"Enquanto a sociedade feliz não chega, que haja pelo menos fragmentos de futuro em que a alegria é servida como sacramento, para que as crianças aprendam que o mundo pode ser diferente. Que a escola, ela mesma, seja um fragmento do futuro..."

Rubem Alves

RESUMO

Vários fatores podem comprometer o funcionamento de um ecossistema aquático, dos quais podemos citar a atividade de pesca, quando praticada em níveis elevados de exploração e a predação praticada por espécies carnívoras. Mas tradicionalmente o efeito da pesca e predação sobre as assembleias de peixes em áreas de várzea se baseiam em aspectos taxonômicos da biodiversidade, o que pode resultar em um entendimento parcial do impacto sobre a comunidade de organismos aquáticos, deixando muitas lacunas no conhecimento. Desta forma, o objetivo deste estudo foi avaliar o efeito sazonal, da pesca e de um predador de topo de cadeia em lagos de várzea manejados sobre a estrutura funcional das assembleias de peixes. Este estudo foi conduzido em 06 lagos de várzea da ilha da Paciência – Iranduba-AM, no período 2017-2019, com coletas no período de cheia e seca. Com base nos dados de morfologia e história de vida foram estimados três índices funcionais complementares entre si: Riqueza funcional, Equitabilidade funcional e Divergência funcional. Como resultado foi encontrado que as categorias de lagos pré-definidas nos acordos de pesca (lagos de manejos \neq lagos de uso comercial) e o pulso de inundação (cheia \neq seca) exercem influência sobre a riqueza funcional e equitabilidade funcional, respectivamente. O aumento na abundância de um predador de topo de cadeia (população de pirarucu) não influenciou a estrutura funcional das assembleias de peixes. Desta forma, os resultados apresentados evidenciam a eficiência de acordos de pesca implantados em áreas alagadas, como estratégia de manutenção da biodiversidade em áreas de várzea Amazônica.

Palavras-chave: Estrutura funcional, áreas de várzea, índices funcionais, Amazônia.

ABSTRACT

Several factors can compromise the functioning of an aquatic ecosystem, including highly exploitative fishing practices and predation by carnivorous species. Studies estimating the effect of these factors on fish assemblages in floodplain areas focus on taxonomic biodiversity, which loses community level information and leaves gaps in the understanding of the aquatic ecosystem as a whole. The objective of this work was to evaluate the seasonal effect of fishing and apex predation on the functional structure of fish assemblages in floodplain lakes managed on the island of Paciência - Iranduba-AM using three complementary functional indexes (Richness, Evenness, and Divergence). We found that the pre-defined lake categories in the fishing agreements (management lakes \neq commercial use lakes) and the flood pulse (flood \neq low water season) exert influence on functional richness and functional equitability, respectively. The increase in the abundance of a top-chain predator did not influence the functional structure of fish assemblages. Therefore, the results support the efficacy of the fishing agreement implemented on the island of Paciência as a strategy to maintain biodiversity in the floodplain areas.

Keywords: functional structure, floodplain areas, functional indices and Amazon.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I

Figura 1. Área de estudo e localização geográfica dos lagos, onde foram realizadas as amostragens da ictiofauna, situados na ilha da Paciência, Município de Iranduba – AM. As unidades amostradas foram: 1) lago Piranha (03°16'57.3"S - 60°13'20.0"W), 2) lago Poção (03°18'53.1"S - 60°11'10.5"W), 3) lago Baixo (03°18'09.0"S - 60°13'35.4"W), 4) lago Cacau (03°18'32.9"S - 60°12'54.1"W), 5) lago Preto (03°18'33.0"S - 60°13'09.5"W) e 6) lago Sacambú (03°18'46.0"S - 60°13'19.0"W).....26

Figura 2. Medidas e áreas morfométricas realizadas nos peixes.....28

Figura 3. Análise de Componentes principais realizada com as espécies ordenadas através do espaço multifuncional.....35

CAPÍTULO II

Figura 1. Lagos e várzea amostrados em área manejada na região do baixo rio Solimões – Município de Iranduba – Amazonas. (P1) lago Piranha; (P2) lago Poção; (P3) lago Baixo; (P4) lago Cacau; (P5) lago Preto e (P6) lago Sacambú.....48

Figura 2. Área ocupada pelas espécies das três categorias de lagos manejados no espaço multidimensional. Polígono branco: área ocupada pelo total de espécies amostradas; polígono vermelho: área ocupada por espécies dos lagos de manejo; polígono azul: área ocupada por espécies dos lagos de preservação; e polígono verde: área ocupada por espécies dos lagos de uso comercial.....53

Figura 3. Boxplot do modelo misto para riqueza funcional, sendo: A) em função das categorias de uso dos lagos, B) em função do ano de amostragem e C) em função do período hidrológico amostrado.....54

Figura 4. Boxplot do modelo misto para equitabilidade funcional, sendo: A) em função das categorias de uso dos lagos, B) em função do ano de amostragem e C) em função do período hidrológico amostrado.....55

Figura 5. Boxplot do modelo misto para divergência funcional, sendo: A) em função das categorias de uso dos lagos, B) em função do ano de amostragem e C) em função do período hidrológico amostrado.....56

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

Tabela 1. Valores médios dos atributos funcionais das 103 espécies coletadas nos lagos de várzea manejados.....	31
---	----

CAPÍTULO II

Tabela 1. Valores da estrutura funcional das assembleias de peixe, discriminados por período hidrológico, ano e categorias de lagos no manejo.....	52
Tabela 2. Resultado da análise do modelo misto, realizado com a riqueza funcional como variável resposta. Valor de referência ($p < 0,05$).....	54
Tabela 3. Resultado da análise do modelo misto realizado com a equitabilidade funcional como variável resposta. Valor de referência ($p < 0,05$).....	55
Tabela 4. Resultado da análise do modelo misto, realizado com a divergência funcional como variável resposta. Valor de referência ($p < 0,05$).....	56
Tabela 5. Resultados da ANCOVA para o índice de riqueza funcional. Valor de referência ($p < 0,05$)	57
Tabela 6. Resultados da ANCOVA para o índice de equitabilidade funcional ($p < 0,05$).....	57
Tabela 7. Resultados da ANCOVA para o índice de divergência funcional ($p < 0,05$).....	57

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	13
2. OBJETIVOS	16
2.1. Geral.....	16
2.2. Específicos	16
3. REFERÊNCIAS.....	17
CAPÍTULO I	22
Atributos funcionais de assembleia de peixes em lagos de várzea localizados na região do baixo rio Solimões 1.....	22
Resumo	23
Abstract.....	24
1. INTRODUÇÃO	25
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	26
2.1. Área de estudo.....	26
2.2. Amostragens.....	26
2.3. Atributos funcionais	27
2.4. Análises dos dados	30
3. RESULTADOS.....	30
4. DISCUSSÃO	36
5. AGRADECIMENTOS.....	38
6. REFERENCIAS.....	38
CAPÍTULO II	42
Influência da pesca e de um predador de topo de cadeia sobre a diversidade funcional das comunidades de peixes em lagos de várzea manejados na ilha da Paciência, Iranduba-AM 1....	42
Resumo	43
Abstract.....	44
1. INTRODUÇÃO	45
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	47
2.1. Área de estudo.....	47
2.2. Amostragem	48
2.3. Abundância dos pirarucus	49
2.4. Estimativas de diversidade funcional das assembleias de peixes.....	49

2.5. Análise de dados	51
3. RESULTADOS.....	52
4. DISCUSSÃO	57
5. CONCLUSÃO GERAL DO ESTUDO	60
6. AGRADECIMENTOS.....	60
7. REFERENCIAS.....	61
ANEXOS	71

1. INTRODUÇÃO GERAL

Nas áreas de várzea, estudos envolvendo a composição e estrutura da ictiofauna relatam uma riqueza de 77 a 226 espécies (Merona e Bittencourt, 1993; Saint-Paul et al., 2000; Siqueira-Souza e Freitas, 2004; Siqueira-Souza et al., 2016; Medeiros-Leal et al., 2021). Por outro lado, apenas uma parcela reduzida é explorada comercialmente pela pesca, com cerca de 90% do esforço focado em uma dezena de espécies (Santos, 2006), das quais destacam-se o curimatã *Prochilodus nigricans*, o jaraqui *Semaprochilodus sp*, a sardinha *Triportheus sp*, a matrinxã *Brycon amazonicus*, o tambaqui *Colossoma macropomum*, o tucunaré *Cichla sp*, dentre outros (Gonçalves e Batista, 2008; Lopes et al., 2016).

Considerando a concentração do esforço de pesca sobre poucas espécies, e da ausência de medidas adequadas de administração/gestão da pesca na região, alguns estoques de peixes estão em situação de sobre-exploração, a exemplo do curimatã *Prochilodus nigricans*, desembarcado em Manacapuru (Catarino et al., 2014); o tambaqui *Colossoma macropomum* desembarcado em Manaus (Petrere Jr., 1983), Baixo Amazonas (Isaac e Ruffino, 2000) e em Manacapuru (Campos et al., 2015); o tucunaré *Cichla monoculus* (Campos e Freitas, 2014); e o pirarucu *Arapaima gigas* (Bayley e Petrere Jr., 1989; Isaac et al., 1998). Esta condição sugere que ações de manejo sejam conduzidas de forma emergencial para garantir a recuperação e a manutenção dos estoques pesqueiros (Campos et al., 2015).

Preocupados com a diminuição dos estoques pesqueiros, devido a exploração intensiva da pesca comercial, comunitários ribeirinhos passaram a se organizar criando estruturas de manejo comunitário informais, que previam a limitação, principalmente da entrada de pescadores nas áreas de várzea, que são muito produtivas, acarretando conflitos entre comunitários e pescadores comerciais (McGrath et al., 1993). Este cenário levou o governo estadual a reconhecer, por meio dos órgãos de gerenciamento e através da Instrução Normativa N°29 de 2002, os Acordos de pesca como instrumento legal, que possibilitava que comunitários delimitassem e estabelecessem regras para uso dos sistemas alagados em disputa (Castro e Mcgrath, 2001). Uma das formas de ação dos acordos de pesca, é a classificação dos lagos em categorias, de forma a dirimir os conflitos gerados entre os usuários, estabelecendo: *i*) lagos de preservação, destinados a garantia da preservação da espécie manejada e das demais espécies que habitam o local, visto que neste ambiente é proibido qualquer modalidade de pesca; *ii*) lagos de manejo, que tem

por finalidade a pesca de subsistência, além da pesca manejada do pirarucu (*Arapaima gigas.*), sempre respeitando a legislação vigente; e *iii*) lagos de uso comercial, com permissão da pesca comercial desde que ocorra em respeito à legislação vigente (Amaral et al., 2011).

O Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (IDSMA), sediado em Tefé-AM, foi o pioneiro na experiência com a pesca manejada do pirarucu, no setor Jarauá, com uma cota inicial de 141 pirarucus, produzindo 3 toneladas de pescado. A partir daí o manejo de pirarucu se expandiu para outras áreas como a RDS Amanã, Piagaçu-Purus, Uacari, Cujubim e Floresta Canutama assim como para outras regiões da Amazônia (Viana et al., 2004). Todas em consequência dos acordos de pesca, de forma participativa com as comunidades, organizações governamentais e não governamentais, que são baseados no levantamento de cotas conservadoras de pesca estabelecidas pelo Ibama. Em 2011, a Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável do Amazonas (SEMA), regulamentou o Acordo de Pesca da Ilha da Paciência, no município de Iranduba, atendendo às reivindicações da sociedade organizada local. O acordo de pesca foi estabelecido através da Instrução Normativa (IN) nº. 02 de 18 de abril de 2011 e publicado no D.O.E. em 19 de maio de 2011.

Esta forma de pesca manejada, demonstra-se mais eficiente na regulação de espécies sedentárias (Castro e McGrath, 2001), a exemplo, do pirarucu e tem apresentado resultados positivos, indicando que os estoques estão se recuperando (Arantes, 2009). No entanto, o pirarucu é um predador de topo, com hábito alimentar estritamente piscívoro na fase adulta, se alimentando principalmente de pequenos Characiformes (Neves, 2000; Queiroz, 2000). Enquanto jovem, os indivíduos apresentam uma dieta mais diversificada, constituída de itens como detritos orgânicos, insetos, gastrópodes e micro crustáceos (Oliveira et al., 2005). Espécies predadoras provocam impacto direto e indireto sobre a biota e a qualidade dos ecossistemas aquáticos (Nowlin et al., 2006), regulando as populações ao predarem os indivíduos menos ágeis, debilitados e mais vulneráveis (Simon, 1983; Petry et al., 2010), afetando assim a distribuição e abundância não apenas de uma população, mas de uma comunidade inteira (Pinto-Coelho, 2007; Begon et al., 2007; Braoudakis e Jackson, 2016).

No que diz respeito ao manejo do pirarucu, alguns estudos foram conduzidos quanto a avaliação de influência do manejo pesqueiro sobre composição e estrutura das assembleias de peixes em áreas manejadas em áreas alagadas na bacia Amazônica.

Silvano et al. (2009) e Soares et al. (2014) estudando lagos na região da RDS Mamirauá não encontraram diferenças na riqueza (S) e diversidade de Shannon (H') entre os lagos destinados a pesca nas categorias de lago manejado e de preservação. Estudos recentes, no entanto, avaliando a estrutura das assembleias de peixes indicaram que os benefícios desse sistema de manejo são estendidos para assembleia de peixes (Medeiros-Leal et al., 2021).

Esses resultados evidenciam que a perda de informação, que ocorre quando resumimos um grande conjunto de dados em um único valor, e.g. estimando índices de diversidade, dificulta o entendimento dos processos operantes nos ambientes e reduz o poder de generalização (Cianciaruso et al., 2009). Ficando evidente que os índices tradicionais possuem pouco poder de predição quanto ao funcionamento das comunidades (Díaz e Cabido, 2001). Deste modo, índices de diversidade que geram informações sobre as características funcionais oferecem uma alternativa de abordagem útil para compreender as interações das espécies com o ambiente (Mokany et al., 2008; Cianciaruso et al., 2009; Toussaint et al., 2016; Leitão et al., 2016).

A diversidade funcional é uma alternativa importante para a compreensão dos processos ecológicos que ocorrem nos ambientes aquático e tem sido cada vez mais utilizada (Petchey e Gaston, 2006; Heino et al., 2008; Sagouis et al., 2016), particularmente para assembleias de peixes (Bellwood et al., 2004; Leitão et al., 2016; Toussaint et al., 2016; Rodrigues-Filho et al., 2018). Essa abordagem para o estudo da diversidade, auxilia a capacidade de prever as respostas das comunidades naturais às mudanças ocasionada pelo impacto humano, a exemplo da atividade de pesca (Worm e Tittensor, 2011).

Segundo Diaz e Cabido (2001) e Tilman (2001), a diversidade funcional pode ser definida como “a variabilidade de características biológicas relacionadas com a função que as espécies desempenham no ambiente”, sendo baseada nas características mensuráveis das espécies, como o caráter morfológico, fisiológico e comportamental (Webb et al., 2010). Assim ao se determinar a diversidade funcional, na verdade, se determina a gama de características fenotípicas dos organismos que influenciam o funcionamento das comunidades (Petchey e Gaston, 2006; Cianciaruso et al., 2009).

Considerando que os lagos inseridos na área manejada da Ilha da Paciência, região do baixo Solimões - Amazonas, diferem quanto as regras de pesca. Torna-se importante avaliar o efeito da intensidade de pesca e da presença de um predador de topo de cadeia,

sobre a diversidade funcional das assembleias de peixes, contribuindo para uma melhor avaliação/gestão da pesca desenvolvida na localidade. Desta forma, foram desenvolvidos dois capítulos para esta tese. O primeiro (Capítulo I) com o objetivo de identificar os grupos funcionais de peixes em lagos de várzea amazônicos. O segundo (Capítulo II) com o objetivo de analisar o efeito da flutuação sazonal, da intensidade de pesca e do aumento da abundância do predador de topo de cadeia, pirarucu *Arapaima gigas* (Schinz, 1822), sobre a diversidade funcional das assembleias de peixes de lagos de várzea manejados da Amazônia.

2. OBJETIVOS

2.1. Geral

Avaliar o efeito da pesca e da abundância de um predador de topo de cadeia em lagos de várzea manejados na ilha da Paciência – Iranduba-AM, sobre a diversidade funcional das assembleias de peixes, levando em consideração a sazonalidade promovida pelo pulso de inundação.

2.2. Específicos

Caracterizar morfologicamente as assembleias de peixes nos lagos de várzea manejados.

Estimar a diversidade funcional das assembleias de peixes em referência às fases de cheia e seca do ciclo hidrológico, em lagos de várzea manejados.

Analisar o efeito da flutuação sazonal e da intensidade de pesca, sobre a diversidade funcional das assembleias de peixes de lagos de várzea manejado da Amazônia.

Analisar o efeito da abundância do predador de topo de cadeia, pirarucu *Arapaima gigas* (Schinz, 1822), em lagos manejado sobre a diversidade funcional das assembleias de peixes.

3. REFERÊNCIAS

AMARAL, E., DE SOUSA, I. S., GONÇALVES, A. C. T., BRAGA, R., FERRAZ, P. E CARVALHO, G. 2011. Manejo de Pirarucus (*Arapaima gigas*) em Lagos de Várzea de Uso Exclusivo de Pescadores Urbanos. Série Protocolos de Manejo de Recursos Naturais, 1.

ARANTES, C. C. 2009. Ecologia do pirarucu *Arapaima gigas* (Schinz, 1822) na várzea da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, Amazonas, Brasil. 72 f. II. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós Graduação em Zoologia, Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus.

BAYLEY, P. B. AND 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 Science, 106: 385-398p.

BEGON, M., COLIN R. T. E JOHN L. H. 2007. Ecologia: de indivíduos a ecossistemas. Artmed.

BRAOUDAKIS, G. V. AND JACKSON, D. A. 2016. Effect of lake size, isolation and top predator presence on nested fish community structure. Journal of Biogeography.

CAMPOS, C. P., AND FREITAS, C. E. C. 2014. Rendimento por recruta do tucunaré *Cichla monoculus* capturado no Lago Grande de Manacapuru. Brazilian Journal of Biology, 74, 226-230.

CAMPOS, C. P., COSTA SOUSA, R. G., CATARINO, M. F., ALBUQUERQUE COSTA, G., AND FREITAS, C. E. C. 2015. Population dynamics and stock assessment of *Colossoma macropomum* caught in the Manacapuru Lake system (Amazon Basin, Brazil). Fisheries Management and Ecology, 22(5), 400-406.

CASTRO, F. E MCGRATH, D. 2001. O Manejo Comunitário De Lagos Na Amazônia. Parcerias Estratégicas, V. 6, N. 12, P. 112-126.

CATARINO, M. F., CAMPOS, C. P., GARCEZ, R., AND FREITAS, C. E. C. 2014. Population dynamics of *Prochilodus nigricans* caught in Manacapuru Lake (Amazon Basin, Brazil). Boletim do Instituto de Pesca, 40(4), 589-595.

CIANCIARUSO, M. V., I. A. SILVA, E M. A. BATALHA. 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica* 9(3): 093-103.bn01309032009.

DIAZ, S., AND M. CABIDO. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution* 16(11):646-655.

GONÇALVES, C., E BATISTA, V. D. S. 2008. Avaliação do desembarque pesqueiro efetuado em Manacapuru, Amazonas, Brasil. *Acta Amazônica*, 38(1), 135-144.

HEINO, J., MYKRÄ, H. AND KOTANEN, J. 2008. Weak relationships between landscape characteristics and multiple facets of stream macroinvertebrate biodiversity in a boreal drainage basin. *Landscape Ecology*, 23, 417–426.

ISAAC, V. J. E RUFFINO, M. L. 2000. Biologia pesqueira do tambaqui, *Colossoma macropomum*, no Baixo Amazonas. 65-88p. In: Recursos pesqueiros do Médio Amazonas: Biologia e estatística pesqueira. Coleção meio ambiente. Série Estudos Pesca. 22. Brasília: Edições IBAMA. 350p.

ISAAC, V. J., RUFFINO, M. L. AND MCGRATH, D. 1998. In Search of a New Approach to Fisheries Management in the Middle Amazon Region. Alaska Sea Grant College Program. AK-SG-98-01. 889-902p.

LEITÃO, R. P., ZUANON, J., VILLÉGER, S., WILLIAMS, S. E., BARALOTO, C., FORTUNEL, C., MENDONÇA, S. P. AND MOUILLOT, D. 2016. Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblages. In *Proc. R. Soc. B* (Vol. 283, No. 1828, p. 20160084). The Royal Society.

LOPES, G. C. S., CATARINO, M. F., LIMA, A. C. AND FREITAS, C. E. 2016. Small-scale fisheries in the Amazon basin: General patterns and diversity of fish landings in five sub-basins. *Boletim do Instituto da Pesca*, 42(4): 895 - 909.

MCGRATH, D. G., DE CASTRO, F., FUTEMMA, C., DE AMARAL, B. D., AND CALABRIA, J. 1993. Fisheries and the evolution of resource management on the lower Amazon floodplain. *Human ecology*, 21(2), 167-195.

MEDEIROS-LEAL, W., CASTELLO, L., FREITAS, C., AND SIQUEIRA-SOUZA, F. K. 2021. Single-species co-management improves fish assemblage structure and composition in a tropical river. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9, 111.

MERONA, B. AND BITTENCOURT, M. M. 1993. Les peuplements de venenos du Lago do Rei, un lac d'inondation d'Amazonie Centrale: Descrição générale Amazoniana, 7: 415-441.

MOKANY, K., ASH, J. S. AND ROXBURGH. 2008. Functional identity is more important than diversity in influencing ecosystem processes in a temperate native grassland. *Journal of Ecology* 96:884-893.

NEVES, A. M. B. 2000. Conhecimento atual sobre o pirarucu, *Arapaima gigas*. Brasília: In: Recursos Pesqueiros do médio Amazonas: biologia e estatística pesqueira. Brasília: Edições IBAMA, Coleção Meio Ambiente, Série Estudos Pesca, 22. p. 89-113.

NOWLIN, W. H., DRENNER, R. W., GUCKENBERGER, K. R., LAUDEN, M. A., ALONSO, G. T., JOSEPH, E. F. AND SMITH, J. L. 2006. Gape limitation, prey size refuges and top-down impacts of piscivorous largemouth bass in shallow pond ecosystem. *Hydrobiol.* 563: 357-369.

OLIVEIRA, V., POLETO, S. L., VENERE, P. C. 2005. Feeding of juvenile pirarucu (*Arapaima gigas*, Arapaimidae) in their natural environment, lago Quatro Bocas, Araguaiana-MT, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 3(2): 312-314.

PETCHEY, O. L. AND GASTON, K. J. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters* 9:741– 758.

PETREIRE JR., M. 1983. Yield per recruit of tambaqui, *Colossoma macropomum* Cuvier, in the Amazonas State, Brazil. *Journal of Fish Biology*, v.22, p. 133-144.

PETRY, A. C., GOMES, L. C., PIANA, P. A. AND AGOSTINHO, A. A. 2010. The role of the predatory trahira (Pisces: Erythrinidae) in structuring fish assemblages in lakes of a Neotropical floodplain. *Hydrobiologia*, v. 651, n. 1, p. 115-126.

PINTO-COELHO, R. M. 2007. Fundamentos em ecologia. Artmed.

QUEIROZ, H. L. D. 2000. Natural history and conservation of pirarucu, *Arapaima gigas*, at the Amazonian Várzea: red giants in muddy waters. University of St Andrews.

RODRIGUES-FILHO, C. A., LEITÃO, R. P., ZUANON, J., SÁNCHEZ-BOTERO, J. I., AND BACCARO, F. B. 2018. Historical stability promoted higher functional specialization and originality in Neotropical stream fish assemblages. *Journal of Biogeography*, 45(6), 1345-1354.

SAGOUIS, A., JABOT, F. AND ARGILLIER, C. 2016. Taxonomic versus functional diversity metrics: how do fish communities respond to anthropogenic stressors in reservoirs? *Ecology of Freshwater Fish*.

SAINT-PAUL, U., ZUANON, J., CORREA, M. A. V., GARCÍA, M., FABRÉ, N. N., BERGER, U. AND JUNK, W. J. 2000. Fish communities in central Amazonian white-and blackwater floodplains. *Environmental Biology of Fishes*, v. 57, n. 3, p. 235-250.

SANTOS, G. M. 2006. Peixes comerciais de Manaus. Ibama: ProVárzea.

SILVANO, R. A., RAMIRES, M., AND ZUANON, J. 2009. Effects of fisheries management on fish communities in the floodplain lakes of a Brazilian Amazonian Reserve. *Ecology of freshwater fish*, v. 18, n. 1, p. 156-166.

SIMON, N. 1983. Predators and prey. J.M. Dent e Sons, London.

SIQUEIRA-SOUZA, F. K. AND 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.

SIQUEIRA-SOUZA, F. K., FREITAS, C. E., HURD, L. E. AND PETRERE JR, M. 2016. Amazon floodplain fish diversity at different scales: do time and place really matter? *Hydrobiologia*, 1-12.

SOARES, M. G. M., OLIVEIRA, A. C. B. D., E FREITAS, C. E. C. 2014. Assembleias de peixes associadas aos bancos de macrófitas aquáticas em lagos manejados da Amazônia Central, Amazonas, Brasil.

TILMAN, D. 2001. Functional diversity. *Encyclopedia of biodiversity*, 3(1), 109-120.

TOUSSAINT, A., CHARPIN, N., BROSSE, S. AND VILLÉGER, S. 2016. Global functional diversity of freshwater fish is concentrated in the Neotropics while functional vulnerability is widespread. *Scientific reports*, 6.

VIANA, J. P. et al., 2004. Economic Incentives for Sustainable Community Management of fishery Resources in the Mamirauá Sustainable Development Reserve, Amazonas, Brasil. In: SILVIUS, K. M.; BODMER, R.; FRAGOSO, J. M.V (Ed.). *People in Nature: wildlife conservation in South and Central América*. New York: Columbia University Press, p. 139-154.

WAINWRIGHT, P. C., BELLWOOD, D. R., WESTNEAT, M. W., GRUBICH, J. R., AND HOEY, A. S. 2004. A functional morphospace for the skull of labrid fishes: patterns of diversity in a complex biomechanical system. *Biological Journal of the Linnean Society*, 82(1), 1-25.

WEBB, C. T., HOETING, J. A., AMES, G. M., PYNE, M. I. AND LEROY POFF, N. 2010. A structured and dynamic framework to advance traits-based theory and prediction in ecology. *Ecology Letters*, 13(3), 267-283.

WORM, B. AND TITTENSOR, D. P. 2011. Range contraction in large pelagic predators. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(29), 11942-11947.

CAPÍTULO I

Atributos funcionais de assembleia de peixes em lagos de várzea localizados na região do baixo rio Solimões ¹

¹ Artigo em preparação para ser submetido à revista: Biota Neotropica
ISSN versão online: 1676-0611
Frequência: Trimestral

Atributos funcionais de assembleia de peixes em lagos de várzea localizados na região do baixo rio Solimões

Diogo Campos Cardoso^{1*}, Carlos Edwar de Carvalho Freitas² e Flávia Kelly Siqueira-Souza²

¹Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal e Recursos Pesqueiros, Universidade Federal do Amazonas (UFAM)

² Departamento de Ciências Pesqueiras, Universidade Federal do Amazonas (UFAM).

* E-mail para correspondência: cardosopesca@gmail.com

Resumo

As áreas de várzea da Bacia Amazônica apresentam um conjunto elevado de espécies de peixes, com atributos morfofuncionais bastante diversificados, que possibilitou a colonização desses ambientes heterogêneos. Desta forma o objetivo deste artigo foi descrever os resultados de uma análise morfofuncional das assembleias de peixes de lagos de várzea. As amostragens foram realizadas em seis lagos de várzea, durante os anos de 2017 a 2019 nos períodos de cheia e seca. Foram utilizadas redes de emalhar com diferentes tamanhos de malha. Todos os exemplares foram fotografados para serem realizadas 12 medidas lineares e 6 áreas. A partir do conjunto de medidas e áreas foram estimados 18 atributos funcionais. Posteriormente foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA) para ordenar as espécies no espaço morfofuncional. O poder de explicação dos dois primeiros eixos da PCA foi de 68.97%. O primeiro eixo da PCA ordenou as espécies em dois conjuntos no espaço morfofuncional em função das habilidades de natação e da acuidade visual. O segundo eixo da PCA dispôs as espécies em função do forrageamento, tamanho das presas e capacidade de natação. Desta forma o poder de detecção da presa, poder de natação, capacidade de manobrabilidade e tamanho da presa são atributos funcionais fundamentais das espécies de peixes que vivem nos lagos de várzea da Amazônia.

Palavras-chave: atributos morfofuncionais, ictiofauna, atributos ecomorfológicos, várzea amazônica.

Functional attributes of fish assemblages in floodplain lakes located in the lower Solimões river region

Abstract

The floodplain areas of the Amazon Basin contain a large number of fish species with very diversified morphofunctional attributes, which enabled the colonization of these heterogeneous environments. This article reports the results of a morphofunctional analysis of fish assemblages from floodplain lakes. Gill net sampling with different mesh sizes was carried out in six floodplain lakes from 2017 to 2019 in both the flood and low water seasonal periods. All specimens were photographed to capture 12 linear measurements in different 6 areas, from which 18 functional attributes were estimated. Principal Component Analysis (PCA) was performed to order the species in the morphofunctional space. The explanatory power of the first two axes of the PCA was 68.97%. The first axis of the PCA ordered the species into two sets in the morphofunctional space as a function of swimming skills and visual acuity. The second axis of the PCA arranged the species as a function of foraging, prey size and swimming ability. Thus, prey detection power, swimming power, maneuverability and prey size are fundamental functional attributes of fish species that live in floodplain lakes in the Amazon.

Keywords: morphofunctional attributes, ichthyofauna, ecomorphological attributes, Amazon floodplain.

1. INTRODUÇÃO

Áreas inundáveis adjacentes a grandes rios de água branca, denominadas de “várzea” (Barthem e Goulding, 2007), destacam-se por apresentar uma elevada heterogeneidade ambiental (Lowe-McConnel, 1999), com habitats distintos que servem de áreas de refúgio, alimentação, crescimento e reprodução para os peixes, durante as diferentes fases do seu ciclo de vida (Saint-Paul et al., 2000; Sánchez-Botero and Araújo-Lima, 2001; Freitas e Garcez, 2004; Siqueira-Souza e Freitas, 2004). As condições ecológicas deste ambiente dinâmico, que oscila entre fases terrestre e aquática devido ao pulso de inundação monomodal, influencia sobremaneira a composição e estrutura da ictiofauna local (Junk et al., 1989; Freitas et al., 2010).

Estudos de composição e estrutura da ictiofauna em áreas de várzea revelam um componente de elevada riqueza, com estimativa superior a 160 espécies (Siqueira-Souza et al., 2016). Essa ictiofauna desenvolveu variadas adaptações morfológicas e fisiológicas para explorar com sucesso ambientes complexos e as mudanças sazonais (Val e Almeida-Val 1995; Saint-Paul et al., 2000; Freitas et al., 2010).

Dentro das adaptações morfológicas apresentadas pelas espécies estão a capacidade de natação em águas abertas ou a capacidade de realizar manobras em complexas estruturas de bancos de herbáceas aquáticas e florestas inundadas (Freitas et al., 2005; Siqueira-Souza et al., 2017). Essas adaptações são importantes descobertas, já que as diferenças morfológicas podem estar associadas às pressões ambientais por elas sofridas (Watson e Balon, 1984; Barrella et al., 1994; Winemiller, 1991). Atualmente, os estudos ecomorfológicos são baseados no conceito de que as variações no fenótipo são capazes de produzir diferenças no desempenho das espécies, ocasionando assim influência na utilização dos recursos. Desta forma, estudos abordando análises ecomorfológicas aparecem como ferramentas interessantes no estudo de estrutura de comunidades.

Em áreas de várzea amazônica, alguns trabalhos fizeram uso da abordagem ecomorfológica em grupos de peixes para elucidar as relações ecológicas entre comportamento alimentar (Cardoso et al., 2019), capacidade de natação e preferências por habitat (Freitas et al., 2005; Siqueira-Souza et al., 2017). Contudo, há ausência de estudos avaliando os padrões morfofuncionais entre as espécies, sendo a proposta deste estudo identificar os grupos funcionais de peixes em lagos de várzea.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

Os espécimes foram coletados em seis lagos de várzea, localizados no trecho inferior do rio Solimões, município de Iranduba – Amazonas – Brasil, em um sistema de lagos onde ocorre o manejo do pirarucu (*Arapaima gigas*). Estes lagos estão situados no interior da ilha da Paciência e são caracterizados por serem típicos sistemas lacustres conectados sazonalmente com o rio Solimões (Figura 1).

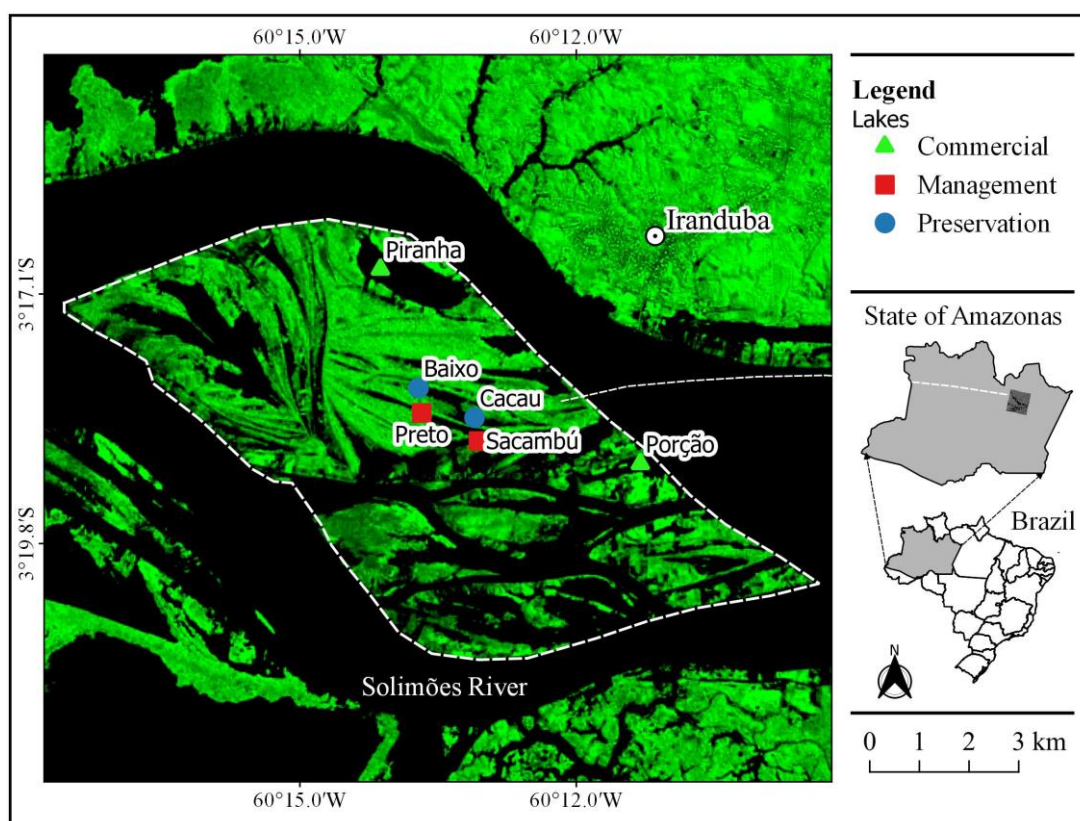


Figura 1. Área de estudo e localização geográfica dos lagos, onde foram realizadas as amostragens da ictiofauna, situados na ilha da Paciência, Município de Iranduba – AM. As unidades amostradas foram:

- 1) lago Piranha (03°16'57.3"S - 60°13'20.0"W), 2) lago Porção (03°18'53.1"S - 60°11'10.5"W), 3) lago Baixo (03°18'09.0"S - 60°13'35.4"W), 4) lago Cacau (03°18'32.9"S - 60°12'54.1"W), 5) lago Preto (03°18'33.0"S - 60°13'09.5"W) e 6) lago Sacambú (03°18'46.0"S - 60°13'19.0"W).

2.2. Amostragens

As pescarias experimentais foram realizadas nos anos de 2017, 2018 e 2019 durante os períodos hidrológicos de cheia (cota do rio > 26m) e seca (cota do rio < 20m) (Bittencourt e Amadio, 2007), em região de área aberta dos lagos e próximo a bancos

mistos de herbáceas aquáticas, habitats comuns aos peixes em áreas de várzea amazônica (Siqueira-Souza et al., 2017). Os espécimes foram capturados com uso de duas baterias de redes de emalhar com diferentes tamanhos de malha (de 30 a 120 mm entre nós opostos) e dimensões padronizadas (15 m de comprimento x 2 m de altura), que foram dispostas no início da manhã (05:00 às 09:00 horas) e no fim da tarde (17:00 às 21:00 hora), em um intervalo diário de oito horas de coleta por lago.

Os peixes capturados foram identificados em campo, com auxílio de chaves dicotômicas. Os que apresentaram dificuldade na identificação foram conservados em gelo seco para posterior análise no Laboratório de Ecologia da Pesqueira da Universidade Federal do Amazonas com auxílio de especialista da área da UFAM e do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. De cada espécime foi obtido dado de peso total (Pt), em gramas, com auxílio de uma balança digital e comprimento padrão (Cp), em centímetros, utilizando ictiômetro, assim como também foram fotografados para obtenção de medidas lineares.

2.3. Atributos funcionais

Foram estimadas 12 medidas morfométricas e seis (06) medidas de área de cada exemplar de peixe, por meio de imagens fotográficas analisadas no software ImageJ. Essas medidas estão de acordo com os trabalhos de Gatz Junior (1979), Watson e Balon (1984), Wikramanayake (1990), Winemiller (1991), Oliveira et al. (2010), Siqueira-Souza et al. (2017) e Cardoso et al. (2019), e estão relacionadas com a parte do tronco, cabeça, olhos e nadadeiras dos peixes, a saber: comprimento padrão (SL), altura máxima do corpo (MBH), altura média da linha do corpo (BMH), comprimento do pedúnculo caudal (CPdL), altura do pedúnculo caudal (CPdH), comprimento da cabeça (HL), altura da cabeça (HH), altura do olho (EH), altura da nadadeira caudal (CFH), comprimento da nadadeira anal (AL), comprimento da nadadeira peitoral (PtL), comprimento da nadadeira pélvica (PvL), área do olho (EA), área da nadadeira dorsal (DA), área da nadadeira caudal (CA), área da nadadeira anal (AA), área da nadadeira peitoral (PtA) e área da nadadeira pélvica (PvA) (Figura 2).

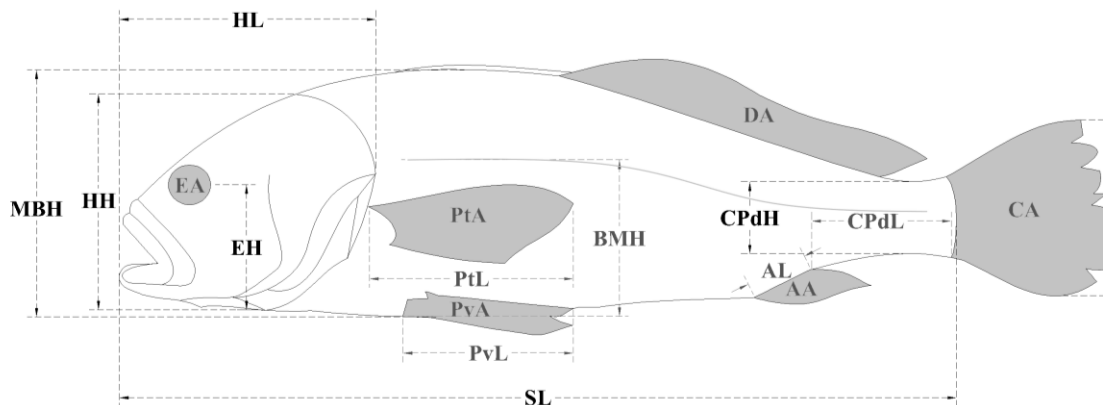


Figura 2. Medidas e áreas morfométricas realizadas nos peixes.

A partir do conjunto das doze medidas morfométricas e seis áreas foram estimados 18 índices representativos dos atributos funcionais que refletem a ecologia das espécies de peixes (Gatz Junior, 1979; Watson e Balon, 1984; Wikramanayake, 1990; Winemiller, 1991), descritos abaixo:

1. Profundidade relativa do corpo (RD): $(MBH) / (SL)$. A profundidade relativa está inversamente relacionada à velocidade da água e diretamente relacionada à capacidade de um peixe de realizar movimentos verticais (Gatz Junior, 1979).
2. Índice de depressão do corpo (DI): $(BMH) / (MBH)$. Valores mais baixos estão associados a peixes que exploram habitats com rápido fluxo de água. Corpo deprimido ajuda a permanecer na coluna d'água sem nadar (Hora, 1930; Watson e Balon, 1984).
3. Comprimento relativo do pedúnculo caudal (RLCP): $(CPdL) / (SL)$. O pedúnculo caudal longo está associado a peixes que vivem em locais com rápido fluxo de água, devido à necessidade de propulsão em curtas distâncias (Watson e Balon, 1984; Oliveira et al., 2010).
4. Altura relativa do pedúnculo caudal (RHCP): $(CPdH) / (MBH)$. Valores mais baixos indicam maior potencial de manobrabilidade (Winemiller, 1991; Oliveira et al., 2010).
5. Estrangulamento do pedúnculo caudal (CPT): $(CFH) / (CPdH)$. Eficiência de propulsão caudal através da redução do arrasto (Watson e Balon, 1984; Toussaint et al., 2016).

6. Comprimento relativo da cabeça (RLH): (HL) dividido por (SL) . Valores mais altos são encontrados em peixes que se alimentam de grandes presas (Gatz Junior, 1979).
7. Altura relativa da cabeça (RHH): (HH) dividido por (MBH) . Valores mais altos são encontrados em peixes que se alimentam de presas relativamente grandes (Oliveira et al., 2010).
8. Posição dos olhos (EP): (EH) dividido por (HH) . Índice relacionado à posição de forrageamento na coluna d'água. Valores mais altos representam espécies com olhos dorsais e possivelmente bentônicos, enquanto valores baixos indicam peixes necton com olhos laterais (Gatz Junior, 1979; Watson e Balon, 1984; Freire e Agostinho, 2001).
9. Área relativa do olho (RAE): (EA) dividido por $(SL)^2$. Índice relacionado à detecção de alimentos. Pode indicar a posição preferencial da espécie na coluna d'água, uma vez que espécies que habitam áreas mais profundas possuem olhos relativamente menores. (Gatz Junior, 1979; Wikramanayake, 1990).
10. Área relativa da nadadeira dorsal (RADF): (DA) dividido por $(SL)^2$. Espécies com barbatana dorsal com áreas relativas maiores têm melhor capacidade de estabilização e frenagem na aceleração (Breda et al., 2005).
11. Área relativa da nadadeira caudal (RACF): (CA) dividido por $(SL)^2$. Nadadeiras caudais com áreas relativas maiores são importantes para a aceleração (Breda et al., 2005; Oliveira et al., 2010).
12. Proporção da nadadeira caudal (ARC): $(CFH)^2$ dividido por (CA) . Valores mais altos indicam peixes com nadadeiras caudais com tendência à bifurcação, e geralmente são bons nadadores para nado contínuo. Espécies com valores baixos possuem nadadeiras caudais com áreas maiores e apresentam excelente desempenho para aceleração (Breda et al., 2005).
13. Área relativa da nadadeira anal (RAAF): (AA) dividido por $(SL)^2$. A área relativa maior indica maior capacidade de manobrabilidade e estabilização de movimento (Breda et al., 2005).
14. Proporção da nadadeira anal (ARAF): $(AL)^2$ dividido por (AA) . Nadadeiras anais com maior aspecto de proporção indicam uma maior capacidade de fazer movimentos rápidos de progressão e regressão (Breda *et al.*, 2005).
15. Área relativa da nadadeira peitoral (RAPtF): (PtA) dividido por $(SL)^2$. As áreas maiores podem ser diretamente associadas com a frenagem e aceleração (Gatz Jr., 1979; Watson e Balon, 1984). Para peixes bentônicos, nadadeiras peitorais podem aumentar a área de contato com a superfície (Casatti e Castro, 1998);

16. Proporção da nadadeira peitoral (ARPtF): $(PtL)^2$ dividido por (PtA) . Valores mais altos representam nadadeiras longas e estreitas. Os valores mais elevados estão associados com o aumento da velocidade de natação (Breda et al, 2005).

17. Área relativa da nadadeira pélvica (RAPvF): (PvA) dividido por $(SL)^2$. As áreas maiores indicam peixes bentônicos. Maior nadadeira pélvica pode aumentar a área de contato com a superfície (Casatti e Castro, 1998), enquanto as áreas relativas menores indicam peixes pelágicos (Breda et al., 2005).

18. Proporção da nadadeira pélvica (ARPvF): $(PvL)^2$ dividido por (PvA) . Altos valores indicam nadadeiras longas e estão associados com a frenagem (Gatz Jr., 1979a). Em ambientes de corredeiras que habitam peixes bentônicos, nadadeiras pélvicas maiores podem favorecer a manutenção da posição em meio a um forte fluxo de corrente (Casatti e Castro, 1998).

2.4. Análises dos dados

Para melhorar a distribuição normal das estimativas de atributos funcionais, os dados foram normalizados a partir da transformação de raiz quadrada. Posteriormente uma Análise de Componentes Principais (PCA) foi utilizada para ordenar a ictiofauna através dos seus atributos funcionais, com as espécies sendo empregadas como objetos e os atributos funcionais como descritores numa matriz de correlação.

Os componentes principais interpretados foram aqueles com autovalores mais altos do que as estimativas de broken-stick (McCune e Mefford 1997), uma vez que este critério seleciona apenas o eixo com autovalores mais altos do que seria esperado aleatoriamente (King e Jackson 1999). Todas as análises foram feitas utilizando o pacote Vegan (Oksanen et al., 2011) no software R (R Development Core Team, 2021).

3. RESULTADOS

A média estimada dos atributos funcionais de 102 espécies e respectivos desvios padrão estão descritos na Tabela 1. O poder de explicação dos dois primeiros eixos da análise de componentes principais, utilizando os atributos funcionais como descritores e as espécies como objetos, foi de 68.98% (Figura 3).

Tabela 1. Valores médios dos atributos funcionais das 103 espécies coletadas nos lagos de várzea manejados.

sp	Code	RD	DI	RLCP	RHCP	CPT	RLH	RHH	EP	RAE	RADF	RACF	ARC	RAAF	ARAF	RAPtF	ARPtF	RAPvF	ARPVF
<i>Auchenipterichthys punctatus</i> (Valenciennes, 1840)	1	0.32	0.50	0.02	0.43	1.48	0.38	0.78	0.18	5.3E-03	8.7E-03	3.8E-02	1.14	1.3E-02	3.40	9.7E-03	6.44	5.9E-03	2.64
<i>Acarichthys heckelii</i> (Müller and Troschel, 1849)	2	0.45	0.70	0.16	0.32	1.46	0.34	0.91	0.62	8.2E-03	3.0E-02	5.1E-02	0.89	1.0E-02	3.84	2.3E-02	4.45	6.2E-03	32.81
<i>Acestrorhynchus falcistrostris</i> (Cuvier, 1819)	3	0.17	0.45	0.04	0.38	3.68	0.29	0.78	0.55	2.3E-03	4.0E-03	2.1E-02	2.75	3.6E-03	6.78	2.2E-03	8.99	1.4E-03	13.79
<i>Acestrorhynchus falcatus</i> (Bloch, 1794)	4	0.25	0.36	0.06	0.32	2.81	0.24	0.73	0.77	2.2E-03	5.3E-03	2.8E-02	1.70	7.2E-03	6.49	2.5E-03	13.65	1.3E-03	20.06
<i>Ageneiosus inermis</i> (Linnaeus, 1766)	5	0.30	0.83	0.06	0.31	2.64	0.36	0.23	0.52	1.4E-03	1.1E-02	3.0E-02	1.98	7.0E-03	7.07	9.5E-03	4.50	2.6E-03	9.24
<i>Ageneiosus brevis</i> (Steindachner, 1881)	6	0.26	0.58	0.06	0.37	2.35	0.33	0.71	0.07	1.7E-04	7.5E-03	2.6E-02	1.97	1.2E-02	6.50	7.3E-03	5.79	4.6E-03	4.25
<i>Ageneiosus ucayalensis</i> Castelnau, 1855	7	0.17	0.70	0.07	0.43	2.58	0.25	0.23	0.63	6.1E-04	3.7E-03	1.7E-02	2.12	5.2E-03	24.73	4.5E-03	6.70	5.3E-03	2.86
<i>Agoniatès anchovia</i> Eigenmann, 1914	8	0.25	0.67	0.15	0.51	1.68	0.23	0.63	0.50	2.2E-03	3.3E-03	2.0E-02	2.27	6.4E-03	10.63	5.1E-03	6.76	6.6E-04	16.40
<i>Agoniatès halecinus</i> Müller and Troschel, 1845	9	0.19	0.39	0.26	0.42	3.19	0.19	0.77	0.64	1.4E-03	1.7E-03	1.6E-02	4.20	2.5E-03	4.45	4.6E-03	12.89	8.8E-04	7.84
<i>Anadoras grypus</i> (Cope, 1872)	10	0.29	0.71	0.09	0.40	2.66	0.47	0.95	0.79	1.2E-03	1.4E-02	4.1E-02	2.32	2.5E-03	2.12	6.1E-03	5.58	6.6E-03	3.24
<i>Anodus elongatus</i> Agassiz, 1829	11	0.24	0.57	0.10	0.37	3.62	0.22	0.75	0.56	1.2E-03	2.5E-03	2.4E-02	4.17	2.1E-03	3.71	3.2E-03	6.05	2.8E-03	10.24
<i>Auchenipterus nuchalis</i> (Spix and Agassiz, 1829)	12	0.23	0.60	0.11	0.44	1.95	0.23	0.59	0.44	1.7E-03	2.0E-03	2.0E-02	2.10	8.5E-03	15.21	4.0E-03	10.19	3.0E-03	9.13
<i>Brycon amazonicus</i> (Spix and Agassiz, 1829)	13	0.37	0.46	0.08	0.26	4.14	0.24	0.63	0.59	3.0E-03	4.5E-03	5.1E-02	3.22	1.1E-02	4.50	5.4E-03	9.10	1.5E-03	18.01
<i>Brycon cephalus</i> (Günther, 1869)	14	0.34	0.35	0.08	0.31	3.24	0.24	0.62	0.56	3.8E-03	5.8E-03	3.7E-02	3.12	4.6E-03	9.76	5.9E-03	7.32	2.1E-03	12.73
<i>Brycon melanopterus</i> (Cope, 1872)	15	0.35	0.39	0.07	0.27	3.89	0.33	0.74	0.51	8.4E-03	5.5E-03	4.8E-02	2.71	6.7E-03	7.00	5.4E-03	7.84	1.2E-03	23.86
<i>Bryconops caudomaculatus</i> (Günther, 1864)	16	0.27	0.29	0.11	0.35	3.17	0.22	0.64	0.57	4.7E-03	3.6E-03	3.2E-02	2.75	5.5E-03	9.84	3.5E-03	11.16	1.8E-03	15.61
<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	17	0.33	0.51	0.06	0.49	1.05	0.31	0.73	0.47	1.3E-03	6.8E-03	5.1E-02	0.58	6.8E-03	3.04	1.1E-02	7.08	3.1E-03	19.00
<i>Calophysus macropterus</i> (Lichtenstein, 1819)	18	0.20	0.66	0.15	0.40	2.41	0.24	0.32	0.75	7.3E-05	4.6E-03	2.1E-02	1.77	1.9E-03	3.69	1.1E-02	4.50	5.1E-03	6.12
<i>Centromochlus heckelii</i> (DeFilippi, 1853)	19	0.20	0.68	0.09	0.56	1.63	0.33	1.00	0.60	4.7E-03	1.5E-02	2.2E-02	1.41	1.6E-04	9.00	7.9E-03	14.88	1.1E-03	11.06
<i>Chaetobranchius flavescens</i> Heckel, 1840	20	0.45	0.80	0.06	0.33	1.24	0.39	0.84	0.55	6.9E-03	2.2E-02	3.3E-02	1.01	2.2E-02	2.58	1.9E-02	11.57	7.8E-03	15.00
<i>Chalceus macrolepidotus</i> Cuvier, 1818	21	0.26	0.29	0.09	0.40	1.91	0.24	0.70	0.55	3.7E-03	3.9E-03	3.5E-02	1.14	3.4E-03	2.66	4.9E-03	10.38	3.2E-03	10.47
<i>Charax gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	22	0.37	0.61	0.07	0.23	2.68	0.25	0.64	0.52	3.4E-03	8.4E-03	2.8E-02	1.83	1.6E-02	15.25	4.7E-03	10.60	1.0E-03	15.45
<i>Cichla monoculus</i> Agassiz, 1831	23	0.27	0.81	0.13	0.39	1.85	0.35	0.91	0.61	5.1E-03	1.2E-02	3.6E-02	1.10	4.6E-03	3.66	1.1E-02	5.39	3.3E-03	14.90
<i>Cichlasoma amazonarum</i> Kullander, 1983	24	0.47	0.80	0.06	0.34	1.61	0.39	0.79	0.64	1.1E-02	2.1E-02	4.2E-02	1.59	1.0E-02	4.03	3.5E-02	4.60	2.9E-03	17.78
<i>Colossoma macropomum</i> (Cuvier, 1816)	25	0.54	0.49	0.07	0.19	4.65	0.39	0.62	0.57	4.1E-03	1.9E-02	6.9E-02	3.13	5.0E-02	1.48	9.9E-03	5.01	2.6E-03	10.46
<i>Curimata inornata</i> Vari, 1989	26	0.40	0.54	0.06	0.30	1.79	0.31	0.59	0.52	7.4E-03	1.1E-02	3.1E-02	1.47	3.1E-03	5.11	6.1E-03	6.85	2.7E-03	13.15

<i>Curimata vitatta</i> (Kner, 1858)	27	0.39	0.49	0.06	0.29	3.51	0.29	0.59	0.54	7.4E-03	8.7E-03	4.3E-02	3.69	5.3E-03	4.66	4.9E-03	8.53	2.9E-03	9.15
<i>Curimatella meyeri</i> (Steindachner, 1882)	28	0.32	0.56	0.08	0.35	2.05	0.26	0.65	0.54	4.1E-03	6.5E-03	2.3E-02	2.34	3.0E-03	1.51	3.7E-03	8.14	2.6E-03	13.98
<i>Geophagus proximus</i> (Castelnau, 1855)	29	0.45	0.76	0.13	0.31	1.82	0.30	0.72	0.78	5.4E-03	3.3E-02	3.5E-02	1.83	8.4E-03	3.84	3.0E-02	5.22	8.2E-03	19.36
<i>Hemiodus microlepis</i> Kner, 1858	30	0.17	0.47	0.12	0.41	2.23	0.24	0.79	0.46	1.2E-03	2.2E-03	1.9E-02	1.26	1.3E-03	5.56	2.1E-03	8.91	1.1E-03	14.61
<i>Hemiodus immaculatus</i> Kner, 1858	31	0.22	0.43	0.12	0.37	3.11	0.26	0.63	0.41	1.7E-03	2.7E-03	2.1E-02	3.00	1.5E-03	3.33	2.1E-03	6.80	1.9E-03	12.58
<i>Hemiodus sp</i> (rabo vermelho)	32	0.24	0.58	0.07	0.39	2.65	0.21	0.56	0.49	2.5E-03	3.3E-03	2.4E-02	2.61	1.8E-03	6.70	3.7E-03	7.39	3.1E-03	9.72
<i>Hemiodus unimaculatus</i> (Bloch, 1794)	33	0.23	0.50	0.09	0.38	2.88	0.24	0.60	0.45	2.0E-03	3.0E-03	2.2E-02	2.81	1.6E-03	4.78	2.8E-03	7.35	2.4E-03	10.94
<i>Heros severus</i> Heckel, 1840	34	0.54	0.82	0.05	0.33	1.18	0.36	0.75	0.56	7.3E-03	3.5E-02	4.5E-02	0.99	2.1E-02	5.25	2.0E-02	5.28	5.2E-03	22.83
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Spix and Agassiz, 1829)	35	0.24	0.42	0.09	0.54	1.41	0.27	0.77	0.60	1.4E-03	4.3E-03	2.1E-02	1.53	8.2E-04	7.30	9.8E-03	4.15	8.8E-04	17.18
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	36	0.23	0.51	0.10	0.62	1.04	0.30	0.84	0.55	1.4E-03	9.3E-03	2.1E-02	1.06	1.4E-03	7.01	3.7E-03	11.96	4.0E-03	11.92
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	37	0.31	0.58	0.06	0.50	1.99	0.26	0.81	0.54	7.7E-04	1.4E-02	4.9E-02	1.92	5.0E-03	1.74	2.2E-02	3.99	4.7E-03	10.78
<i>Hydrolycus scomberoides</i> (Cuvier, 1816)	38	0.30	0.70	0.04	0.24	2.97	0.23	0.66	0.77	3.2E-03	2.5E-03	1.6E-02	2.85	8.6E-03	8.61	2.1E-02	7.32	1.8E-03	8.11
<i>Hypophthalmus edentatus</i> Spix and Agassiz, 1829	39	0.24	0.66	0.08	0.43	1.75	0.22	0.55	0.33	4.9E-04	2.3E-03	1.9E-02	1.65	1.6E-02	14.17	8.1E-03	4.71	3.0E-03	7.51
<i>Hypophthalmus fimbriatus</i> Kner, 1858	40	0.20	0.59	0.08	0.39	3.66	0.26	0.70	0.34	8.4E-04	1.1E-03	1.9E-02	4.36	2.5E-02	9.80	3.8E-03	8.70	4.2E-04	12.70
<i>Hypophthalmus marginatus</i> Valenciennes, 1840	41	0.19	0.63	0.11	0.47	2.27	0.24	0.64	0.42	4.4E-04	2.4E-03	2.1E-02	1.97	1.4E-02	14.86	6.7E-03	3.47	8.1E-04	5.61
<i>Leporinus fasciatus</i> (Bloch 1794)	42	0.24	0.59	0.09	0.41	2.61	0.20	0.65	0.56	2.6E-03	4.9E-03	3.8E-02	1.82	3.1E-03	6.61	5.1E-03	4.13	2.3E-03	11.96
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	43	0.30	0.52	0.06	0.36	3.43	0.26	0.65	0.45	4.5E-03	6.8E-03	4.5E-02	3.12	2.0E-03	4.61	5.9E-03	5.64	2.3E-03	15.52
<i>Megaleporinus trifasciatus</i> (Steindachner, 1876)	44	0.30	0.58	0.06	0.37	2.13	0.29	0.73	0.48	4.3E-03	5.7E-03	3.0E-02	1.91	2.8E-03	5.41	5.2E-03	4.53	2.2E-03	12.55
<i>Loricaria cataphracta</i> Linnaeus, 1758	45	0.12	0.54	0.40	0.33	1.69	0.19	0.81	0.68	8.1E-05	2.2E-02	8.9E-03	0.53	1.8E-03	3.97	2.2E-03	12.64	1.3E-03	23.74
<i>Loricariichthys nudirostris</i> (Kner, 1853)	46	0.13	0.51	0.52	0.73	1.69	0.26	1.02	0.63	4.8E-04	1.1E-02	1.2E-02	2.08	2.4E-03	7.26	1.2E-03	19.10	7.9E-04	0.04
<i>Megalechis thoracata</i> (Valenciennes, 1840)	47	0.32	0.61	0.05	0.41	1.45	0.43	0.93	0.50	3.2E-03	2.0E-02	2.8E-02	1.24	2.9E-03	3.54	6.0E-03	6.72	3.8E-03	10.37
<i>Mesonauta festiva</i> (Heckel, 1840)	48	0.52	0.74	0.07	0.34	1.47	0.38	0.67	0.57	1.1E-02	2.9E-02	8.0E-02	0.83	3.5E-02	3.96	1.9E-02	5.58	1.2E-02	39.48
<i>Metynnis altidorsalis</i> Ahl, 1923	49	0.80	0.58	0.05	0.13	5.67	0.33	0.42	0.56	8.6E-03	1.3E-02	7.2E-02	4.55	2.6E-02	6.24	9.8E-03	4.32	2.4E-03	6.75
<i>Metynnis argenteus</i> Ahl, 1923	50	0.88	0.58	0.08	0.14	3.36	0.30	0.38	0.52	7.8E-03	1.6E-02	6.2E-02	2.57	3.1E-02	6.45	9.5E-03	4.10	2.3E-03	6.44
<i>Metynnis hypsauchen</i> (Müller and Troschel, 1844)	51	0.90	0.58	0.03	0.11	6.04	0.29	0.40	0.61	1.0E-02	1.5E-02	8.7E-02	4.21	5.0E-02	5.00	1.0E-02	4.37	2.8E-03	8.27
<i>Myloplus rubripinnis</i> (Müller and Troschel, 1844)	52	0.75	0.52	0.07	0.14	4.55	0.29	0.39	0.53	1.1E-02	2.3E-02	7.2E-02	3.06	4.0E-02	3.73	9.9E-03	5.88	1.4E-03	9.00
<i>Myloplus asterias</i> (Müller and Troschel, 1844)	53	0.66	0.49	0.06	0.16	5.11	0.30	0.47	0.49	1.0E-02	1.9E-02	7.3E-02	4.07	3.6E-02	3.29	9.5E-03	6.76	2.7E-03	5.22
<i>Mylossoma albiscopum</i> (Cuvier, 1818)	54	0.73	0.57	0.05	0.14	4.05	0.30	0.42	0.50	7.5E-03	1.6E-02	5.1E-02	3.54	6.2E-02	2.76	1.1E-02	5.70	1.5E-03	6.99

<i>Mylossoma aureum</i> (Spix and Agassiz, 1829)	55	0.78	0.61	0.04	0.13	4.41	0.27	0.35	0.53	6.1E-03	1.8E-02	7.1E-02	2.96	7.9E-02	2.91	1.2E-02	5.03	2.5E-03	3.93
<i>Nemadoras humeralis</i> (Kner, 1855)	56	0.25	0.56	0.04	0.26	4.68	0.51	1.06	0.64	3.4E-03	8.0E-03	2.3E-02	3.99	2.9E-03	3.37	1.0E-02	9.34	1.0E-03	13.63
<i>Osteoglossum bicirrhosum</i> (Cuvier, 1829)	57	0.20	0.66	0.01	0.17	1.21	0.23	0.79	0.86	8.6E-04	2.5E-03	2.4E-03	0.70	1.5E-02	17.80	3.8E-03	15.29	9.8E-04	9.56
<i>Oxydoras niger</i> (Valenciennes, 1821)	58	0.22	0.50	0.10	0.30	3.42	0.34	0.93	0.73	5.2E-04	1.4E-02	2.0E-02	2.60	3.8E-04	7.66	8.6E-03	7.60	1.8E-03	10.10
<i>Pellona castelnaeana</i> Valenciennes, 1847	59	0.30	0.46	0.09	0.35	3.49	0.22	0.68	0.75	1.5E-03	7.8E-03	3.2E-02	4.19	7.9E-03	9.80	5.0E-03	7.59	7.8E-04	5.64
<i>Pellona flavipinnis</i> (Valenciennes, 1847)	60	0.29	0.58	0.09	0.34	2.75	0.26	0.62	0.73	2.7E-03	4.9E-03	2.7E-02	2.63	6.9E-03	12.69	5.3E-03	7.73	2.5E-03	2.68
<i>Piaractus brachypomus</i> (Cuvier, 1818)	61	0.58	0.46	0.06	0.20	2.90	0.30	0.54	0.50	5.1E-03	1.5E-02	3.8E-02	2.88	3.2E-02	2.59	7.3E-03	6.83	4.1E+00	0.01
<i>Pimelodus blochii</i> Valenciennes, 1840	62	0.28	0.78	0.08	0.31	4.00	0.33	0.64	0.82	5.7E-04	1.3E-02	3.9E-02	3.03	4.5E-03	2.54	3.7E-03	2.95	5.4E-03	5.73
<i>Pinirampus pirinampu</i> (Spix and Agassiz, 1829)	63	0.24	0.62	0.13	0.38	3.16	0.20	0.52	0.83	2.3E-04	8.3E-03	2.9E-02	2.82	2.6E-03	5.44	1.2E-02	6.00	5.6E-03	8.15
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)	64	0.31	0.82	0.17	0.29	1.92	0.31	0.88	0.56	2.2E-03	1.5E-02	2.4E-02	1.18	2.9E-03	1.49	1.2E-02	8.84	3.4E-03	14.47
<i>Potamorhina altamazonica</i> (Cope, 1878)	65	0.34	0.59	0.08	0.31	3.98	0.29	0.67	0.55	4.1E-03	6.9E-03	4.4E-02	3.91	2.9E-03	8.22	7.3E-03	3.83	3.4E-03	8.90
<i>Potamorhina latior</i> (Spix and Agassiz, 1829)	66	0.33	0.53	0.10	0.29	2.85	0.24	0.55	0.51	2.9E-03	9.0E-03	3.2E-02	2.49	2.6E-03	7.93	3.8E-03	5.59	2.8E-03	10.24
<i>Pristigaster cayana</i> Cuvier, 1829	67	0.54	0.68	0.05	0.18	3.74	0.22	0.41	0.58	5.5E-03	8.5E-03	3.4E-02	3.76	2.4E-02	9.24	1.1E-02	3.82	3.9E-04	19.25
<i>Pristobrycon calmoni</i> (Steindachner, 1908)	68	0.68	0.54	0.04	0.15	4.34	0.31	0.48	0.58	4.9E-03	1.2E-02	5.9E-02	3.46	2.1E-02	5.35	6.0E-03	6.57	3.1E-03	6.88
<i>Prochilodus nigricans</i> Spix and Agassiz, 1829	69	0.37	0.56	0.09	0.31	3.59	0.24	0.55	0.53	3.2E-03	6.5E-03	4.0E-03	40.82	4.0E-03	3.22	6.5E-03	6.59	3.1E-03	11.41
<i>Psectrogaster amazônica</i> Eigenmann and Eigenmann, 1889	70	0.43	0.47	0.09	0.28	2.97	0.29	0.56	0.49	5.6E-03	8.4E-03	4.3E-02	2.96	3.8E-03	4.30	6.5E-03	6.18	2.8E-03	19.20
<i>Psectrogaster rutiloides</i> (Kner, 1858)	71	0.36	0.55	0.10	0.30	3.72	0.28	0.67	0.51	4.3E-03	5.3E-03	4.0E-02	4.18	1.8E-03	6.11	5.5E-03	6.55	2.7E-03	8.03
<i>Pseudoplatystoma punctifer</i> (Castelnaeu, 1855)	72	0.14	0.65	0.04	0.45	1.97	0.38	0.81	0.57	1.7E-04	2.6E-03	1.6E-02	0.86	1.8E-03	5.90	2.7E-03	14.04	2.2E-03	10.72
<i>Pseudoplatystoma tigrinum</i> (Valenciennes, 1840)	73	0.15	0.67	0.10	0.44	1.72	0.40	0.77	0.71	3.9E-04	2.0E-02	1.4E-02	0.90	1.8E-03	4.96	2.8E-03	10.80	1.3E-03	11.05
<i>Pterodoras granulosus</i> (Valenciennes, 1821)	74	0.31	0.81	0.07	0.25	3.26	0.31	0.62	0.82	2.1E-04	8.6E-03	1.7E-02	3.85	3.7E-03	4.74	4.2E-03	7.83	2.0E-03	7.12
<i>Pterygoplichthys pardalis</i> (Castelnaeu, 1855)	75	0.18	0.64	0.19	0.44	3.11	0.28	0.99	0.63	6.4E-04	2.7E-02	2.1E-02	2.88	2.3E-03	9.89	1.6E-02	8.33	8.7E-03	2.91
<i>Pygocentrus nattereri</i> Kner, 1858	76	0.50	0.51	0.04	0.21	3.08	0.36	0.75	0.56	4.1E-03	6.2E-03	3.6E-02	2.77	1.3E-02	5.02	6.4E-03	9.13	8.2E-04	15.84
<i>Pterophyllum scalare</i> (Schultze, 1823)	77	0.87	0.74	0.06	0.24	1.53	0.33	0.49	0.43	9.8E-03	1.1E-01	1.0E-01	1.03	1.4E-01	2.30	2.5E-02	4.89	3.1E-03	6.86
<i>Rhaphiodon vulpinus</i> Spix and Agassiz, 1829	78	0.19	0.55	0.06	0.33	2.40	0.18	0.81	0.76	1.1E-03	1.1E-03	9.0E-03	2.48	3.8E-03	13.71	5.6E-03	13.69	1.5E-04	7.56
<i>Rhythiodus argenteofuscus</i> Kner, 1858	79	0.27	0.60	0.11	0.35	2.44	0.17	0.49	0.46	6.4E-04	6.2E-03	1.9E-02	2.62	2.4E-03	2.55	2.2E-03	8.28	2.1E-03	14.40
<i>Rhythiodus microlepis</i> Kner, 1859	80	0.17	0.54	0.10	0.49	2.72	0.18	0.59	0.52	7.7E-04	5.2E-03	2.3E-02	2.33	2.0E-03	5.38	2.4E-03	5.32	2.6E-03	12.60
<i>Roeboides myersii</i> Gill, 1870	81	0.42	0.52	0.05	0.22	4.99	0.22	0.61	0.59	4.8E-03	9.5E-03	5.6E-02	3.75	3.2E-02	7.40	9.8E-03	6.77	1.6E-03	6.53
<i>Satanoperca acuticeps</i> (Heckel, 1840)	82	0.40	0.77	0.12	0.38	1.38	0.32	0.76	0.71	5.7E-03	3.7E-02	4.7E-02	0.92	1.2E-02	2.70	1.9E-02	7.57	5.3E-03	14.49

<i>Satanoperca jurupari</i> (Heckel, 1840)	83	0.39	0.78	0.09	0.37	1.72	0.34	0.85	0.73	5.6E-03	3.9E-02	4.0E-02	1.55	6.4E-03	3.68	2.2E-02	5.71	9.5E-03	14.67
<i>Schizodon fasciatum</i> Spix and Agassiz, 1829	84	0.23	0.59	0.08	0.42	1.86	0.20	0.58	0.53	2.1E-03	3.5E-03	2.1E-02	1.60	1.5E-03	4.71	7.1E-03	3.78	2.0E-03	8.77
<i>Schizodon vittatus</i> (Valenciennes, 1850)	85	0.23	0.59	0.08	0.42	1.86	0.20	0.58	0.53	2.1E-03	3.5E-03	2.1E-02	1.60	1.5E-03	4.71	7.1E-03	3.78	2.0E-03	8.77
<i>Semaprochilodus insignis</i> (Jardine, 1841)	86	0.40	0.54	0.08	0.27	3.13	0.30	0.58	0.50	7.1E-03	1.4E-02	4.0E-02	2.91	3.4E-03	2.62	7.1E-03	6.63	3.3E-03	15.54
<i>Semaprochilodus taeniurus</i> (Valenciennes, 1821)	87	0.34	0.53	0.10	0.28	3.15	0.28	0.62	0.55	5.9E-03	1.0E-02	3.1E-02	2.87	1.9E-03	4.84	5.7E-03	6.71	3.1E-03	13.82
<i>Serrasalmus altispinis</i> Merckx, Jégu and Santos, 2000	88	0.47	0.54	0.05	0.19	4.63	0.34	0.56	0.54	4.7E-03	9.0E-03	4.7E-02	3.66	3.0E-02	3.71	4.2E-03	8.41	2.0E-03	6.41
<i>Serrasalmus eigenmanni</i> Norman, 1929	89	0.57	0.52	0.05	0.17	4.49	0.33	0.60	0.59	5.7E-03	8.4E-03	4.7E-02	4.08	1.4E-02	7.87	1.1E-02	4.22	2.6E-03	7.12
<i>Serrasalmus elongatus</i> Kner, 1858	90	0.40	0.50	0.07	0.22	3.36	0.30	0.61	0.54	2.5E-03	9.9E-03	3.5E-02	2.60	1.1E-02	6.88	5.9E-03	6.35	1.9E-03	10.30
<i>Serrasalmus hollandi</i> Eigenmann, 1915	91	0.58	0.54	0.08	0.19	3.78	0.29	0.53	0.57	3.8E-03	8.1E-03	3.9E-02	4.32	1.6E-02	7.58	6.1E-03	7.24	1.2E-03	10.34
<i>Serrasalmus maculatus</i> Kner, 1858	92	0.54	0.55	0.04	0.18	3.50	0.33	0.59	0.58	3.9E-03	6.0E-03	4.3E-02	2.64	3.3E-02	3.49	9.5E-03	6.02	3.4E-03	4.82
<i>Serrasalmus rhombeus</i> (Linnaeus, 1766)	93	0.67	0.53	0.06	0.18	3.95	0.36	0.55	0.63	3.3E-03	1.1E-02	5.5E-02	4.06	3.5E-02	3.23	1.4E-02	4.26	1.4E-03	7.53
<i>Sorubim elongatus</i> Littmann, Burr, Schmidt and Isern, 2001	94	0.13	0.78	0.06	0.50	2.44	0.38	0.69	0.52	1.0E-03	3.4E-03	1.5E-02	1.87	4.2E-03	3.97	4.2E-03	5.69	2.2E-03	10.17
<i>Sorubim lima</i> (Bloch and Schneider, 1801)	95	0.13	0.78	0.06	0.50	2.44	0.38	0.69	0.52	1.0E-03	3.4E-03	1.5E-02	1.87	4.2E-03	3.97	4.2E-03	5.69	2.2E-03	10.17
<i>Steindachnerina bimaculata</i> (Steindachner, 1876)	96	0.32	0.53	0.07	0.37	2.85	0.23	0.57	0.53	2.8E-03	6.7E-03	3.9E-02	3.00	1.4E-03	3.18	3.5E-03	8.94	2.3E-03	16.68
<i>Stethaprion crenatum</i> Eigenmann, 1916	97	0.62	0.54	0.09	0.19	2.45	0.21	0.40	0.53	5.3E-03	1.7E-02	4.8E-02	1.66	2.4E-02	6.44	8.3E-03	5.96	2.5E-03	7.39
<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)	98	0.28	0.64	0.08	0.43	1.77	0.35	0.90	0.44	2.9E-04	2.2E-02	2.1E-02	2.22	4.6E-03	2.80	8.6E-03	7.20	3.3E-03	1.98
<i>Triportheus albus</i> Cope, 1872	99	0.27	0.26	0.06	0.29	2.38	0.19	0.53	0.54	2.7E-03	2.0E-03	1.9E-02	1.78	3.5E-03	11.24	1.4E-02	8.66	1.3E-03	15.86
<i>Triportheus angulatus</i> (Spix and Agassiz, 1829)	100	0.36	0.37	0.08	0.25	1.91	0.21	0.50	0.56	4.8E-03	5.9E-03	2.0E-03	14.63	4.4E-02	1.50	6.1E-03	21.87	3.0E-03	6.48
<i>Triportheus auritus</i> (Valenciennes, 1850)	101	0.26	0.14	0.09	0.31	2.46	0.20	0.62	0.46	3.8E-03	2.2E-03	2.0E-02	1.90	3.5E-03	7.67	1.2E-02	11.61	2.2E-03	15.93
<i>Zungaro zungaro</i> (Humboldt, 1821)	102	0.3	0.80	0.08	0.21	4.47	0.40	0.73	0.64	5.2E-04	2.6E-02	3.5E-02	2.34	3.6E-03	2.95	1.4E-02	8.42	2.2E-03	9.85

O primeiro eixo, explicado por 47,21% de variação de dados, ordenou as espécies do lado direito discriminados pela cor vermelho, pelas estimativas da profundidade relativa do corpo (RD), área relativa da nadadeira caudal e anal (RACF e RAAF respectivamente) e área relativa do olho (RAE) (Figura 3). No lado esquerdo discriminados pela cor verde da PCA as espécies foram ordenadas pela altura relativa do pedúnculo caudal (RHCP), comprimento relativo do pedúnculo caudal (RLCP), e aspecto da nadadeira peitoral (ARPtF) (Figura 3).

O segundo eixo da análise explicado por 21,77% da variação, ordenou as espécies na parte superior do eixo discriminadas pela cor preta, através da altura relativa da cabeça (RHH), índice de depressão (DI), área relativa da nadadeira peitoral (RAPtF) e área relativa da nadadeira dorsal (RADF). Na região inferior do eixo na cor azul, as espécies foram relacionadas ao aspecto da nadadeira caudal (ARC), área relativa da nadadeira anal (ARAF) e regulagem do pedúnculo caudal (CPT) (Figura 03).

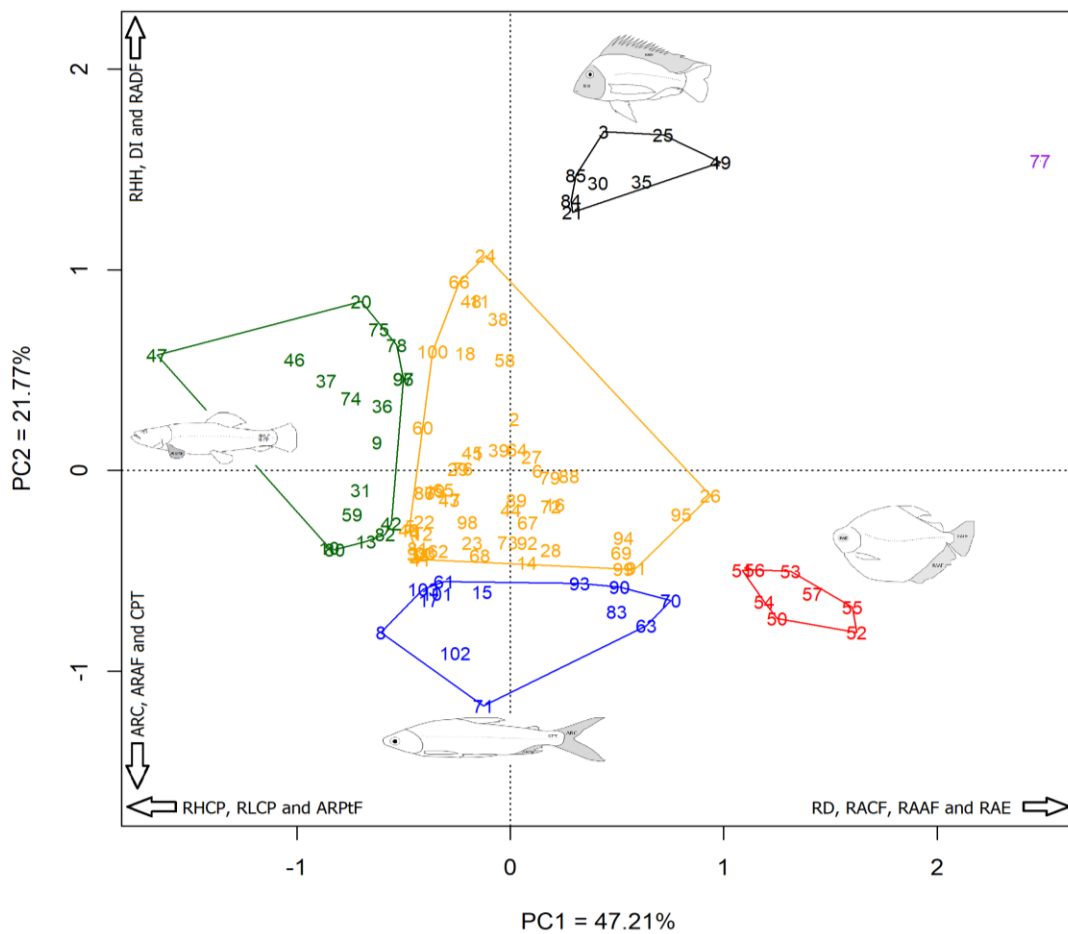


Figura 3. Análise de Componentes principais realizada com as espécies ordenadas através do espaço multifuncional.

Na análise de componentes principais, ainda é possível observar a espécie *Pterophyllum scalare* (code 77) discriminada das demais espécies no primeiro e segundo eixos, e um conjunto elevado de espécies que estão ordenadas, sem distinção morfológica clara entre elas discriminadas pela cor laranja.

4. DISCUSSÃO

Os atributos funcionais de cada espécie devem refletir importantes características da sua ecologia, sendo indicativos dos seus hábitos e adaptações ao ambiente em que vive (Gatz Junior, 1979; Watson e Balon, 1984; Winemiller, 1991). Todavia, alguns estudos realizados nesta área têm demonstrado resultados distintos com peixes, pois enquanto uns demonstram forte correlações entre a diversidade morfológica, o uso de habitats e o comportamento alimentar (Oliveira et al., 2010; Montaña e Winemiller, 2010; Pagotto et al., 2011), outros apresentam fraca ou nenhuma correlação (Douglas and Matthews 1992; Soares et al., 2013; Cardoso et al., 2019).

O primeiro eixo da análise de componentes principais ordenou as espécies em dois conjuntos no espaço morfofuncional em função das habilidades de natação e da acuidade visual. O primeiro conjunto da PC1 foi composto por espécies com corpos mais arredondados, comprimidos lateralmente, nadadeiras caudal e anal bem desenvolvidas, como *C. macropomum*, *S. rhombeus*, e representantes dos gêneros *Metynnis* spp., *Myloplus* spp. e *Mylossoma* spp., que são peixes pelágicos que realizam movimentos verticais e apresentam elevada capacidade de manobrabilidade em ambientes mais estruturados e com menor velocidade da água (Watson e Balon, 1984; Winemiller, 1991), como a estrutura de bancos de herbáceas aquáticas e região de troncos e galhadas de floresta alagada que podem oferecer área de alimentação, abrigo e locais para reprodução (Sanchez-Botero e Araújo- Lima, 2001; Petry et al., 2003). Outra característica importante desse conjunto de espécies, é a área dos olhos, que se relaciona diretamente com a detecção do alimento, corroborando sobre a acuidade visual das espécies e seu posicionamento na coluna d'água, uma vez que os peixes pelágicos tendem a apresentar olhos relativamente maiores (Wikramanayake, 1990).

O segundo conjunto, ordenado pela PC 1, destacou principalmente as espécies que possuem elevados valores do aspecto da nadadeira peitoral e comprimento e altura do pedúnculo caudal como *A. Halecinus*, *L. cataphracta*, *L. nudirostris* e *H. malabaricus*. Valores mais elevados das nadadeiras peitorais representam nadadeiras longas e estreitas,

e estão associados ao aumento da velocidade da natação (Breda et al., 2005). Para peixes bentônicos que habitam a região mais profunda dos lagos, a exemplo de peixes do gênero *Loricaria*, uma nadadeira peitoral maior pode favorecer a manutenção da posição da espécie aderida a um substrato no leito, ou em meio a um fluxo maior de corrente (Casatti e Castro, 1998). O pedúnculo caudal longo está associado a peixes que vivem em locais com fluxo maior de água, devido à necessidade de propulsão a curtas distâncias (Watson e Balon, 1984; Oliveira et al., 2010), como é o caso de *H. malabaricus* que é conhecida por realizar emboscadas na captura das presas, especialmente próximo a bancos de herbáceas aquáticas. Já o pedúnculo caudal alto sugere que valores mais baixos indicam maior potencial de manobrabilidade (Winemiller, 1991; Oliveira et al., 2010).

O segundo eixo da análise de componentes principais dispôs as espécies em função do forrageamento, tamanho das presas e capacidade de natação. Diversas espécies como *P. squamosissimus*, *C. monoculus*, *H. severos*, entre outras, apresentaram como resultado cabeças relativamente grandes, índices de depressão elevados, áreas de nadadeiras dorsais médias e grandes, e aspectos das nadadeiras peitorais médias. Este conjunto de atributos indica peixes que se alimentam de presas relativamente grandes, com boa capacidade natatória, podendo realizar arranques a partir do repouso (Gatz Junior, 1979; Watson e Balon, 1984; Breda et al., 2005; Oliveira et al., 2010). Além disso, têm como comportamento de captura a perseguição ativa da presa à meia água ou rastreando rente ao fundo (Cardoso et al., 2019). Assim, nadadeiras peitorais auxiliariam para o posicionamento do peixe antes do ataque à presa (Gatz Junior, 1979; Watson e Balon, 1984).

As espécies como *P. nigricans*, *T. angulatus*, *B. cephalus*, dentre outras, foram associadas ao aspecto da nadadeira caudal, área da nadadeira anal e regulagem do pedúnculo caudal. Espécies com valores maiores indicam peixes com nadadeiras caudais com tendência à bifurcação e geralmente são bons nadadores para natação contínua, característica importante para peixes que realizam migração como as espécies citadas. Espécies com valores baixos possuem nadadeiras caudais com áreas maiores e exibem excelente desempenho para aceleração (Breda et al., 2005). Assim como as nadadeiras anais com maior proporção indicam uma maior capacidade de fazer movimentos rápidos de progressão e regressão (Breda et al., 2005). Na análise de componentes principais, ainda é possível observar um conjunto elevado de espécies que estão ordenadas, sem distinção morfológica clara entre elas.

Desta forma a elevada diversidade de peixes observada na Bacia Amazônica pode ser explicada pela capacidade das espécies viverem em ambientes heterogêneos explorados com sucesso (Freitas et al., 2005; Siqueira-Souza et al., 2017; Cardoso et al 2019), uma vez que adaptações morfofuncionais apresentadas pelas mesmas podem permitir a sua coexistência. Portanto, nosso resultado mostra que a capacidade de manobrabilidade, potencial de natação, percepção e tamanho das presas são características primordiais das espécies de peixes que vivem em áreas de várzea na Amazônia.

5. AGRADECIMENTOS

Aos pescadores envolvidos no acordo de pesca da Ilha da Paciência, Iranduba, Estado do Amazonas, Brasil por permitirem a realização deste estudo. A CAPES pela bolsa concedida; Ao CNPq pelo apoio obtido pelo Projeto INCTADAPTA - INPA; e a FAPEAM pelo suporte no projeto PPP/FAPEAM.

6. REFERENCIAS

BARRELLA, W., BEAUMORD, A. C., and PETRERE-JR, M., 1994. Comparison between the fish communities of Manso river (MT) and Jacaré Pepira river (SP), Brazil. *Acta Biologica Venezuelica*, 12(2), 11-20.

BARTHEM, R. e GOULDING, M., 2007. Um ecossistema inesperado. A Amazônia revelada pela pesca. Peru: Amazon Conservation Association.

BREDA, L., OLIVEIRA, E.F. and GOULART, E., 2005. Ecomorfologia de locomoção de peixes com enfoque para espécies neotropicais. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, vol. 27, pp. 371- 381. <http://dx.doi.org/10.4025/actascibiolsci.v27i4.1271>.

CARDOSO, D. C., DEHART, P., FREITAS, C. E. D. C. and SIQUEIRA-SOUZA, F. K., 2019. Diet and ecomorphology of predator fish species of the Amazonian floodplain lakes. *Biota Neotropica*, 19(3).

CASATTI, L. and CASTRO, R. M. C., 1998. A fish community of the São Francisco River headwaters riffles, southeastern Brazil. *Ichthyological exploration of freshwaters*, 9, 229-242.

DOUGLAS, M. E. and MATTHEWS, W. J., 1992. Does morphology predict ecology? Hypothesis testing within a freshwater stream fish assemblage. *Oikos*, 213-224.

FREIRE, A. G. and AGOSTINHO, A. A., 2001. Ecomorfologia de oito espécies dominantes da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná/Brasil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 13(1), 1-9.

FREITAS, C. E. C. and GARCEZ, R. C. S., 2004. Fish communities of natural channels between floodplain lakes and Solimoes-Amazonas River (Amazon-Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 16(3), 273-280.

FREITAS, C. E. C., COSTA, E. L. and SOARES, M. G. M., 2005. Ecomorphological correlates of thirteen dominant fish species of Amazonian floodplain lakes. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 17(3), 339-347.

FREITAS, C. E. C., SIQUEIRA-SOUZA, F. K., PRADO, K. L. L., YAMAMOTO, K. C. and HURD, L. E., 2010. Factors determining fish species diversity in Amazonian floodplain lakes. *Amazon Basin: Plant Life, Wildlife and Environment*. Nova Science Publishers, New York, 41-76.

GATZ JUNIOR, A. J., 1979. Community organization in fishes as indicated by morphological features. *Ecology*, 60(4), 711-718. <http://dx.doi.org/10.2307/1936608>.

HORA, S. L., 1930. Ecology, bionomics and evolution of the torrential fauna, with special reference to the organs of attachment. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Containing Papers of a Biological Character*, 218(450-461), 171-282.

JUNK, W. J., BAYLEY, P. B. and SPARKS, R. E., 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences*, 106(1), 110-127.

KING, J. R. and JACKSON, D. A., 1999. Variable selection in large environmental data sets using principal components analysis. *Environmetrics: The official journal of the International Environmetrics Society*, 10(1), 67-77.

LOWE-McCONNELL, R. H., 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. In *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*.

McCUNE, B. and MEFFORD, M. J., 1997. *Multivariate analysis of ecological data*, version 3.0. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, USA.

MONTAÑA, C. G. and WINEMILLER, K. O., 2010. Local-scale habitat influences morphological diversity of species assemblages of cichlid fishes in a tropical floodplain river. *Ecology of Freshwater Fish*, 19(2), 216-227.

OKSANEN, J., GUILLAUME BLANCHET, F., KINDT, R., LEGENDRE, P., O'HARA, R.B., SIMPSON, G.L., SOLYMOS, P., STEVENS, M.H.H. and VAGNER, H., 2011. Vegan: Community Ecology Package version 1: 7-9.

<http://CRAN.R-project.org/package=vegan>

OLIVEIRA, E. F., GOULART, E., BREDA, L., MINTE-VERA, C. V., PAIVA, L. R. D. S. and VISMARA, M. R., 2010. Ecomorphological patterns of the fish assemblage in a tropical floodplain: effects of trophic, spatial and phylogenetic structures. *Neotropical Ichthyology*, 8(3), 569-586.

PAGOTTO, J. P. A., GOULART, E., OLIVEIRA, E. F. and YAMAMURA, C. B., 2011. Trophic ecomorphology of Siluriformes (Pisces, Osteichthyes) from a tropical stream. *Brazilian Journal of Biology*, 71(2), 469-479.

<http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842011000300017>

PETRY, A. C., GOMES, L. C., PIANA, P. A. and AGOSTINHO, A. A., 2010. The role of the predatory trahira (Pisces: Erythrinidae) in structuring fish assemblages in lakes of a Neotropical floodplain. *Hydrobiologia*, 651(1), 115-126.

SAINT-PAUL, U., ZUANON, J., CORREA, M. A. V., GARCÍA, M., FABRÉ, N. N., BERGER, U. and JUNK, W. J., 2000. Fish communities in central Amazonian white-and blackwater floodplains. *Environmental Biology of Fishes*, 57(3), 235-250.
<http://dx.doi.org/10.1023/A:1007699130333>.

SÁNCHEZ-BOTERO, J. I. and ARAÚJO-LIMA, C. A., 2001. As macrófitas aquáticas como berçário para a ictiofauna da várzea do rio Amazonas. *Acta amazônica*, 31(3), 437-437. <http://dx.doi.org/10.1590/1809-43922001313447>.

SIQUEIRA-SOUZA, F. K. and 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.

SIQUEIRA-SOUZA, F. K., FREITAS, C. E., HURD, L. E. and PETRERE, M., 2016. Amazon floodplain fish diversity at different scales: do time and place really matter? *Hydrobiologia*, 776(1), 99-110.

SIQUEIRA-SOUZA, F. K., BAYER, C., CALDAS, W. H., CARDOSO, D. C., YAMAMOTO, K. C. and FREITAS, C. E. C., 2017. Ecomorphological correlates of twenty dominant fish species of Amazonian floodplain lakes. *Brazilian Journal of Biology*, 77(1), 199-206.

SOARES, B. E., RUFFEIL, T. O. B. and MONTAG, L. F. D. A., 2013. Ecomorphological patterns of the fishes inhabiting the tide pools of the Amazonian Coastal Zone, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 11(4), 845-858.

TOUSSAINT, A., CHARPIN, N., BROSSE, S. and VILLÉGER, S., 2016. Global functional diversity of freshwater fish is concentrated in the Neotropics while functional vulnerability is widespread. *Scientific reports*, 6, 22125.

VAL, A. L. and ALMEIDA-VAL, V. M. F., 1995. *Fishes of the Amazon and their Environment: Physiological and Biochemical Aspects*. Heidelberg, Springer.

WATSON, D. J. and BALON, E. K., 1984. Ecomorphological analysis of fish taxocenes in rainforest streams of northern Borneo. *Journal of Fish Biology*, 25(3), 371-384. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1095-8649.1984.tb04885.x>.

WIKRAMANAYAKE, E. D., 1990. Ecomorphology and biogeography of a tropical stream fish assemblage: evolution of assemblage structure. *Ecology*, 71(5), 1756-1764. <http://dx.doi.org/10.2307/1937583>.

WINEMILLER, K. O., 1991. Ecomorphological diversification in lowland freshwater fish assemblages from five biotic regions. *Ecological Monographs*, 61(4), 343-365. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672004000400017>.

CAPÍTULO II

Influência da pesca e de um predador de topo de cadeia sobre a diversidade funcional das comunidades de peixes em lagos de várzea manejados na ilha da Paciência, Iranduba-AM ¹

¹ Artigo em preparação para ser submetido à revista: Brazilian Journal of Biology.

ISSN versão online: 1678-4375

Frequência: Fluxo contínuo

Influência da pesca e de um predador de topo de cadeia sobre a diversidade funcional das comunidades de peixes em lagos de várzea manejados na ilha da Paciência, Iranduba-AM

Diogo Campos Cardoso^{1*}, Carlos Edwar de Carvalho Freitas² e Flávia Kelly Siqueira de Souza²

¹Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal e Recursos Pesqueiros, Universidade Federal do Amazonas (UFAM)

² Departamento de Ciências Pesqueiras, Universidade Federal do Amazonas (UFAM).

* E-mail para correspondência: cardosopesca@gmail.com

Resumo

Vários fatores podem comprometer o funcionamento de um ecossistema aquático, dos quais podemos citar a pesca, quando praticada em níveis elevados de exploração e a predação praticada por espécies carnívoras. Desta forma o objetivo do trabalho foi avaliar o efeito sazonal, da pesca e de um predador de topo de cadeia em lagos de várzea manejados na ilha da Paciência – Iranduba-AM, sobre a estrutura funcional das assembleias de peixes em lagos de várzea manejados. Os peixes foram capturados com redes de emalhar durante o período de cheia e seca em seis lagos (duas unidades representantes de cada categoria de manejo: uso comercial, manejo e preservação), nos anos de 2017-2019. Para estimar a estrutura funcional foram avaliados três índices funcionais complementares, sendo: Riqueza funcional; Equitabilidade funcional e Divergência funcional. Como resultados encontramos que as categorias de lagos pré-definidas nos acordos de pesca (lagos de manejos \neq lagos de uso comercial) e o pulso de inundação (cheia \neq seca) exercem influência sobre a riqueza funcional e equitabilidade funcional respectivamente. O aumento na abundância de um predador de topo de cadeia não influenciou a estrutura funcional das assembleias de peixes. Portanto, os resultados apresentados evidenciam eficiência do acordo de pesca implantado na ilha da Paciência, como estratégia de manutenção da biodiversidade nas áreas de várzea.

Palavras-chave: estrutura funcional, traços funcionais, ictiofauna, várzea amazônica.

Abstract

Several factors can compromise the functioning of an aquatic ecosystem, including highly exploitative fishing practices and predation by carnivorous species. The objective of this work was to evaluate the seasonal effect of fishing and apex predation on the functional structure of fish assemblages in floodplain lakes managed on the island of Paciência - Iranduba-AM using three complementary functional indexes (Richness, Evenness, and Divergence). Fish were captured with gill nets during flood and low water seasonal periods in six lakes, with two units representing different management categories: commercial use, management and preservation. To estimate the functional structure, three complementary functional indexes were evaluated: functional richness; functional evenness; and functional divergence. We found that the pre-defined lake categories in the fishing agreements (management lakes \neq commercial use lakes) and the flood pulse (flood \neq drought) exert influence on functional richness and functional equitability, respectively. The increase in the abundance of an apex predator did not influence the functional structure of fish assemblages. The results presented support the efficacy of the fishing agreement implemented on the island of Paciência as a strategy to maintain biodiversity in the floodplain areas.

Keywords: functional structure, functional traits, ichthyofauna, Amazonian floodplain.

1. INTRODUÇÃO

As áreas de várzea desempenham funções ecológicas importantes para inúmeras espécies de peixes, devido a riqueza de nutrientes proveniente das inundações periódicas, em um fenômeno conhecido como pulso de inundação (Junk et al., 1989). Este fenômeno impulsiona os processos ecológicos nessas áreas (Junk et al., 1989), exercendo influência fundamental no ciclo de vida da ictiofauna, regulando sua composição, distribuição e estrutura (Arrington e Winemiller, 2004; Siqueira-Souza et al., 2016).

Estudos de composição e estrutura da ictiofauna em áreas de várzea encontraram uma riqueza de 77 a 226 espécies (Merona e Bittencourt, 1993; Saint-Paul et al., 2000; Siqueira-Souza e Freitas, 2004; Siqueira-Sousa et al., 2016). Porém, apenas uma parcela muito reduzida é explorada comercialmente pela pesca (Santos, 2006; Lopes et al., 2016). Em virtude da concentração do esforço de pesca sobre poucas espécies e da ausência de medidas adequadas de administração/gestão da pesca na região, alguns estoques de peixes foram sobre-explotados ao longo das últimas décadas (Petrere Jr., 1983; Bayley e Petrere Jr., 1989; Isaac et al., 1998; Isaac e Ruffino, 2000; Catarino et al., 2014; Campos e Freitas, 2014; Campos et al., 2015).

O declínio dos estoques pesqueiros comprometeu a atividade de pesca, ocasionando conflitos entre usuários pelo uso do recurso, em geral entre pescadores comerciais e de subsistência (Furtado, 2004; Freitas e Rivas, 2006). As comunidades tradicionais, que efetuam a pesca de subsistência, passaram a se organizar para implementar sistemas comunitários de manejo (Azevedo e Apel, 2004; Ruffino, 2005), de maneira que pudessem controlar as pescarias nas áreas de várzea, principalmente nos lagos (McGrath et al., 1993). Desta forma, uma estratégia de manejo foi estabelecida na região, os chamados acordo de pesca, passando a ser reconhecido de forma legal, através da Instrução Normativa N°29 de 2002, que possibilitou aos comunitários regular os lagos e limitar a forma de uso por meio de regras consensuadas (Castro e Mcgrath, 2001).

O acordo de pesca na comunidade estabelece formas de uso dos lagos, os quais são classificados em categorias, definidas como: lagos de preservação, destinados a garantia da preservação da espécie manejada e das demais espécies que habitam o local, visto que é proibida qualquer modalidade de pesca; lagos de manejo, que tem por finalidade a pesca de subsistência, além da pesca manejada do pirarucu, sempre respeitando a legislação vigente; e lagos de uso comercial, com permissão da pesca comercial desde que ocorra em respeito à legislação vigente (Amaral et al., 2011).

Esta forma de manejo tem demonstrado ser mais eficiente na regulação de espécies sedentárias (Castro e McGrath, 2001), a exemplo do pirarucu, que tem revelado tendências positivas das ações em localidades onde os manejos direcionados para esta espécie são realizados (Arantes, 2009). O pirarucu, *Arapaima gigas* (Schinz, 1822), é uma espécie piscívora que se alimenta em geral de peixes menores e abundantes (Queiroz, 2000). Considerado um predador de topo de cadeia trófica, muito provavelmente o pirarucu contribui para a estabilidade dos ambientes, atuando de forma direta ou indireta na ictiofauna (Petry et al., 2010; Freitas et al., 2010) e na produtividade de áreas de várzea (Braoudakis e Jackson, 2016).

Desta forma, alguns fatores podem comprometer o funcionamento de um ambiente aquático, dos quais podemos citar a pesca, quando praticada em níveis elevados de exploração pesqueira e a predação praticada por espécies carnívoras, regulando a abundância de níveis tróficos baixo. Para estimar o efeito destes fatores sobre as assembleias de peixes em áreas de várzea, os estudos realizados são baseados no aspecto taxonômico da biodiversidade (Silvano et al., 2009; Soares et al., 2014; Medeiros-Leal et al., 2021), perdendo informações relevantes do funcionamento da comunidade, deixando muitas lacunas acerca do papel desempenhado pelas espécies nos ambientes.

A diversidade funcional tem sido considerada uma importante alternativa para conhecer o funcionamento do ambiente, uma vez que as qualidades funcionais dos organismos interagem com os processos do ambiente (Diaz e Cabido, 2001; Petchey e Gaston, 2006). Esta ferramenta, pode auxiliar na compreensão quanto: ao grau de perturbação do ambiente decorrente da ação antrópica (Chapin et al., 2000; Cadotte et al., 2011; Cianciaruso et al., 2009; Mouillot et al., 2012; Cardinale et al., 2012); a perda ou modificação na abundância e riqueza de espécies e a perda de funcionalidade ecossistêmica (Pyron et al. 2011); além de estimar as implicações da extinção de espécies na manutenção das características das comunidades (Petchey e Gaston, 2006).

Desta forma, considerando a possibilidade de avaliar a estrutura funcional da ictiofauna em sistema de lagos manejados em áreas de várzea, o presente estudo tem como objetivo analisar o efeito dos fatores sazonalidade, intensidade de pesca e aumento da abundância do predador de topo de cadeia, pirarucu *Arapaima gigas* (Schinz, 1822) sobre a diversidade funcional das assembleias de peixes de lagos Amazônicos.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado em um complexo de lagos, situados na Ilha da Paciência, uma grande ilha fluvial localizada no trecho inferior do rio Solimões, município de Iranduba – Amazonas – Brasil, com aproximadamente 42 km² de área (Figura 1). Estes lagos estão inseridos no interior da ilha e ficam conectados com o canal do rio Solimões durante a época de águas altas, estabelecendo condições importantes para a biota aquática, a exemplo dos peixes (Freitas et al., 2018; Arantes et al., 2019; Cardoso et al., 2019).

Na Ilha da Paciência foi constituído um acordo de pesca desde 2011, estabelecido pela Portaria nº 02/2011 (SDS, 2011), que dá efeito legal ao manejo do pirarucu que é realizado na localidade. Cerca de 32 lagos foram selecionados para participar no manejo, sendo distribuídos conforme às categorias de lagos que refletem a intensidade de pesca, a saber: lagos de uso comercial (com maior intensidade de pesca, onde a pesca comercial é permitida, com respeito às leis vigentes do estado), lagos de preservação (com ausência, não é permitido a pesca de nenhum tipo, sendo os lagos destinados a reprodução do pirarucu e preservação das espécies), lagos de manutenção (destino a pesca de subsistência das famílias da comunidade) e lagos de manejo (nível intermediário de intensidade de pesca, onde ocorre a pesca temporária do pirarucu, autorizada pelo IBAMA). Dentre os 32 lagos, seis foram selecionados para o estudo, sendo pertencentes às três categorias de uso, dois por categoria: lagos de uso comercial: Piranha e Porção; lagos de preservação: Baixo Cacao; e lagos de manejo: Preto e Sacambú (Figura 1).

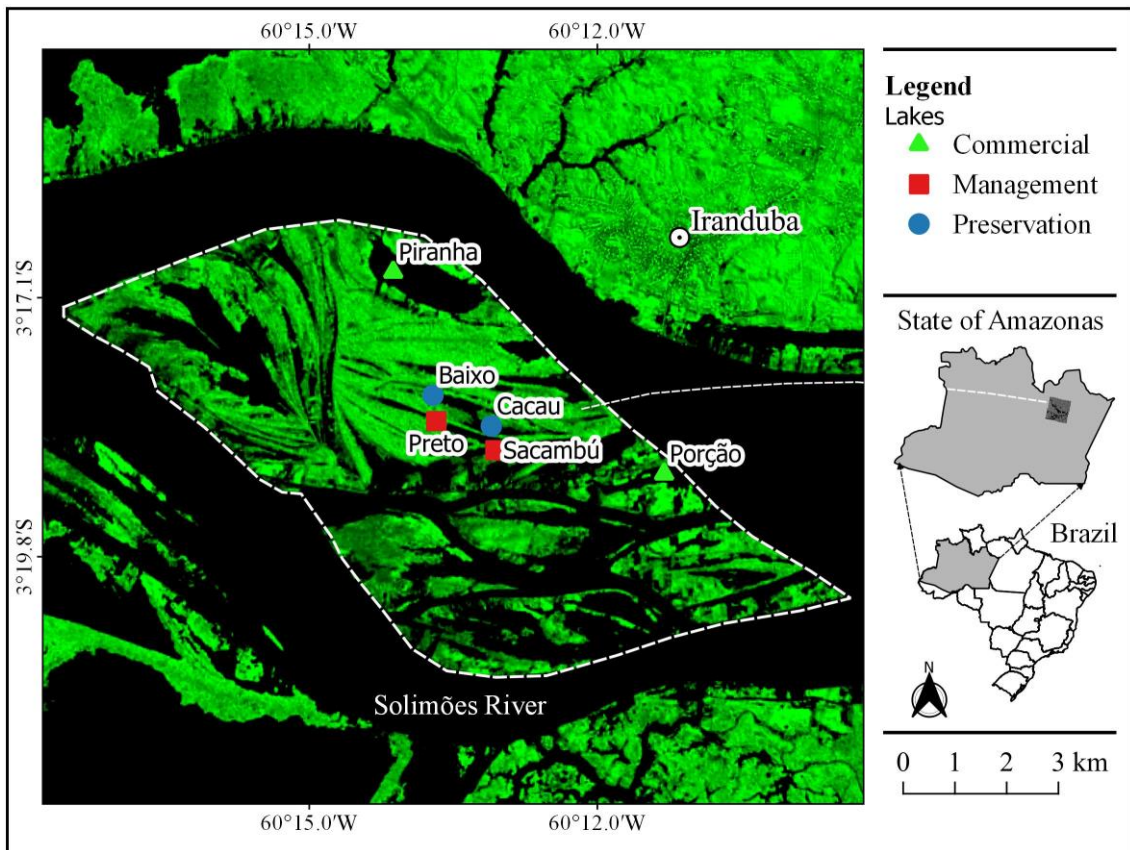


Figura 1. Lagos e várzea amostrados em área manejada na região do baixo rio Solimões – município de Iranduba – Amazonas. (P1) lago Piranha; (P2) lago Poção; (P3); lago Baixo; (P4) lago Cacau; (P5) lago Preto e (P6) lago Sacambú.

2.2. Amostragem

As amostragens dos peixes foram realizadas nos anos de 2017, 2018 e 2019, duas vezes ao ano, durante os períodos hidrológicos de cheia (cota do rio > 26m) e seca (cota do rio < 20m) (Bittencourt e Amadio, 2007). Em cada lago, as amostragens foram efetuadas nas áreas abertas e próximo a bancos mistos de herbáceas aquáticas, composto principalmente por *Pistia stratiotes*, *Eichhornia crassipes*, *Paspalum repens*, *Paspalum fasciculatum* e *Salvinia*, que são habitats comuns aos peixes em áreas de várzea amazônica.

Os exemplares foram capturados com uso de dez redes de emalhar com diferentes tamanhos de malha (de 30 a 120 mm entre nós opostos) e dimensões padronizadas em 15 m de comprimentos x 2 m de altura. As redes foram dispostas em cada lago em dois momentos, no início da manhã (05:00 às 09:00 horas) e no fim da tarde (17:00 às 21:00 hora), em um intervalo diário de oito horas de coleta. O esforço amostral foi de 4800 horas*m² (8 horas*60 m²) por amostragem.

Os peixes capturados foram identificados em campo, com auxílio de chaves dicotômicas. Posteriormente, foi realizada a biometria das espécies para obtenção dos dados de peso total (Pt), em gramas, com auxílio de uma balança digital, e o comprimento padrão (Cp), em centímetros, utilizando ictiômetro. Os espécimes que não foram possíveis de serem identificados em campo, foram conservados em caixa isotérmica contendo gelo seco, para posterior análise no Laboratório de Ecologia da Pesca da Universidade Federal do Amazonas com auxílio de especialista da UFAM e do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA.

2.3. Abundância dos pirarucus

As abundâncias dos pirarucus nos lagos foram obtidas através das contagens do pirarucu realizadas pelos manejadores nos anos de 2017, 2018 e 2019, durante o período da seca dos rios. A metodologia de contagem foi descrita e validada por Castello (2004) e é amplamente reconhecida na região, discriminando os pirarucus em indivíduos jovens, até 1.5m e adultos maior que 1,5m.

2.4. Estimativas de diversidade funcional das assembleias de peixes

Para estimar a diversidade funcional das assembleias de peixes foram utilizadas 12 medidas morfométricas e seis (06) medidas de área corporal em cada exemplar capturado. A partir do conjunto das medidas morfométricas e das áreas foram estimados 18 índices representativos dos atributos funcionais, que refletem a ecologia das espécies de peixes como por exemplo ecologia trófica, comportamento, tamanho de presa, posição ocupada na coluna d'água (Anexo I; para maiores detalhes ver Capítulo 1 da Tese).

As espécies foram classificadas em grupos funcionais de acordo com suas estratégias de história de vida (Anexo II), considerando aspectos do tamanho máximo do corpo, tamanho da maturação, fecundidade e cuidado parental, conforme descrição abaixo, segundo Röpke et al. (2017).

1. Estrategistas de equilíbrio com maturação em tamanho pequeno (<120 mm de comprimento padrão, CP), com baixa fecundidade (<3.000), ovócitos grandes, com diâmetro 1,5-12 mm, cuidados parentais bem desenvolvidos e tamanho máximo entre 97-269 mm CP.
2. Estrategistas de equilíbrio com maturação em tamanho grande (>170 mm CP), com baixa fecundidade (<3.000), ovócitos grandes (diâmetro 1,5-12 mm), cuidados parentais bem desenvolvidos e tamanho máximo >400 mm.

3. Estrategistas periódicos com maturação em tamanho pequeno (entre 63-148 mm CP), com fecundidade entre 6.762 e 74.227 ovócitos pequenos (diâmetro de 0,5-1,3 mm), tamanho máximo entre 137-410 mm.
4. Estrategistas periódicos com maturação de tamanho grande (>164 mm CP), com fecundidade entre 1.000 e 202.960 ovócitos pequenos (diâmetro 0,7-1,6 mm), nenhum cuidado parental e tamanho máximo >253 mm.
5. Estrategistas intermediários com fecundidade entre 1.000 e 9.000 ovócitos relativamente grandes (diâmetro 1,4-2 mm) e desenvolvimento intermediário de cuidado parental.

Desta forma, foi empregada uma matriz de traços composta pelos atributos morfofuncionais e história de vida. A matriz de traços foi convertida em uma matriz de distâncias, usando a distância de Gower, que possibilita a combinação de características cujos dados são de natureza estatística diferentes (Cianciaruso et al., 2009). Posteriormente, os dados foram ordenados em um espaço funcional multidimensional a partir de uma Análise de Componentes Principais (PCA). Os eixos da PCA utilizados para interpretação dos resultados foram aqueles cujos autovalores obtidos foram superiores aos autovalores de broken-stick (McCune e Mefford, 1997).

Para representar a estrutura funcional das assembleias de peixes, foi empregada a abordagem proposta por Villéger et al. (2008), que propôs três índices complementares gerados para avaliar as facetas primárias da diversidade funcional:

1) Riqueza Funcional (FRic) – representa a quantidade de espaço funcional preenchida pela assembleia. Sua estimativa foi realizada conforme Cornwell et al. (2006), através da quantificação da área do espaço funcional da assembleia;

2) Equitabilidade Funcional (REve) – definida como a regularidade da distribuição de abundância no espaço funcional multidimensional. Essa medida inclui tanto a regularidade da distribuição das espécies quanto a regularidade de suas abundâncias do volume funcional ocupado no espaço euclidiano. Este índice é representado por valores de 0 a 1, no qual assume o valor 1 quando as distâncias entre todos os pares de espécies vizinhas mais próximas são idênticas e quando todas as espécies têm a mesma abundância. Por outro lado, se aproximará de 0 quando algumas espécies são distribuídas ao longo do eixo funcional, com uma alta proporção de abundância concentrada dentro de uma parte estreita do gradiente de característica funcional.

3) Divergência Funcional (FDiv) – divergência na distribuição da abundância do espaço multifuncional. Representa como a abundância é distribuída ao longo de um eixo de traço funcional, dentro da faixa ocupada pela assembleia (Mason et al. 2005). A divergência funcional é baixa quando as espécies mais abundantes têm características funcionais próximas ao centro do espaço euclidiano de características funcionais. Por outro lado, quando as espécies mais abundantes têm valores de características funcionais extremos, a divergência é alta. Neste caso, infere-se que assembleias com altos valores de FDiv apresentam maior diferenciação na utilização dos recursos, uma vez que as características mensuradas são relacionadas à utilização do ambiente. Em um contexto multivariado, a divergência funcional está relacionada em como a abundância é distribuída dentro do volume do espaço de característica funcional ocupado pelas espécies.

2.5. Análise de dados

Para testar as hipóteses nulas de que a intensidade de pesca não influencia a diversidade funcional das assembleias de peixes de lagos de várzea da Amazônia; e, que a diversidade funcional das assembleias de peixes não apresenta flutuação sazonal, foram usados três modelos mistos com três fatores (Zuur et al., 2009), sendo: fator 1 = categorias de lagos; fator 2 = período hidrológico; fator 3 = anos de coletas. As variáveis resposta foram as medidas de diversidade funcional, uma para cada modelo e a variável aleatória foram os lagos. Os pressupostos de normalidade dos resíduos foram avaliados e atendidos para todos os modelos. Posteriormente o teste de Tukey foi aplicado nos casos em que a hipótese nula foi rejeitada.

Três Análises de Covariância (ANCOVAs) (Goteli e Ellison 2004) foram empregadas para testar a terceira hipótese nula, de que o aumento na abundância de um predador de topo, o pirarucu *Arapaima gigas*, em decorrência de um manejo direcionado para a espécie, não afeta a diversidade funcional das assembleias de peixes de lagos de várzea da Amazônia. Nas análises, as variáveis respostas foram as medidas de diversidade funcional (riqueza funcional, equitabilidade funcional e divergência funcional), sendo uma para cada ANCOVA. O fator considerado foi a categoria de lagos (lagos de uso comercial, de preservação e de manejo) e a co-variável foi a abundância dos pirarucus.

Essas análises foram realizadas somente para o período hidrológico da seca, pois é o período em que ocorrem as contagens dos pirarucus em áreas manejadas. Os

pressupostos de normalidade e homogeneidade dos resíduos foram avaliados e atendidos para todos os modelos. Todas as análises foram desenvolvidas no software R (R Development Core Team 2021).

3. RESULTADOS

Foram coletadas 102 espécies de peixes nas três categorias de lagos, sendo 73 em lagos de preservação, 90 em lagos de manejo de pirarucu e 71 em lagos de uso comercial (Anexo 2). Na cheia os menores valores de FRic e FEve foram encontrados no ano de 2018 nos lagos de uso comercial e Fdiv em 2019 no lago de uso comercial. Na seca os menores valores de FRic e FEve ocorreram em 2018 no lago de uso comercial e FDiv no ano de 2017 no lago de manejo (Tabela 1).

Tabela 1. Valores da estrutura funcional das assembleias de peixe, discriminados por período hidrológico, ano e categorias de lagos no manejo.

Período	Ano	Categorias de Lagos	Riqueza Funcional	Equitabilidade Funcional	Divergência Funcional
Seca	2017	Manejo	0,002417	0,621	0,732
Seca	2017	Manejo	0,002030	0,625	0,838
Seca	2017	Preservação	0,001484	0,65	0,78
Seca	2017	Preservação	0,001403	0,681	0,827
Seca	2017	Uso Comercial	0,000685	0,713	0,895
Seca	2017	Uso Comercial	0,000837	0,651	0,948
Seca	2018	Manejo	0,001095	0,566	0,754
Seca	2018	Manejo	0,001924	0,688	0,799
Seca	2018	Preservação	0,001301	0,605	0,818
Seca	2018	Preservação	0,002151	0,568	0,787
Seca	2018	Uso Comercial	0,000992	0,666	0,816
Seca	2018	Uso Comercial	0,000017	0,522	0,831
Seca	2019	Manejo	0,002134	0,674	0,788
Seca	2019	Manejo	0,001076	0,654	0,863
Seca	2019	Preservação	0,002318	0,683	0,791
Seca	2019	Preservação	0,001904	0,631	0,793
Seca	2019	Uso Comercial	0,000686	0,713	0,895
Seca	2019	Uso Comercial	0,000838	0,651	0,948
Cheia	2017	Manejo	0,002410	0,752	0,823
Cheia	2017	Manejo	0,000543	0,808	0,849
Cheia	2017	Preservação	0,000418	0,734	0,824
Cheia	2017	Preservação	0,000221	0,687	0,954
Cheia	2017	Uso Comercial	0,000481	0,786	0,931

Cheia	2017	Uso Comercial	0,001360	0,704	0,895
Cheia	2018	Manejo	0,001684	0,744	0,846
Cheia	2018	Manejo	0,001741	0,783	0,867
Cheia	2018	Preservação	0,000315	0,75	0,774
Cheia	2018	Preservação	0,000403	0,781	0,817
Cheia	2018	Uso Comercial	0,001381	0,668	0,897
Cheia	2018	Uso Comercial	0,000005	0,864	0,821
Cheia	2019	Manejo	0,001597	0,829	0,849
Cheia	2019	Manejo	0,001277	0,793	0,888
Cheia	2019	Preservação	0,002170	0,778	0,859
Cheia	2019	Preservação	0,001347	0,79	0,888
Cheia	2019	Uso Comercial	0,001228	0,715	0,875
Cheia	2019	Uso Comercial	0,000475	0,786	0,68

Considerando o total de espécies amostradas em todos os lagos, as espécies encontradas nos lagos de manejo de pirarucu ocuparam 98,28% da área do espaço funcional total, as espécies dos lagos de preservação ocuparam 87,38% da área do espaço funcional total e as espécies dos lagos de uso comercial ocuparam 67,44% da área do espaço funcional total (Figura 2).

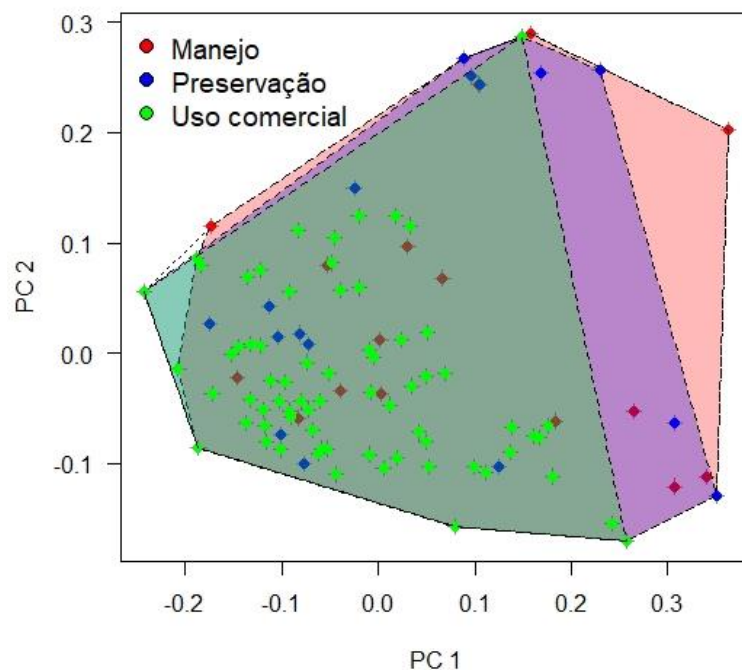


Figura 2. Área ocupada pelas espécies das três categorias de lagos manejados no espaço multidimensional. Polígono branco: área ocupada pelo total de espécies amostradas; polígono vermelho: área ocupada por espécies dos lagos de manejo; polígono azul: área ocupada por espécies dos lagos de preservação; e polígono verde: área ocupada por espécies dos lagos de uso comercial.

Os resultados do modelo misto, usando a riqueza funcional como variável resposta, indicaram diferença significativa entre as categorias de lagos ($p=0,0033$), com lagos de manejo diferindo dos lagos de uso comercial (Figura 3A). Porém não apresentou diferenças para o período hidrológico e o fator tempo (Figura 3; Tabela 2).

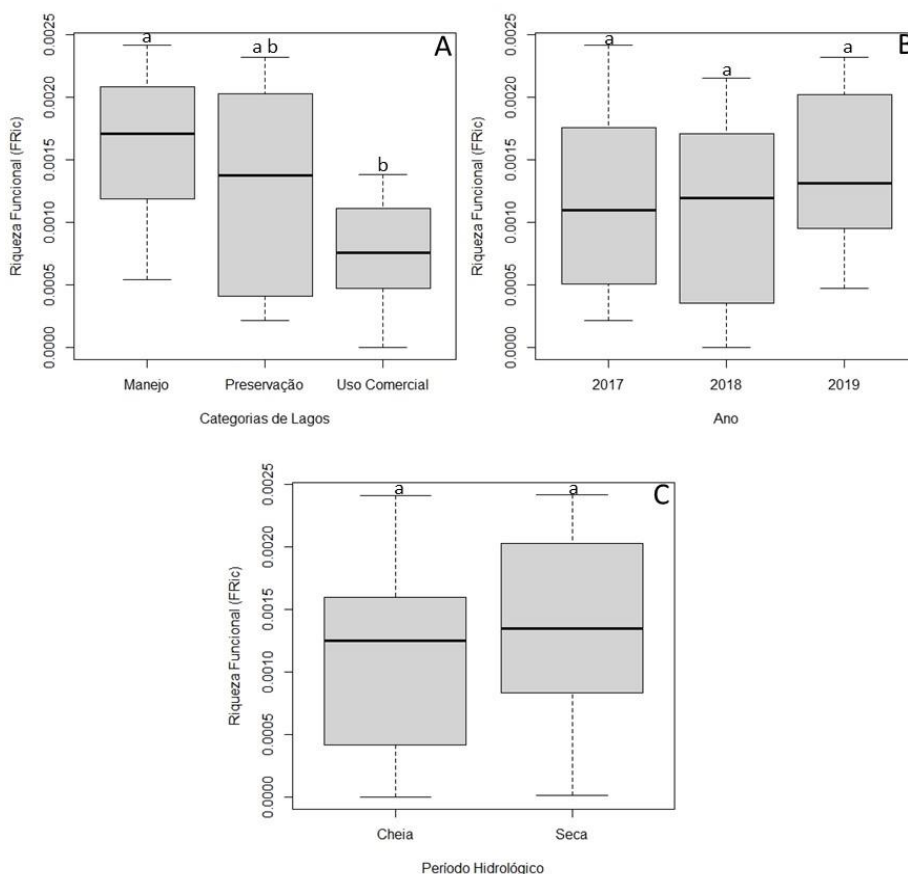


Figura 3. Boxplot do modelo misto para riqueza funcional, sendo: A) Em função das categorias de uso dos lagos, B) em função do ano de amostragem e C) em função do período hidrológico amostrado.

Tabela 2. Resultado da análise do modelo misto, realizado com a riqueza funcional como variável resposta. Valor de referência ($p<0,05$).

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)
Período	1	1.080e ⁻⁰⁶	1.080e ⁻⁰⁶	3.410	0.0813
Categorias de lagos	2	5.043e ⁻⁰⁶	2.521e ⁻⁰⁶	7.962	0.0033
Ano	2	7.100e ⁻⁰⁷	3.552e ⁻⁰⁷	1.122	0.3474
Período x ano	2	2.750e ⁻⁰⁷	1.377e ⁻⁰⁷	0.435	0.6540
Período x categorias de lagos	2	1.848e ⁻⁰⁶	9.238e ⁻⁰⁷	2.917	0.0799
Categorias de lagos x ano	4	2.233e ⁻⁰⁶	5.582e ⁻⁰⁷	1.763	0.1804
Período x categorias de lagos x ano	4	7.490e ⁻⁰⁷	1.873e ⁻⁰⁷	0.591	0.6732
Residuals	18	5.701e ⁻⁰⁶	3.167e ⁻⁰⁷		

Tendo a equitabilidade funcional como variável resposta, foram observadas diferenças apenas entre os períodos hidrológicos ($p = 3,02e^{-06}$) (Figura 4; Tabela 3).

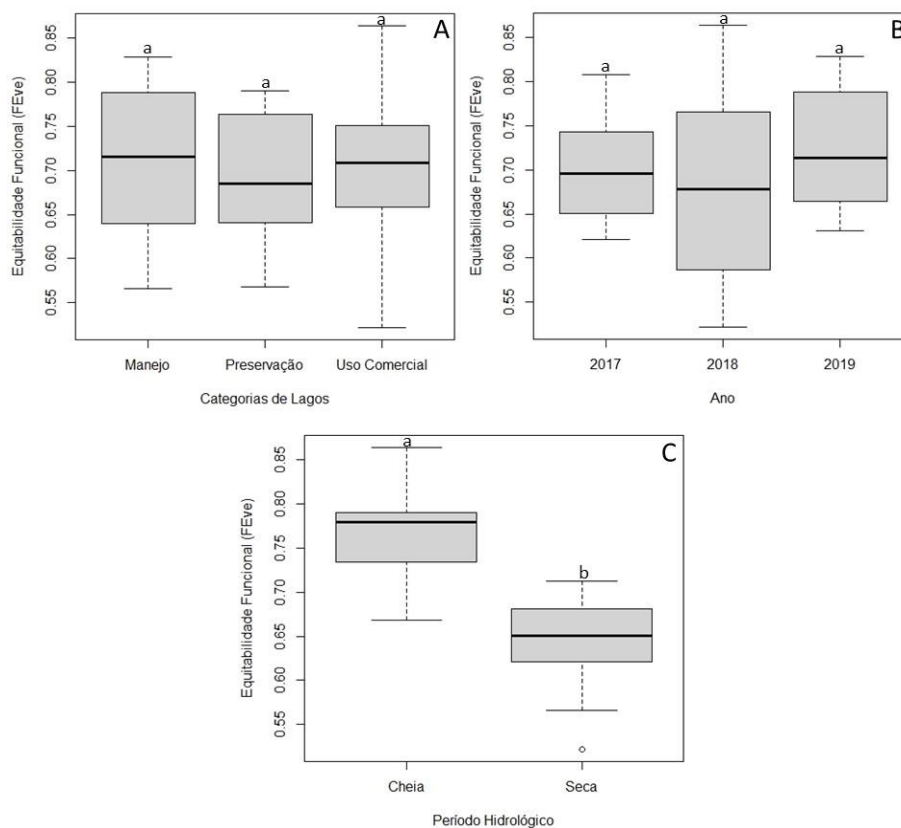


Figura 4. Boxplot do modelo misto para equitabilidade funcional, sendo: A) em função das categorias de uso dos lagos, B) em função do ano de amostragem e C) em função do período hidrológico amostrado.

Tabela 3. Resultado da análise do modelo misto realizado com a equitabilidade funcional como variável resposta. Valor de referência ($p < 0,05$).

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)
Período	1	0.1332	0.1332	44.324	$3.02e^{-06}$
Categorias de lagos	2	0.0016	0.0008	0.275	0.763
Ano	2	0.0101	0.0050	1.692	0.212
Período x ano	2	0.0085	0.0042	1.415	0.269
Período x categorias de lagos	2	0.0032	0.0016	0.537	0.594
Categorias de lagos x ano	4	0.0014	0.0003	0.124	0.972
Período x categorias de lagos x ano	4	0.0083	0.0020	0.697	0.604
Residuals	18	0.0514	0.0030		

Os resultados do modelo misto, tendo a divergência funcional como variável resposta, não indicaram diferença significativa entre o período hidrológico, categorias de lagos e tempo. Porém, a interação período hidrológico x categorias de lagos, apresentou um valor de $p=0,056$, próximo ao valor de 0,05 que se encontra no limiar da significância (Figura 5; Tabela 4).

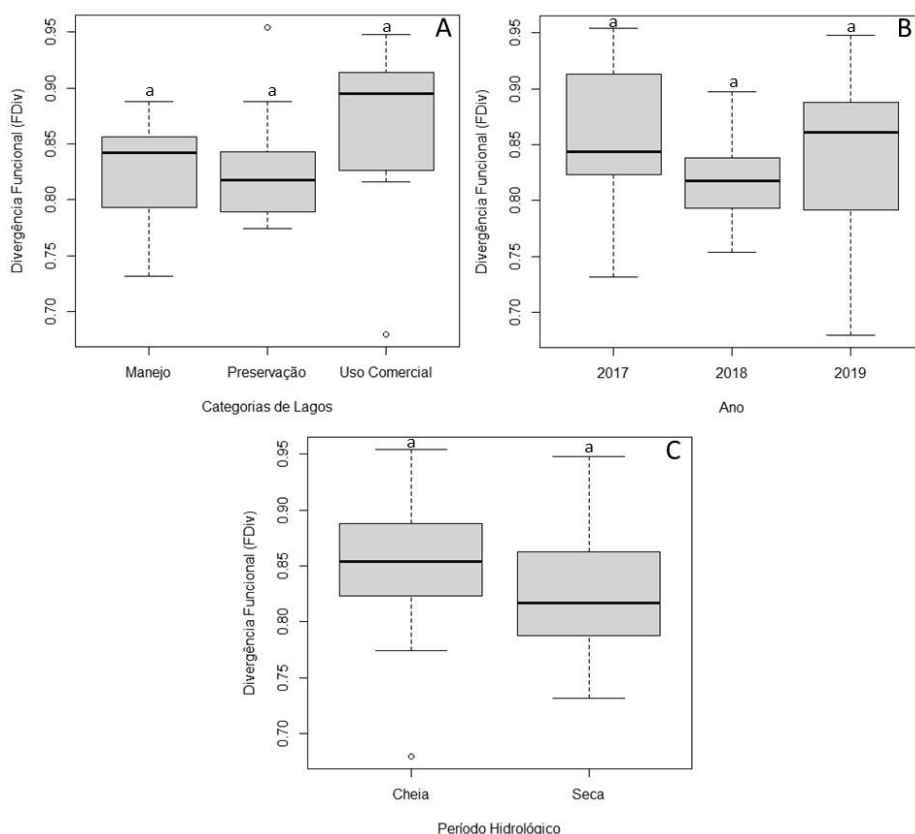


Figura 5. Boxplot do modelo misto para divergência funcional, sendo: A) em função das categorias de uso dos lagos, B) em função do ano de amostragem e C) em função do período hidrológico amostrado.

Tabela 4. Resultado da análise do modelo misto, realizado com a divergência funcional como variável resposta. Valor de referência ($p<0,05$).

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)
Período	1	0.005	0.005	1.978	0.176
Categorias de lagos	2	0.015	0.007	2.930	0.079
Ano	2	0.009	0.004	1.765	0.199
Período: ano	2	0.004	0.002	0.809	0.460
Período x categorias de lagos	2	0.017	0.008	3.394	0.056
Categorias de lagos x ano	4	0.012	0.003	1.170	0.357
Período x categorias de lagos x ano	4	0.019	0.004	1.838	0.165
Residuals	18	0.047	0.002		

Os resultados da ANCOVA, não apresentou efeito significativo das abundâncias de pirarucus sobre a riqueza funcional, $p=0.821$ (Tabela 5), equitabilidade funcional, $p=0.548$ (Tabela 6) e divergência funcional, $p=0.541$ (Tabela 7).

Tabela 5. Resultados da ANCOVA para o índice de riqueza funcional. Valor de referência ($p<0,05$).

	Estimate	Std. Error	t value	Pr (> t)
Intercept	1.809e ⁻⁰³	3.765e ⁻⁰⁴	4.805	0.00135
Abundância pirarucus	1.270e ⁻⁰⁶	3.644e ⁻⁰⁶	0.348	0.73646
Manejo	1.678e ⁻⁰⁴	2.961e ⁻⁰⁴	-0.567	0.58644
Residual standard error	0.0004858 (gl=8)		Adjusted R-squared: -0.1901	
F Estatístico	0.2014 (gl=2; 8)		p-value: 0.8216	

Tabela 6. Resultados da ANCOVA para o índice de equitabilidade funcional ($p<0,05$).

	Estimate	Std. Error	t value	Pr (> t)
Intercept	0.6750	0.0303	22.272	1.75e ⁻⁰⁸
Abundância pirarucus	0.0002	0.0002	-0.915	0.387
Manejo	0.0135	0.0238	-0.570	0.584
Residual standard error: 0.0391 (gl=8)			Adjusted R-squared: -0.075	
F Estatístico: 0.6486 (gl=2; 8)			p-value: 0.548	

Tabela 7. Resultados da ANCOVA para o índice de divergência funcional ($p<0,05$).

	Estimate	Std. Error	t value	Pr (> t)
Intercept	0.7783	0.0276	28.103	2.78e ⁻⁰⁹
Abundância pirarucus	0.0003	0.0002	1.132	0.291
Manejo	-0.0074	0.0217	-0.343	0.740
Residual standard error	0.03573 (gl=8)		Adjusted R-squared: -0.1901	
F Estatístico	0.6636 (gl=2; 8)		p-value: 0.5412	

4. DISCUSSÃO

Os resultados do estudo apontam para três conclusões principais: (i) a influência da intensidade de pesca, refletida pelas categorias de lago, sobre a riqueza funcional das assembleias de peixes; (ii) a influência do pulso de inundação sobre a equitabilidade funcional; e (iii) ausência de influência do predador de topo de cadeia sobre a estrutura funcional.

Apesar da pesca na Amazonia ser caracterizada como multiespecífica (Freitas e Rivas, 2006), apenas uma parcela reduzida das espécies são exploradas comercialmente

(Hallwass e Silvano 2016), o que pode ser uma explicação da redução na riqueza funcional em lagos de uso comercial, uma vez que estes são acessados sem restrições específicas por pescadores comerciais (Martins et al., 2012). Além disso, a virtual ausência de fiscalização torna a pesca na Amazônia uma atividade quase sem manejo. A ausência de espécies como *Cichla monoculus*, *Osteoglossum bicirrhosum*, *Metynnis argenteus*, *Piaractus brachypomus* e *Pseudoplatystoma punctifer*, nos lagos de uso comercial amostrados é um sinal de que o esforço pesqueiro nessas categorias de lagos pode acarretar reduções significativas na população das espécies exploradas, alterando o funcionamento ecológico do ambiente (Lokrantz et al., 2008).

Em contrapartida, estudos conduzidos em áreas com algum tipo de manejo têm revelado valores elevados de riqueza (Lubchenco et al., 2003; Sweke et al., 2013; Leal et al., 2021). Medeiros-Leal et al. (2021) avaliaram estimativas ecológicas de peixes antes e pós implementação de manejo pesqueiro e perceberam um incremento na abundância, biomassa e diversidade de peixes em lagos de várzea manejados. Estes resultados reforçam a importância do manejo quanto a manutenção e restabelecimento das populações de peixes, uma vez que eles atuam como áreas de “conservação” dos estoques pesqueiros.

Ainda que não se conheça o efeito da pesca sobre a estrutura funcional de peixes em áreas de várzea, algumas populações de peixes encontram-se em estado de sobre-pesca ou já dão indicio de estarem iniciando este estado (Campos et al., 2015; Catarino et al., 2019), diminuindo a densidade das espécies comercialmente visadas (Silvano et al. 2017) e colocando em risco o funcionamento do ecossistema (Castello et al., 2013).

A equitabilidade funcional, que mede a regularidade das abundâncias das espécies no espaço multidimensional definida pela riqueza funcional, evidenciou diferenças entre os períodos hidrológicos estudados (cheia e seca). Segundo Freitas et al. (2010), no período de águas altas, há homogeneização das áreas de várzea, sem diferença entre os períodos de cheia e seca em relação a abundância das assembleias de peixes, porém a abundância de peixes durante a seca é maior do que nas cheias. Aparentemente, o curto período de plena conexão entre os lagos é suficiente para permitir a colonização de todas as espécies de peixes, mas não para causar abundâncias semelhantes. Indicando que a persistência da composição de espécies de lagos de várzea de ilhas é principalmente devido ao reabastecimento anual de peixes nos lagos durante a estação das cheias. Outro fator na estruturação da comunidade de peixes de lagos de várzea, são os padrões de

conectividade do sistema e a reorganização anual destes padrões através do pulso de inundação (Hurd et al., 2016).

Estudos envolvendo o fator sazonal em áreas de várzea, indicam a influência do pulso de inundação na estrutura de comunidades de peixes (Tejerina-Garro et al., 1998; Freitas e Garcez, 2004), pois o pulso de inundação é considerado a principal força estruturadora para espécies de peixes em termos de distribuição e densidade populacional nas áreas de várzea (Winemiller e Jepsen, 1998; Garcez e Freitas, 2008).

Muitas espécies de peixes exploram uma variedade de habitats durante o período de águas altas, em especial as florestas alagadas (Petry et al., 2003). Neste período, há maior dispersão das espécies, em busca de áreas de alimentação, refúgio, crescimento e desova (Cox-Fernandes, 1997; Saint-Paul et al., 2000), como resultado um menor número de indivíduos é obtido para cada espécie captura. Desta forma, os valores de FEve se tornam maiores a equitabilidade da assembleia de peixes parece maior. No período de águas baixas, os corpos d'água ficam reduzidos, aprisionando os peixes, diminuindo a disponibilidade de itens alimentares, aumentando os níveis de predação, como consequência espécies superabundantes se sobressaem nas capturas comparado com espécies de menor abundância (Mérona e Ranking-de-Mérona, 2004). Como consequência os valores de FEve são menores.

Estudos anteriores mostraram que ocorre a predominância de captura e abundância das espécies *Serrasalmus maculatus*, *Pygocentrus nattereri*, *Osteoglossum bicirrhosum*, *Acestrorhynchus falcistrostris*, *Semaprochilodus insignis*, *P. nigricans*, *Potamorhina altamazonica*, *Potamorhina latior*, *Mylossoma albiscopum* em lagos de várzea (Queiroz e Crampton, 1999; Saint Paul et al., 2000; Siqueira-Souza e Freitas, 2004; Bevilaqua e Soares, 2015; Röpke et al., 2016; Medeiros-Leal et al., 2021). Esses estudos corroboram com o resultado apresentado, pois na seca foi obtido menores valores de equitabilidade funcional e na cheia valores mais elevados.

A ausência de efeito do predador de topo de cadeia sobre a diversidade funcional das assembleias de peixes, considerando lagos com diferentes níveis de restrição à pesca, deve ser analisada considerando, inclusive o efeito homogeneizador da ampla conexão entre os lagos durante o período de cheia. Peixes predadores, considerados como topo de cadeia (Popova, 1978), podem ser vistos como melhoradores biológicos, pois atuam regulando o tamanho dos níveis tróficos abaixo, no efeito conhecido como top-down (Carpenter e Kitchell, 1996). Em lagos de várzea, esse grupo de peixes pode representar até 50% da captura nesses ambientes (Freitas et al., 2010), o que pode refletir a

importância do grupo para a estrutura organizacional das assembleias de peixes em áreas alagadas.

Em um estudo realizado por Medeiros-Leal et al. (2021) em sistema de lagos manejados na Amazônia, foi observado que o manejo do pirarucu (*A. gigas*), além de ter incrementado na abundância nos lagos manejados, também conduziu a melhora da estrutura e composição das assembleias de peixes, apresentando aumento nos índices de abundância, biomassa e riqueza de espécies.

Em lagos manejados, a captura anual do pirarucu por uma cota pré-estabelecida, pode estar atuando no equilíbrio da estruturação funcional das assembleias de peixes (Borer et al., 2005), pois não foi encontrado no presente estudo efeito do aumento da abundância do pirarucu sobre a estrutura funcional, ainda que o manejo do pirarucu demonstre resultados favoráveis sobre aumento na abundância e riqueza de espécies (Medeiros-Leal et al., 2021), não foram encontrados evidências (ANCOVA) diretas do aumento da abundância do pirarucu sobre a diversidade funcional das assembleias de peixes de lagos de várzea manejados. Porém, tanto a pesca como o aumento da abundância de um predador de topo de cadeia, devem ser continuamente monitorados em relação a estrutura funcional, pois o acordo de pesca na ilha da paciência é recente, com início em 2011.

5. CONCLUSÃO GERAL DO ESTUDO

Os resultados apresentados evidenciam a eficiência do acordo de pesca implantado na ilha da Paciência, com benefícios que vão além da proposta inicial de proteger os estoques do pirarucu, contribuindo para a manutenção da biodiversidade nas áreas de várzea, com lagos de categorias de manejo diferindo dos de uso comercial, demonstrando que a pesca exerce influência sobre a estrutura funcional (riqueza funcional) e que o pulso de inundação modifica a equitabilidade funcional.

Todavia, o aumento na abundância de um predador de topo de cadeia através de um manejo direcionado para uma espécie (pirarucu) não ocasiona influência sobre a estrutura funcional.

6. AGRADECIMENTOS

Aos pescadores do acordo de pesca da Ilha da Paciência, Iranduba, Estado do Amazonas, Brasil por permitirem a realização deste estudo. A CAPES pela bolsa

concedida. Ao CNPq pelo apoio obtido pelo Projeto INCTADAPTA - INPA; e a FAPEAM pelo suporte no projeto PPP/FAPEAM.

7. REFERENCIAS

AMARAL, E., DE SOUSA, I. S., GONÇALVES, A. C. T., BRAGA, R., FERRAZ, P. E CARVALHO, G. 2011. Manejo de Pirarucus (*Arapaima gigas*) em Lagos de Várzea de Uso Exclusivo de Pescadores Urbanos. Série Protocolos de Manejo de Recursos Naturais, 1.

ARANTES, C. C. 2009. Ecologia do pirarucu *Arapaima gigas* (Schinz, 1822) na várzea da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, Amazonas, Brasil. 72 f. II. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós Graduação em Zoologia, Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus.

ARANTES, C. C. WINEMILLER, K. O. PETRERE, M. CASTELLO, L. HESS, L. FREITAS, C. S. C. 2017. Relationships between forest cover and fish diversity in the Amazon River floodplain. *Journal of Applied Ecology*, 1-10.

ARANTES, C., WINEMILLER, K. O., PETRERE JR, M. AND CARLOS E. C. F. 2019. Spatial variation in aquatic food webs in the Amazon River floodplain. *Freshwater Science*.

ARRINGTON, D. A. AND WINEMILLER, K. O. 2004. Organization and maintenance of fish diversity in shallow waters of tropical floodplain rivers. In *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries* (Vol. 2, pp. 25-36). FAO Regional Office for Asia and the Pacific Bangkok, Thailand.

AZEVEDO, C. R. AND APEL, M. 2004. Co-gestão: Um processo em construção na várzea amazônia. Manaus: ProVárzea/IBAMA.

BARTHEM, R. B. E GOULDING, M. 2007. Um ecossistema inesperado: A Amazônia revelada pela pesca. Belém: Amazon Conservation Association (ACA) and Sociedade Civil Mamirauá. 241 p.

BAYLEY, P. B. AND 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 Science, 106: 385-398p.

BELLWOOD, D. R., HOEY, A. S., AND CHOAT, J. H. 2003. Limited functional redundancy in high diversity systems: resilience and ecosystem function on coral reefs. *Ecol. Lett.* 6, 281–285. doi: 10.1046/j.1461-0248.2003.00432.x.

BEVILAQUA, D. R., AND SOARES, M. G. M. 2015. Variação Temporal Da Composição Íctica Em Lagos De Várzea, Ilha Do Risco, Itacoatiara, Amazonas, Brasil. *Acta Of Fisheries And Aquatic Resources*, 2(2), 17-27.

BITTENCOURT, M. M. E 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.

BORER, E. T., SEABLOOM, E. W., SHURIN, J. B., ANDERSON, K. E., BLANCHETTE, C. A., AND BROITMAN, B. 2005. What determines the strength of a trophic cascade? *Ecology* 86, 528–537. doi: 10.1890/03-0816

BRAOUDAKIS, G. V.; JACKSON, D. A. 2016. Effect Of Lake Size, Isolation And Top Predator Presence On Nested Fish Community Structure. *Journal Of Biogeography*.

BREDA, L., OLIVEIRA, E. F. E GOULART, E. 2005. Ecomorfologia de locomoção de peixes com enfoque para espécies neotropicais. *Acta Scientiarum: Biological Sciences*. 27. 4. 371-381.

CADOTTE, M. W., CARSCADDEN, K. AND MIROTCHEV, N. 2011. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *J. Appl. Ecol.* 48, 1079–1087.

CAMPOS, C. P. AND FREITAS, C. E. C. 2014. Yield per recruit of the peacock bass *Cichla monoculus* (Spix and Agassiz, 1831) caught in Lago Grande at Manacapuru (Amazonas–Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 74(1), 226-230.

CAMPOS, C. P., COSTA SOUSA, R. G., CATARINO, M. F., ALBUQUERQUE COSTA, G., AND FREITAS, C. E. C. 2015. Population dynamics and stock assessment

of *Colossoma macropomum* caught in the Manacapuru Lake system (Amazon Basin, Brazil). *Fisheries Management and Ecology*, 22(5), 400-406.

CARDINALE, B. J. ET AL. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486, 59–67.

CARDOSO, D. C., DEHART, P., FREITAS, C. E. C. AND SIQUEIRA-SOUZA, F. K. 2019. Diet and ecomorphology of predator fish species of the Amazonian floodplain lakes. *Biota Neotropica* (Online. Edição em inglês), v. 19, p. e20180678.

CARDOSO, D. C., FREITAS, C. E. C., AND SIQUEIRASOUZA, F. K. 2020. The functional structure of fish assemblages in Amazonian floodplain lakes shows seasonal patterns. *Short Notes ADAPTA*, v. 2, p. 72-78.

CARPENTER, S. R. AND KITCHELL, J. F. 1996. *The trophic cascade in lakes*. Cambridge University Press, 1996. v. p.

CASATTI, L. AND CASTRO, R. M. C. 1998 Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the river São Francisco, southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, v. 4, n. 2, p. 203-214.

CASTELLO, L. 2004. A method to count pirarucu *Arapaima gigas*: fishers, assessment, and management. *North American Journal of Fisheries Management*, 24(2), 379-389.

CASTELLO, L., VIANA, J. P., AND PINEDO-VASQUEZ, M. 2011. Participatory Conservation And Local Knowledge In The Amazon Várzea: The Pirarucu Management Scheme In Mamirauá. In: (Eds.). *The Amazon Várzea*: Springer, P. 259-273.

CASTELLO, L.; ARANTES, C. C.; MCGRATH, D. G.; STEWART, D. J.; SOUSA, F. S. D. 2013. Understanding Fishing-Induced Extinctions In The Amazon. *Aquatic Conservation: Marine And Freshwater Ecosystems*, V. 25, N. 5, P. 587-598.

CASTRO, F. E MCGRATH, D. 2001. O Manejo Comunitário De Lagos Na Amazônia. *Parcerias Estratégicas*, V. 6, N. 12, P. 112-126.

CATARINO, M. F., CAMPOS, C. P., GARCEZ, R., AND FREITAS, C. E. C. 2014. Population dynamics of *Prochilodus nigricans* caught in Manacapuru Lake (Amazon Basin, Brazil). *Boletim do Instituto de Pesca*, 40(4), 589-595.

CATARINO, M., KAHN, J. R. AND FREITAS C. E. C. 2019. Stock assessment of *Prochilodus nigricans* (Actinopterygii: Characiformes: Prochilodontidae) using two distinct algorithms, in the context of a small-scale Amazonian fishery. *ACTA Ichthyologica et Piscatoria*, v. 49, p. 373-380.

CHAPIN III, F. S., ZAVALETA, E. S., EVINER, V. T., NAYLOR, R. L., VITOUSEK, P. M., REYNOLDS, H. L. AND MACK, M. C. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405(6783), 234-242.

CIANCIARUSO, M. V., I. A. SILVA, AND M. A. BATALHA. 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica* 9(3): 093-103.bn01309032009.

COX-FERNANDES, C. 1997. Lateral migrations of fishes in Amazon floodplains. *EcologyFreshwater Fish*, 6:36-44.

CORNWELL, W. K., SCHWILK, D. W. AND ACKERLY, D. D. 2006. A trait-based test for habitat filtering: convex hull volume. *Ecology*, 87(6), 1465-1471.

DIAZ, S., AND M. CABIDO. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution* 16(11):646-655.

DUMAY, O., TARI, P. S., TOMASINI, J. A. AND MOUILLOT, D. 2004. Functional groups of lagoon fish species in Languedoc Roussillon, southern France. *Journal of Fish Biology*, 64(4), 970-983.

FREIRE, A. G., E AGOSTINHO, A. A. 2001. Ecomorfologia de oito espécies dominantes da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná/Brasil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 13(1): 1-9.

FREITAS, C. E. C. AND GARCEZ, R. C. S. 2004. Fish Communities Of Natural Channels Between Floodplain Lakes And Solimoes-Amazonas River (Amazon-Brazil). *Acta LimnologicaBrasiliensia*, 16(3), 273-280.

FREITAS, C. E. C. AND RIVAS, A. A. F. 2006. A pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia Ocidental. *Ciência e Cultura (SBPC)*, v. 58, n. 3, p. 30-32.

FREITAS, C. E. C., LAURENSEN, L., YAMAMOTO, K. C., FORSBERG, B. R., PETRERE, M. JR., AND ARANTES, C. 2018. Fish species richness is associated with the availability of landscape components across seasons in the Amazonian floodplain. *PeerJ* 6:e5080. doi: 10.7717/peerj.5080

FREITAS, C. E. C., SIQUEIRA-SOUZA, F. Q., GUIMARÃES, A. R., SANTOS F. A. AND SANTOS, I. L. A. 2010. Interconnectedness during high water maintains similarity in fish assemblages of island floodplain lakes in the Amazonian Basin. *Zoologia* 27: 931–938.

FURTADO, L. G. 2004. Dinâmicas sociais e conflitos da pesca na Amazônia. *Conflitos Ambientais no Brasil. Rio de Janeiro: Relume Dumará: Fundação Heinrich Böll.*

GARCEZ, R. C. S. AND FREITAS, C. E. D. C. 2008. The influence of flood pulse on fish communities of floodplain canals in the Middle Solimões River, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, v. 6, p. 249-255.

GATZ JR., A. J. 1979. Community organization in fishes as indicated by morphological features. *Ecology* 60(4):711-718.

GOTELLI, N. J. AND A. M. ELLISON. 2004. A primer of ecological statistics. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, USA.

HALLWASS, G., AND SILVANO, R. A. 2016. Patterns of selectiveness in the Amazonian freshwater fisheries: implications for management. *J. Environ. Manage.* 59, 1537–1559. doi: 10.1080/09640568.2015.1081587

HORA, S. L., 1930. Ecology, bionomics and evolution of the torrential fauna, with special reference to the organs of attachment. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Containing Papers of a Biological Character*, 218(450-461), 171-282.

HURD, L. E., SOUSA, R. G., SIQUEIRA-SOUZA, F. K., COOPER, G. J., KAHN, J. R., and FREITAS, C. E. 2016. Amazon floodplain fish communities: habitat

connectivity and conservation in a rapidly deteriorating environment. *Biol. Conserv.* 195, 118–127.

ISAAC, V. J. E RUFFINO, M. L. 2000. Biologia pesqueira do tambaqui, *Colossoma macropomum*, no Baixo Amazonas. 65-88p. *In: Recursos pesqueiros do Médio Amazonas: Biologia e estatística pesqueira. Coleção meio ambiente. Série Estudos Pesca.* 22. Brasília: Edições IBAMA. 350p.

ISAAC, V. J., RUFFINO, M. L. AND MCGRATH, D. 1998. In Search of a New Approach to Fisheries Management in the Middle Amazon Region. Alaska Sea Grant College Program. AK-SG-98-01. 889-902p.

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

KEPPELER, F. W., HALLWASS, G., AND SILVANO, R. A. M. 2017. Influence of protected areas on fish assemblages and fisheries in a large tropical river. *Oryx* 51, 268–279. doi: 10.1017/S0030605316000247

LOKRANTZ, J., NYSTRÖM, M., THYRESSON, M. AND JOHANMSSON, C. 2008. The non-linear relationship between body size and function in parrotfishes. *Coral Reefs* 27: 967–974.

LOPES, G. C. S., CATARINO, M. F., LIMA, A. C. AND FREITAS, C. E. 2016. Small-scale fisheries in the Amazon basin: General patterns and diversity of fish landings in five sub-basins. *Boletim do Instituto da Pesca*, 42(4): 895 - 909.

LUBCHENCO, J., PALUMBI, S. R., GAINES, S.D. AND ANDELMAN, S. 2003. Plugging A Hole In The Ocean: The Emerging Science Of Marine Reserves. *Ecological Applications* 13(Suppl. 1): S3–S7.

MARTINS, G. M., ARENAS, F., NETO, A. I., AND JENKINS, S. R. 2012. Effects of fishing and regional species pool on the functional diversity of fish communities.

MCCUNE, B., AND MEFFORD, M. J. 1997. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 3,0. MjM Software. Oregon. Gleneden Beach.

MCGRATH, D. G., DE CASTRO, F., FUTEMMA, C., DE AMARAL, B. D., AND CALABRIA, J. 1993. Fisheries and the evolution of resource management on the lower Amazon floodplain. *Human ecology*, 21(2), 167-195.

MEDEIROS-LEAL, W. M., CASTELLO, L., FREITAS, C. E. C. AND SIQUEIRA-SOUZA, F. K. 2021. Single-Species Co-management Improves Fish Assemblage Structure and Composition in a Tropical River. *Frontiers in Ecology and Evolution*, v. 9, p. 604170.

MERONA, B. and RANKIN-DE-MERONA, J. 2004. Food resource partitioning in a fish community of the central Amazon floodplain. *Neotropical Ichthyology*, 2(2): 75-84.

MERONA, B. e BITTENCOURT, M. M. 1993. Les peuplements de venenos du Lago do Rei, un lac d'inondation d'Amazonie Centrale: Descrição générale *Amazoniana* , 7: 415-441.

MOUILLOT, D., GRAHAM, N. A., VILLÉGER, S., MASON, N. W. AND BELLWOOD, D. R. 2012. A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(3), 167-177.

OLIVEIRA, E. F., GOULART, E., BREDA, L., MINTE-VERA, C. V., PAIVA, L. R. D. S. AND VISMARA, M. R. 2010. Ecomorphological patterns of the fish assemblage in a tropical floodplain: effects of trophic, spatial and phylogenetic structures. *Neotropical Ichthyology*. 8(3): 569-586.

PAINE, R. T. 1996. Food web complexity and species diversity. **American Naturalist**, p. 65-75.

PETCHEY, O. L. AND GASTON, K. J. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters* 9:741– 758.

PETREIRE JR., M. 1983. Yield per recruit of tambaqui, *Colossoma macropomum* Cuvier, in the Amazonas State, Brazil. *Journal of Fish Biology*, v.22, p. 133-144.

PETRY, A. C., GOMES, L. C., PIANA, P. A. AND AGOSTINHO, A. A. 2010. The role of the predatory trahira (Pisces: Erythrinidae) in structuring fish assemblages in lakes of a Neotropical floodplain. *Hydrobiologia*, v. 651, n. 1, p. 115-126.

PETRY, P., BAYLEY, P. B., AND MARKLE, D. F. 2003. Relationships between fish assemblages, macrophytes and environmental gradients in the Amazon River floodplain. *Journal of Fish Biology*, 63(3), 547-579.

POPOVA, O. 1978. The role of predaceous fish in ecosystems. *Ecology of freshwater fish production*, p. 215-249.

PYRON, M., WILLIAMS, L. BEUGLY, J. AND JACQUEMIN, S. J. 2011. The role of trait-based approaches in understanding stream fish assemblages. *Freshwater Biology* 56:1579-1592.

QUEIROZ, H. L. AND CRAMPTON, W. G. R. 1999. Estratégias para manejo dos recursos pesqueiros em Mamirauá. Brasília: SCM; CNPq/MCT, 208p.

QUEIROZ, H. L. D. 2000. Natural history and conservation of pirarucu, 'Arapaima gigas', at the Amazonian Várzea: red giants in muddy waters. p. University of St Andrews.

R CORE TEAM (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

RÖPKE, C. P., AMADIO, S. A., WINEMILLER, K. O., AND ZUANON, J. 2016. Seasonal Dynamics Of The Fish Assemblage In A Floodplain Lake At The Confluence Of The Negro And Amazon Rivers. *Journal Of Fish Biology*, 89(1), 194-212.

RÖPKE, C. P., AMADIO, S., ZUANON, J., FERREIRA, E. J. G., DE DEUS, C. P., PIRES, T. H. S., AND WINEMILLER, K. O. 2017. Simultaneous abrupt shifts in hydrology and fish assemblage structure in a floodplain lake in the central Amazon. *Scientific Reports*, 7, 40170.

RUFFINO, M. 2005. Gestão do Uso dos Recursos Pesqueiros na Amazônia. Manaus: Ibama/Provárzea.

SAINT-PAUL, U., ZUANON, J., CORREA, M. A. V., GARCÍA, M., FABRÉ, N. N., BERGER, U. AND JUNK, W. J. 2000. Fish communities in central Amazonian white-and blackwater floodplains. *Environmental Biology of Fishes*, v. 57, n. 3, p. 235-250.

SANTOS, G. M. 2006. Peixes comerciais de Manaus. Ibama: ProVárzea.

SILVANO, R. A., HALLWASS, G., JURAS, A. A., AND LOPES, P. F. 2017. Assessment Of Efficiency And Impacts Of Gillnets On Fish Conservation In A Tropical Freshwater Fishery. *Aquatic Conservation: Marine And Freshwater Ecosystems*, 27(2), 521-533.

SILVANO, R. A., RAMIRES, M., AND ZUANON, J. 2009. Effects of fisheries management on fish communities in the floodplain lakes of a Brazilian Amazonian Reserve. *Ecology of freshwater fish*, v. 18, n. 1, p. 156-166.

SIQUEIRA-SOUZA, F. K. AND 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., OLIVEIRA, A. C. B. D., E FREITAS, C. E. C. 2014. Assembleias de peixes associadas aos bancos de macrófitas aquáticas em lagos manejados da Amazônia Central, Amazonas, Brasil.

SWEKE, E. A., ASSAM, J. M., MATSUSHI, T., AND CHANDE, A. I. 2013. Fish diversity and abundance of Lake Tanganyika: comparison between protected area (Mahale Mountains National Park) and unprotected areas. *Int. J. Biodivers.* 2013, 1–10. doi: 10.1155/2013/269141

TEJERINA-GARRO, F.L., FORTÍN, R. AND 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.

TOUSSAINT, A., CHARPIN, N., BROSSE, S. AND VILLÉGER, S. 2016. Global functional diversity of freshwater fish is concentrated in the Neotropics while functional vulnerability is widespread. *Scientific reports*, 6.

VILLÉGER, S., MASON, N. W. AND MOUILLOT, D. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8), 2290-2301.

WATSON, D. J. AND BALON, E. K. 1984. Ecomorphological analysis of fish taxocenes in rainforest streams of northern Borneo. *J. Fish Biol.* 25: 371-384.

WIKRAMANAYAKE, E. D. 1990. Ecomorphology and biogeography of a tropical stream fish assemblage: evolution of assemblage structure. *Ecology* 71(5):1756-1764.

WINEMILLER K. O. 1991. Ecomorphological diversification in lowland freshwater fish assemblages from five biotic regions. *Ecol Monogr.* 61: 343–365.

WINEMILLER, K. O. AND JEPSEN, D. B. 1998. Effects of seasonality and fish movement on tropical river food webs. *Journal of fish Biology* 53. 267-296.

ZUUR, A. F., IENO, E. N., WALKER, N. J., SVELIEV, A. A., AND SMITH, G. M. 2009. *Mixed effects models and extensions in ecology with R* (Vol. 574). New York: Springer.

ANEXOS

Anexo I. Atributos funcionais com suas respectivas fórmulas e interpretações biológicas.

Atributos Funcionais	Fórmulas	Interpretação Biológica
Profundidade relativa (RD)	$(MBH) / (SL)$	A profundidade relativa está inversamente relacionada à velocidade da água e diretamente relacionada à capacidade de um peixe de realizar movimentos verticais (Gatz Junior, 1979).
Índice de depressão (DI)	$(BMH) / (MBH)$	Valores mais baixos estão associados a peixes que exploram habitats com fluxo rápido de água. Corpo deprimido ajuda a permanecer na coluna d'água sem nadar (Hora, 1930; Watson and Balon, 1984).
Comprimento relativo do pedúnculo caudal (RLCP)	$(CPdL) / (SL)$	Pedúnculo caudal longo está associado com peixes que vivem em locais com fluxo rápido de água, devido à necessidade de propulsão a curtas distâncias (Watson and Balon, 1984; Oliveira et al., 2010).
Altura relativa do pedúnculo caudal (RHCP)	$(CPdH) / (MBH)$	Valores mais baixos indicam maior potencial de manobrabilidade (Winemiller, 1991; Oliveira et al., 2010).
Estrangulamento do pedúnculo caudal (CPT)	$(CFH) / (CPdH)$	Eficiência de propulsão caudal através da redução do arrasto (Watson and Balon, 1984; Toussaint et al., 2016).
Comprimento relativo da cabeça (RLH)	$(HL) / (SL)$	Valores mais altos são encontrados em peixes que se alimentam de grandes presas (Gatz Junior, 1979).
Altura relativa da cabeça (RHH)	$(HH) / (MBH)$	Valores mais altos são encontrados em peixes que se alimentam de presas relativamente grandes (Oliveira et al., 2010).
Posição dos olhos (EP)	$(EH) / (HH)$	Índice relativo à posição de forrageamento na coluna de água. Valores mais elevados representam espécies com olhos dorsais e possivelmente bentônicos, enquanto valores baixos indicam peixes pelágicos com olhos laterais (Gatz Junior, 1979; Watson and Balon, 1984; Freire and Agostinho, 2001).
Área relativa do olho (RAE)	$(EA) / (SL)^2$	Índice relacionado à detecção de alimentos. Pode indicar a posição preferencial da espécie na coluna d'água, uma vez que espécies que habitam áreas mais profundas têm olhos relativamente menores (Gatz Junior, 1979; Wikramanayake, 1990).

Área relativa da nadadeira dorsal (RADF)	$(DA) / (SL)^2$	Espécies com nadadeira dorsal com áreas relativas maiores têm melhor capacidade de estabilização de frenagem na aceleração (Breda et al., 2005).
Área relativa da nadadeira caudal (RACF)	$(CA) / (SL)^2$	Nadadeiras caudais com áreas relativas maiores são importantes para a aceleração (Breda et al., 2005; Oliveira et al., 2010).
Aspecto relativo da nadadeira caudal (ARC)	$(CFH)^2 / (CA)$	Valores mais elevados indicam peixes com nadadeiras caudais com tendência à bifurcação, e geralmente são bons nadadores para natação contínua. Espécies com baixos valores têm nadadeiras caudais com áreas maiores e apresentam excelente desempenho para aceleração (Breda et al., 2005).
Área relativa da nadadeira anal (RAAF)	$(AA) / (SL)^2$	Maior área relativa indica maior capacidade de manobrabilidade e estabilização de movimento (Breda et al., 2005).
Área relativa da nadadeira anal (ARAF)	$(AL)^2 / (AA)$	Nadadeiras anais com maior proporção indicam maior capacidade de fazer movimentos rápidos de progressão e regressão (Breda et al., 2005).
Área relativa da nadadeira peitoral (RAPtF)	$(PtA) / (SL)^2$	Áreas maiores podem estar diretamente associadas à frenagem e aceleração (Gatz Junior, 1979; Watson and Balon, 1984). Para os peixes bentônicos que habitam as corredeiras, alguns autores observaram que a nadadeira peitoral grande pode aumentar a área de contato com a superfície, onde o peixe se inclina, promovendo assim um maior atrito ao substrato (Casatti and Castro, 1998).
Aspecto relativo da nadadeira peitoral (ARPtF)	$(PtL)^2 / (PtA)$	Valores mais altos representam nadadeiras longas e estreitas. Os valores mais altos estão associados ao aumento da velocidade de natação (Breda et al., 2005). Para peixes bentônicos que habitam corredeiras, a nadadeira peitoral mais longa pode favorecer a manutenção da posição em meio a um forte fluxo de corrente (Casatti and Castro, 1998).
Área relativa da nadadeira pélvica (RAPvF)	$(PvA) / (SL)^2$	Áreas maiores indicam peixes bentônicos. A nadadeira pélvica maior pode aumentar a área de contato com a superfície onde o peixe se inclina, promovendo assim um maior atrito ao substrato (Casatti and Castro, 1998), enquanto áreas relativas menores indicam peixes pelágicos (Breda et al., 2005).
Aspecto relativo da nadadeira pélvica (ARPvF)	$(PvL)^2 / (PvA)$	Valores elevados denotam nadadeiras longas e estão associados à frenagem (Gatz Junior, 1979). Para peixes bentônicos que habitam corredeiras, nadadeiras pélvicas mais longas podem favorecer a manutenção da posição em meio a um forte fluxo de corrente (Casatti and Castro, 1998).

Anexo II. Lista das espécies de peixes, sua classificação quanto ao tipo de história de vida, ocorrência em referência ao período hidrológico (Cheia e Seca) e as categorias de lagos no manejo (Preservação, Manejo e Uso Comercial). Onde “X” = presença e “-“ = ausência.

Espécies	História de Vida	Cheia			Seca		
		Lagos de Preservação	Lagos de Manejo	Lagos de Uso Comercial	Lagos de Preservação	Lagos de Manejo	Lagos de Uso Comercial
<i>Cichla monoculus</i> Agassiz, 1831	Equilíbrio grande	X	X	-	X	X	-
<i>Loricaria cataphracta</i> Linnaeus, 1758	Equilíbrio grande	X	X	-	X	X	X
<i>Loricariichthys nudirostris</i> (Kner, 1853)	Equilíbrio grande	-	-	-	X	-	X
<i>Osteoglossum bicirrhosum</i> (Cuvier, 1829)	Equilíbrio grande	X	X	-	X	X	-
<i>Pterygoplichthys pardalis</i> (Castelnau, 1855)	Equilíbrio grande	-	X	X	X	X	X
<i>Acarichthys heckelii</i> (Müller and Troschel, 1849)	Equilíbrio pequeno	-	X	X	X	X	-
<i>Chaetobranchus flavescens</i> Heckel, 1840	Equilíbrio pequeno	-	X	-	X	X	-
<i>Cichlasoma amazonarum</i> Kullander, 1983	Equilíbrio pequeno	-	-	-	-	X	-
<i>Geophagus proximus</i> (Castelnau, 1855)	Equilíbrio pequeno	-	-	-	-	X	-
<i>Heros severus</i> Heckel, 1840	Equilíbrio pequeno	-	-	-	X	X	-
<i>Mesonauta festivus</i> (Heckel, 1840)	Equilíbrio pequeno	X	-	-	X	X	-
<i>Pterophyllum scalare</i> (Schultze, 1823)	Equilíbrio pequeno	-	-	-	-	X	-
<i>Satanoperca acuticeps</i> (Heckel, 1840)	Equilíbrio pequeno	-	-	-	X	-	-
<i>Satanoperca jurupari</i> (Heckel, 1840)	Equilíbrio pequeno	-	-	-	X	X	-
<i>Ageneiosus brevis</i> (Steindachner, 1881)	Intermediários	X	-	-	-	X	X
<i>Auchenipterichthys punctatus</i> (Valenciennes, 1840)	Intermediários	-	X	-	-	-	-
<i>Auchenipterus nuchalis</i> (Spix and Agassiz, 1829)	Intermediários	X	X	X	-	X	X
<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	Intermediários	-	X	-	-	-	-
<i>Centromochlus heckelii</i> (DeFilippi, 1853)	Intermediários	X	-	X	-	-	-
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Spix and Agassiz, 1829)	Intermediários	-	X	-	-	-	-
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	Intermediários	X	X	-	X	X	-
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	Intermediários	X	X	X	-	X	X

<i>Megalechis thoracata</i> (Valenciennes, 1840)	Intermediários	X	-	X	-	-	-
<i>Metynnis argenteus</i> Ahl, 1923	Intermediários	-	-	-	X	X	-
<i>Metynnis altidorsalis</i> Ahl, 1923	Intermediários	-	-	-	-	X	-
<i>Metynnis hypsauchen</i> (Müller and Troschel, 1844)	Intermediários	-	X	-	X	X	-
<i>Myloplus asterias</i> (Müller and Troschel, 1844)	Intermediários	-	-	-	-	X	-
<i>Myloplus rubripinnis</i> (Müller and Troschel, 1844)	Intermediários	-	X	-	-	X	-
<i>Pristobrycon calmoni</i> (Steindachner, 1908)	Intermediários	-	X	X	-	-	-
<i>Pygocentrus nattereri</i> Kner, 1858	Intermediários	X	X	X	X	X	X
<i>Serrasalmus elongatus</i> Kner, 1858	Intermediários	X	X	X	X	X	X
<i>Serrasalmus rhombeus</i> (Linnaeus, 1766)	Intermediários	X	X	-	X	X	X
<i>Serrasalmus altispinis</i> Merckx, Jégu and Santos, 2000	Intermediários	X	X	X	X	X	X
<i>Serrasalmus eigenmanni</i> Norman, 1929	Intermediários	-	X	-	-	-	-
<i>Serrasalmus hollandi</i> Eigenmann, 1915	Intermediários	-	-	-	-	X	X
<i>Serrasalmus maculatus</i> Kner, 1858	Intermediários	X	X	X	X	X	X
<i>Stethaprion crenatum</i> Eigenmann, 1916	Intermediários	-	-	-	-	X	X
<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)	Intermediários	X	X	-	X	X	X
<i>Ageneiosus inermis</i> (Linnaeus, 1766)	Periódicos grandes	X	X	-	-	-	-
<i>Ageneiosus ucayalensis</i> Castelnau, 1855	Periódicos grandes	X	X	X	-	-	X
<i>Brycon melanopterus</i> (Cope, 1872)	Periódicos grandes	-	-	-	-	X	-
<i>Brycon amazonicus</i> (Spix and Agassiz, 1829)	Periódicos grandes	X	X	X	-	-	-
<i>Brycon cephalus</i> (Günther, 1869)	Periódicos grandes	-	X	-	-	-	-
<i>Calophysus macropterus</i> (Lichtenstein, 1819)	Periódicos grandes	-	X	X	X	-	X
<i>Colossoma macropomum</i> (Cuvier, 1816)	Periódicos grandes	X	X	X	X	X	-
<i>Hydrolycus scomberoides</i> (Cuvier, 1816)	Periódicos grandes	X	-	-	-	X	-
<i>Hypophthalmus edentatus</i> Spix and Agassiz, 1829	Periódicos grandes	X	X	X	-	X	X
<i>Hypophthalmus fimbriatus</i> Kner, 1858	Periódicos grandes	-	-	X	-	-	-

<i>Hypophthalmus marginatus</i> Valenciennes, 1840	Periódicos grandes	-	X	X	-	-	-
<i>Leporinus fasciatus</i> (Bloch 1794)	Periódicos grandes	-	-	-	X	X	-
<i>Oxydoras niger</i> (Valenciennes, 1821)	Periódicos grandes	-	-	X	-	-	X
<i>Pellona castelnaeana</i> Valenciennes, 1847	Periódicos grandes	X	X	X	-	-	-
<i>Piaractus brachypomus</i> (Cuvier, 1818)	Periódicos grandes	X	X	-	-	X	-
<i>Pinirampus pirinampu</i> (Spix and Agassiz, 1829)	Periódicos grandes	X	X	X	-	-	X
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)	Periódicos grandes	-	-	-	-	-	X
<i>Prochilodus nigricans</i> Spix and Agassiz, 1829	Periódicos grandes	X	X	X	X	X	X
<i>Pseudoplatystoma tigrinum</i> (Valenciennes, 1840)	Periódicos grandes	-	-	-	-	X	X
<i>Pseudoplatystoma punctifer</i> (Castelnau, 1855)	Periódicos grandes	-	-	-	-	X	-
<i>Pterodoras granulosus</i> (Valenciennes, 1821)	Periódicos grandes	X	X	X	X	-	X
<i>Rhaphiodon vulpinus</i> Spix and Agassiz, 1829	Periódicos grandes	X	X	X	-	X	X
<i>Rhythiodus argenteofuscus</i> Kner, 1858	Periódicos grandes	-	-	X	-	-	X
<i>Rhythiodus microlepis</i> Kner, 1859	Periódicos grandes	X	X	X	X	X	X
<i>Semaprochilodus insignis</i> (Jardine, 1841)	Periódicos grandes	-	X	X	X	X	-
<i>Semaprochilodus taeniurus</i> (Valenciennes, 1821)	Periódicos grandes	-	X	X	-	-	-
<i>Sorubim elongatus</i> Littmann, Burr, Schmidt and Isern, 2001	Periódicos grandes	X	X	-	-	X	X
<i>Sorubim lima</i> (Bloch and Schneider, 1801)	Periódicos grandes	X	-	X	-	X	X
<i>Zungaro zungaro</i> (Humboldt, 1821)	Periódicos grandes	-	-	X	-	-	-
<i>Acestrorhynchus falcatus</i> (Bloch, 1794)	Periódicos pequenos	-	-	-	X	X	X
<i>Acestrorhynchus falcistrostris</i> (Cuvier, 1819)	Periódicos pequenos	X	X	-	X	X	X
<i>Agoniates anchovia</i> Eigenmann, 1914	Periódicos pequenos	-	X	-	-	X	-
<i>Agoniates halecinus</i> Müller and Troschel, 1845	Periódicos pequenos	X	X	X	-	-	-
<i>Anadoras grypus</i> (Cope, 1872)	Periódicos pequenos	X	-	X	-	-	X
<i>Anodus elongatus</i> Agassiz, 1829	Periódicos pequenos	X	X	-	-	-	-
<i>Bryconops caudomaculatus</i> (Günther, 1864)	Periódicos pequenos	-	-	-	X	X	-

<i>Chalceus macrolepidotus</i> Cuvier, 1818	Periódicos pequenos	-	-	-	X	X	X
<i>Charax gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	Periódicos pequenos	-	-	-	-	X	X
<i>Curimata inornata</i> Vari, 1989	Periódicos pequenos	-	X	X	X	X	X
<i>Curimata vitatta</i> (Kner, 1858)	Periódicos pequenos	-	-	-	X	X	X
<i>Curimatella meyeri</i> (Steindachner, 1882)	Periódicos pequenos	-	-	-	X	X	X
<i>Hemiodus microlepis</i> Kner, 1858	Periódicos pequenos	-	X	-	-	-	-
<i>Hemiodus sp</i> (rabo vermelho)	Periódicos pequenos	-	-	X	X	X	X
<i>Hemiodus unimaculatus</i> (Bloch, 1794)	Periódicos pequenos	X	-	X	X	X	X
<i>Hemiodus immaculatus</i> Kner, 1858	Periódicos pequenos	-	X	X	-	X	-
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	Periódicos pequenos	-	-	-	X	-	X
<i>Megaleporinus trifasciatus</i> (Steindachner, 1876)	Periódicos pequenos	-	-	-	X	X	X
<i>Mylossoma albiscopum</i> (Cuvier, 1818)	Periódicos pequenos	X	X	X	X	X	X
<i>Mylossoma aureum</i> (Spix and Agassiz, 1829)	Periódicos pequenos	X	X	X	-	X	-
<i>Nemadoras humeralis</i> (Kner, 1855)	Periódicos pequenos	X	-	-	X	-	X
<i>Pellona flavipinnis</i> (Valenciennes, 1847)	Periódicos pequenos	X	X	X	X	X	X
<i>Pimelodus blochii</i> Valenciennes, 1840	Periódicos pequenos	X	X	X	X	X	X
<i>Potamorhina altamazonica</i> (Cope, 1878)	Periódicos pequenos	X	X	X	X	X	X
<i>Potamorhina latior</i> (Spix and Agassiz, 1829)	Periódicos pequenos	X	X	X	X	X	X
<i>Pristigaster cayana</i> Cuvier, 1829	Periódicos pequenos	X	X	X	-	X	-
<i>Psectrogaster amazônica</i> Eigenmann and Eigenmann, 1889	Periódicos pequenos	-	-	-	X	X	X
<i>Psectrogaster rutiloides</i> (Kner, 1858)	Periódicos pequenos	X	X	X	-	X	X
<i>Roeboides myersii</i> Gill, 1870	Periódicos pequenos	-	X	X	X	X	X
<i>Schizodon fasciatum</i> Spix and Agassiz, 1829	Periódicos pequenos	-	X	X	X	X	X
<i>Schizodon vittatus</i> (Valenciennes, 1850)	Periódicos pequenos	-	-	-	X	X	X
<i>Steindachnerina bimaculata</i> (Steindachner, 1876)	Periódicos pequenos	-	-	-	-	-	X
<i>Triportheus albus</i> Cope, 1872	Periódicos pequenos	X	X	X	X	X	X

<i>Triportheus angulatus</i> (Spix and Agassiz, 1829)	Periódicos pequenos	X	X	X	X	X	X
<i>Triportheus auritus</i> (Valenciennes, 1850)	Periódicos pequenos	X	X	X	X	X	X
