



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA AQUÁTICA E PESCA
CURSO DE MESTRADO EM ECOLOGIA AQUÁTICA E PESCA

LUCIANA LAMEIRA DOS SANTOS

RELAÇÕES ATRIBUTOS ECOMORFOLÓGICOS-VARIÁVEIS AMBIENTAIS
EM ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE RIACHOS AMAZÔNICOS

BELÉM - PA

2017

LUCIANA LAMEIRA DOS SANTOS

**RELAÇÕES ATRIBUTOS ECOMORFOLÓGICOS - VARIÁVEIS
AMBIENTAIS EM ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE RIACHOS AMAZÔNICOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca da Universidade Federal do Pará, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia Aquática e Pesca.

Orientador: Dr. Ronaldo Borges Barthem

Co-orientador: Dr. Luciano Fogaça de A. Montag

BELÉM - PA

2017

Dados Internacionais de Catalogação- na-Publicação (CIP)
Biblioteca do Instituto de Ciências Biológicas - UFPA

Santos, Luciana Lameira dos

Relação atributos ecomorfológicos – variáveis ambientais em assembleias de peixes de riachos amazônicos / Luciana Lameira dos Santos ; Orientador, Ronaldo Borges Barthem ; Co-orientador, Luciano Fogaça de A. Montag. - 2017.

58 f. : il.

Inclui bibliografia

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Pará, Instituto de Ciências Biológicas, Programa de Pós-graduação em Ecologia Aquática e Pesca, Belém, 2017.

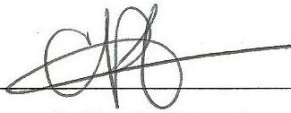
1. Peixe de água doce - Amazônia. 2. Peixes - morfologia. I. Barthem, Ronaldo Borges, orientador. II. Montag, Luciano Fogaça de A., co-orientador. III. Título.

CDD – 22 ed. 597.09811

LUCIANA LAMEIRA DOS SANTOS

**RELAÇÕES ATRIBUTOS ECOMORFOLÓGICOS - VARIÁVEIS
AMBIENTAIS EM ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE RIACHOS AMAZÔNICOS**

Banca examinadora



Dra. Cristiane de Paula Ferreira – Membro

Instituto de Geociências/UFPA



Dra. Cecilia Gontijo Leal - Membro

Coordenação de Zoologia/MPEG



Dr. Thiago Bernardi Vieira – Membro

Instituto de Ciências Biológicas/UFPA Altamira

DEDICATÓRIA

Aos meus pais pela fé e pelo amor

AGRADECIMENTOS

Esta dissertação representa o resultado de dois anos de trabalho conjunto. Sendo assim, agradeço a ajuda das seguintes pessoas e instituições:

Ao meu orientador, Dr. Ronaldo Borges Barthem, pelo aceite;

Ao Dr. Luciano F. de A. Montag pela amizade, orientação e convites para festas que nunca fui;

À Naraiana Benone por me *adotar* e pelas inúmeras contribuições valiosas durante todo mestrado;

Ao Bruno Prudente, Híngara Leão, Tiago Begot pela cessão de parte dos dados;

Aos meus colegas de biometria Hagi Carvalho, Laís Lobato, João Lucas Gonçalves e Lisveth Mendonza;

À Cleonice Lobato pela oportunidade de coletar em campo e por torna-la divertida junto com o Douglas Oliveira, Naiara Torres e Laís Lobato;

Aos demais colegas do laboratório de ecologia e conservação, em especial a equipe de ictiologia pela ajuda nas prévias;

À Karina Dias e Cecília Gontijo Leal pelas contribuições na qualificação;

Aos colegas do mestrado pelo apoio nas disciplinas, agradeço em especial à Naiara Torres pelo suporte e amizade;

À minha família e amigos pelo otimismo irracional;

Ao Breno Macedo por manter meus pés no chão;

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de estudo concedida;

À Universidade Federal do Pará e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca pela oportunidade de estar no mestrado;

Às empresas Agropalma e Cikel pelo suporte financeiro;

A todos que, de alguma forma, colaboraram para realização desse trabalho meus sinceros agradecimentos.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** Localização das áreas de coleta na Amazônia brasileira. Foram amostrados 55 riachos (●) nas bacias de drenagens dos rios Juruena (1), Negro (2), Tapajós (3), Anapu (4), Acará (5) e Capim (6).....16
- Figura 2** Esquema de amostragem empregado para coleta em 55 trechos de riachos na Amazônia. As letras (A-K) indicam as transecções, marcadas a cada 15m. As seções longitudinais referem-se aos segmentos entre as transecções.....19
- Figura 3** Ordenações dos escores da RLQ das variáveis ambientais (A) mensuradas em 55 riachos das bacias dos rios Anapu, Acará, Capim, Juruena, Negro e Tapajós (B) e os atributos (C) das espécies (D) capturadas nas seis diferentes bacias da Amazônia brasileira. As variáveis em destaque representam forte relação com os eixos ($>0,5$) Os códigos das espécies estão contidos no Material Suplementar S5.....28

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Lista das variáveis selecionadas após a redução de métricas, contendo os códigos das métricas, a média e o desvio padrão por bacia hidrográfica. Foram amostrados 7-10 riachos por bacia durante o período de seca. DP = desvio padrão.....23

Tabela 2 Resumo estatístico da RLQ. Os valores em destaque representam forte relação com os eixos ($>0,5$).....25

Tabela 3 Resultados da correlação de atributos aos dois primeiros eixos da RLQ. Os valores em destaque representam forte relação com os eixos ($>0,5$).....25

SUMÁRIO

DEDICATÓRIA.....	5
AGRADECIMENTOS	6
LISTA DE FIGURAS	7
LISTA DE TABELAS	8
SUMÁRIO.....	9
RESUMO	11
ABSTRACT	12
INTRODUÇÃO.....	13
MATERIAL E MÉTODOS.....	16
ÁREA DE ESTUDO	16
DELINEAMENTO AMOSTRAL	18
COLETA DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS.....	19
COLETA DA ICTIOFAUNA	20
MEDIDAS ECOMORFOLÓGICAS	20
ANÁLISE DE DADOS	21
Variáveis ambientais	21
Relação atributos - variáveis ambientais	21
RESULTADOS	22
DISCUSSÃO	30
REFERÊNCIAS	34

RELAÇÕES ATRIBUTOS ECOMORFOLÓGICOS - VARIÁVEIS AMBIENTAIS EM ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE RIACHOS AMAZÔNICOS

Manuscrito a ser submetido à revista *Freshwater Biology*

Luciana Lameira Santos^{1,4}, Naraiana Loureiro Benone^{2,4}, Ronaldo Borges Barthem³,
Luciano Fogaça de Assis Montag⁴

¹Programa de Pós-graduação em Ecologia Aquática e Pesca, Universidade Federal do Pará, Instituto de Ciências Biológicas, Av. Perimetral, no. 1, Bairro Guamá, Belém, Pará, Brasil.

Autor de correspondência:

²Programa de Pós-graduação em Zoologia, Universidade Federal do Pará, Instituto de Ciências Biológicas, Av. Bernardo Sayão, no. 1, Bairro Guamá, Belém, Pará, Brasil.

³Museu Paraense Emílio Goeldi, campus de Pesquisa, Coordenação de Ciências da Terra e Ecologia. Bairro Montese, Belém, Pará, Brasil.

⁴Laboratório de Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Pará, Instituto de Ciências Biológicas, Av. Bernardo Sayão, no. 1, Bairro Guamá, Belém, Pará, Brasil.

RESUMO

Estudos da relação atributos ecomorfológicos–ambiente contribuem para a compreensão da estrutura de comunidades ecológicas e têm implicações para a conservação, uma vez que a partir deles podem ser identificados padrões importantes para previsões de respostas das espécies a mudanças naturais ou antrópicas no ambiente. Visto essa importância, o objetivo desse estudo foi testar associações entre variáveis ambientais e atributos ecomorfológicos em assembleias de peixes de riacho da Amazônia. Para isso, foram amostrados riachos de áreas preservadas nas bacias de drenagem de seis diferentes rios da Amazônia brasileira (Anapu, Negro, Tapajós, Acará, Capim e Juruena). Em cada bacia, foram amostrados de sete a dez riachos, totalizando 55 unidades de coleta. Para caracterização dos riachos foram utilizadas 43 variáveis ambientais e para o cálculo de atributos foi realizada biometria de 117 espécies de peixes. Para testar as associações entre os atributos e as variáveis ambientais, as análises RLQ e *Fourth-corner* foram empregadas. As análises RLQ e *Fourth-corner* revelaram a importância da velocidade do fluxo da água e da quantidade de abrigo na variação nos atributos das espécies. Na RLQ, a variável fluxo suave foi positivamente associada aos atributos índice de compressão do corpo (ICC) e altura relativa do corpo (AR) e a variável de abrigo por raízes e árvores vivas foi positivamente associada ao atributo razão-aspecto da nadadeira peitoral. Espécies de corpo comprimido e nadadeiras peitorais estreitas foram principalmente encontradas em riachos lânticos e com grande disponibilidade de abrigos por raízes e árvores. Houve a diminuição da altura e compressão do corpo dos peixes com o aumento da velocidade de fluxo, de modo que em locais com maiores velocidades de fluxo foram capturadas espécies de corpo deprimido e nadadeira peitorais largas. A análise *Fourth-corner* também demonstrou relação entre a velocidade de fluxo e os atributos das espécies. Nela, além do ICC e da AR o atributo comprimento relativo da cabeça também foi positivamente associado à variável ambiental fluxo suave. As associações atributos-variáveis ambientais identificadas no nosso estudo contribuem para melhor compreensão da ecologia de peixes riacho da Amazônia. Esperamos que estes resultados possam colaborar na elaboração de medidas de manejo e conservação de espécies de peixes na região.

Palavras-chave: ecomorfologia, ictiofauna, Amazônia.

ABSTRACT

Studies about the traits-environment relationship increased the understanding of ecological communities structure and also contribute to conservation, since that from them it can be identified relevant patterns to predict species answers to both natural and human changes in the environment. Considering that importance, the aim of this study was test associations between environmental variables and traits of stream fish assemblages in Brazilian Amazon. To perform it, it was sampled streams in protected areas of sex river basins (Anapu, Negro, Tapajós, Acará, Capim e Juruena) in Brazilian Amazon. In which basin, seven to ten streams were sampled totalizing 55 sample units. To describe the streams, it was used 43 environmental variables and to calculate the traits, it was performed values biometry of 117 fish species. To test the associations between traits and environmental variables, it was performed RLQ and Fourth corner analyses. The RLQ and Fourth corner analyses showed influence of stream flow velocity and number of cover for species over the traits variation. In the RLQ analysis, the variable slow flow was positively related to body compression indices (ICC) and relative body height (AR) and the variable cover by roots and trees was positively related to aspect ratio of pectoral fin. Fishes with high and compressed body and narrowed pectoral fins were specially caught in slow waters and with abundance of covers by roots and trees streams. The fish body high and compression decreased while the stream velocity increased, in streams with high flow velocities depressed body and long pectoral fins fishes were caught. In the Fourth corner analysis the influence of flow velocity over species traits was also visualized. However, in it, besides ICC and AR the trait relative head height was positively related to the variable slow flow. The traits-environmental variables relations identified in our study contribute to understand better the Amazon stream fish ecology. It is expected that these results can be useful in management actions and species conservation projects in this region.

Key-words: ecomorphology, ichthyofauna, Amazon.

INTRODUÇÃO

Entender como as características das espécies determinam sua localização no ecossistema e qual o papel do ambiente na seleção de atributos são questões importantes e ainda incompletamente compreendidas na ecologia de comunidades (Rachello-Dolmen & Cleary, 2007; Begon *et al.*, 2009; Townsend, 2010). Todavia, sabe-se que padrões em populações e comunidades resultam da interação entre múltiplos fatores biológicos e ambientais (Poff, 1997). Do ponto de vista mais abrangente, a coexistência de espécies é modelada por fatores bióticos, abióticos e históricos (Heino, 2013; Begon *et al.*, 2009). Sendo assim, as teorias ecológicas de organização de comunidades costumam ser divididas entre as fundamentadas em princípios estocásticos (p. ex. Teoria Neutra, Hubbell, 2001) ou determinísticos (p. ex. Teoria de Nicho, Hutchinson, 1957) (Gravel *et al.*, 2006).

A teoria de nicho destaca a ação ambiental através de processos bióticos e abióticos sobre a estruturação de comunidades. Esta teoria baseia-se no conceito de espaço multidimensional de Hutchinson (1957) para delinear a influência do habitat e das interações competitivas como fatores de segregação das espécies. Hutchinson (1957) afirma que a ocorrência de uma espécie depende de um conjunto de variáveis ambientais ótimas para sua reprodução e sobrevivência. Sua proposta foi bem aceita na comunidade científica, pois tornou o nicho uma característica mensurável e inerente aos organismos (Green, 1971; Vandermeer, 1972; Vázquez, 2005) e não mais relacionada ao ambiente como tratada anteriormente por Grinnell (1917; 1924).

O conceito nicho então passa a ser definido como um espaço hipervolumétrico, no qual os limites de cada variável mensurável representam um eixo deste espaço multidimensional e cada ponto nele representa um estado do ambiente que permite a existência de determinada espécie, e esta área representa seu nicho fundamental (Hutchinson, 1957). No entanto, para que determinada espécie ocupe esta área potencial para sua sobrevivência é necessária competência competitiva. Na ausência de competidores mais eficientes, esta espécie se estabelece definindo seu nicho realizado (Hutchinson, 1957).

A habilidade de competir pela utilização de recursos é considerada o principal fator de segregação ecológica em comunidades (Hardin, 1960). O efeito da exclusão competitiva causa diminuição da similaridade entre as espécies. Entretanto, este efeito é contrabalanceado pela ação de filtros ambientais (Queiroz, 2014).

Filtro ambiental é o processo pelo qual as características do habitat restringem a ocorrência de espécies que não possuam adaptações para sobreviver sob uma série de condições locais específicas (Townsend & Hildrew, 1994; Poff, 1997; Townsend *et al.*, 1997; Violle *et al.*, 2007; Zobel, 1997; Díaz *et al.*, 1998; Verhoef & Morin, 2010; Sternberg & Kennard, 2013; Verberk *et al.*, 2013). Em locais com condições ambientais muito variáveis, interações biológicas como predação e competição tornam-se menos significativos (Begon *et al.*, 2009) e os filtros ambientais promovem o aumento da semelhança biológica entre as espécies coexistentes (Chase, 2007; Mouchet *et al.*, 2013). Assim, a estrutura de uma comunidade local resulta do embate entre as interações competitivas e os filtros ambientais.

A razão pela qual as espécies se estabelecem em um determinado local tem sido fortemente debatida de um ponto de vista teórico e tem fortes implicações para a conservação (Mouchet *et al.*, 2013). Analisar a estrutura de uma comunidade é uma das formas de entender o que gera sua organização, pois tal estrutura provê informações a respeito de processos que determinam quais espécies vivem em um local específico (Chase, 2003).

Uma das formas de se obter tais informações é por meio de análises ecomorfológicas. Com elas é possível examinar o modo que o ambiente seleciona espécies de acordo com suas características externas, visto que mudanças no fenótipo são estratégias para lidar com flutuações nas condições do ambiente (Verhoef & Morin, 2010). Assim, a diferenciação de nicho se manifesta como diferenciação morfológica (Antonucci *et al.*, 2009; Townsend, 2010).

Estudos baseados na morfologia têm sido uma das principais fontes de informação para o entendimento do comportamento dos animais desde o século 18 (Cranford *et al.*, 1996). Tais abordagens, que consideram os atributos morfológicos das espécies ao invés da sua identidade, contribuem para a compreensão da estrutura e dinâmica de comunidades ecológicas (Dray *et al.*, 2014), pois os atributos morfológicos referem-se às características das espécies relacionadas à sua fisiologia, morfologia e ciclo de vida, que podem ser medidas a nível individual e expressam suas adaptações ao ambiente (McGill *et al.*, 2006; Violle *et al.*, 2007; Frimpong & Angermeier, 2010).

As preferências das espécies, como velocidade de fluxo ou tipo de substrato, resultam da interação entre seus atributos morfológicos e as condições do ambiente (Verberk *et al.*, 2013). Conhecidas as relações atributos-ambiente, é possível elaborar previsões de respostas das comunidades a mudanças naturais ou antrópicas ao identificar

as espécies com dadas características que irão persistir às alterações nas condições ambientais (Rachello-Dolmen & Cleary, 2007; Pease *et al.*, 2012).

A interação atributos morfológicos-ambiente em espécies de peixes tem sido alvo de várias pesquisas (Townsend & Hildrew, 1994; Poff & Allan, 1995, Poff, 1997; Rachello-Dolmen & Cleary, 2007; Farré *et al.*, 2015). Na ecologia de peixes de riacho, o uso deste tipo de abordagem está crescendo (Pyron *et al.*, 2011) e estas têm sido principalmente utilizadas para analisar as respostas das espécies e comunidades a alterações no habitat ou mudanças climáticas, processos de extinção, invasão de espécies e homogeneização de assembleias ou para abordar os mecanismos de organização da comunidades (Frimpong & Angermeier, 2011; Pease *et al.*, 2012; Carvalho & Tejerina-Garro, 2015; Casatti *et al.*, 2015; Teresa *et al.*, 2015).

Contudo, na bacia amazônica essa tendência não foi evidenciada. Apesar de ser um sistema hídrico extenso (Santos & Ferreira, 1999), de ictiofauna diversa (Junk *et al.*, 2007, Arbeláez *et al.*, 2008; Ramírez *et al.*, 2015) e predominantemente composto por riachos (Walker, 1991), ainda pouco se sabe a respeito da ecologia de peixes de riachos da Amazônia (Anjos & Zuanon, 2007; Espírito-Santo *et al.*, 2009; Mazzoni *et al.*, 2010; Espírito-Santo *et al.*, 2013).

Em contexto nacional não é diferente Dias *et al.* (2016), ao realizarem um levantamento dos principais objetivos em estudos de riachos no Brasil, constataram que a maioria dessas publicações se concentra em descrever a estrutura e distribuição espacial das assembleias de peixes e que menos de 5% delas aborda aspectos morfológicos ligados a ecologia das espécies.

Embora pouco se saiba a respeito dos atributos, a importância de variáveis ambientais na formação de padrões em assembleias de peixes é bem consolidada na literatura (Peres-Neto, 2004; Mason *et al.*, 2007; Mouillot *et al.*, 2007; Moraes *et al.*, 2013; Mouchet *et al.*, 2013) e o regime de fluxo é reconhecido como o principal estruturador em ecossistemas aquáticos de água doce, pois atua tanto sobre o habitat físico quanto na seleção de espécies (Bunn & Arthington, 2002; Poff & Zimmerman, 2010; Mims & Olden, 2012). Indícios de sua influência podem também ser observadas na forma do corpo dos peixes, por exemplo, em espécies de peixes que tem o corpo deprimido e que ocupam corpos d'água com maior velocidade de fluxo (Breda *et al.*, 2005; Tyus, 2012).

Considerando o exposto, o objetivo deste estudo foi responder a seguinte questão: Quais as associações entre atributos morfológicos e as variáveis ambientais em

assembleias de peixes de riacho na Amazônia? Assim, visamos contribuir com informações para a melhor compreensão de mecanismos estruturadores de assembleias de peixes de riacho da Amazônia. Visto a importância da variação no regime de fluxo, nossa hipótese é que atributos relacionados à forma do corpo dos peixes sejam associados à variáveis ambientais relacionadas ao fluxo do canal.

MATERIAL E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

Foram amostrados riachos em seis bacias de drenagem da Amazônia: Anapu, Tapajós, Acará, Capim, Juruena e Negro (Figura 1). As amostragens ocorreram durante os períodos de estiagem de 2012 a 2015 e foram restritas a riachos de 1ª a 3ª ordem (*sensu* Strahler, 1957), sendo estes situados em áreas protegidas ou fragmentos florestais mantidos por empresas privadas. Em cada área, foram selecionados de sete a dez riachos, totalizando 55 unidades de coleta.

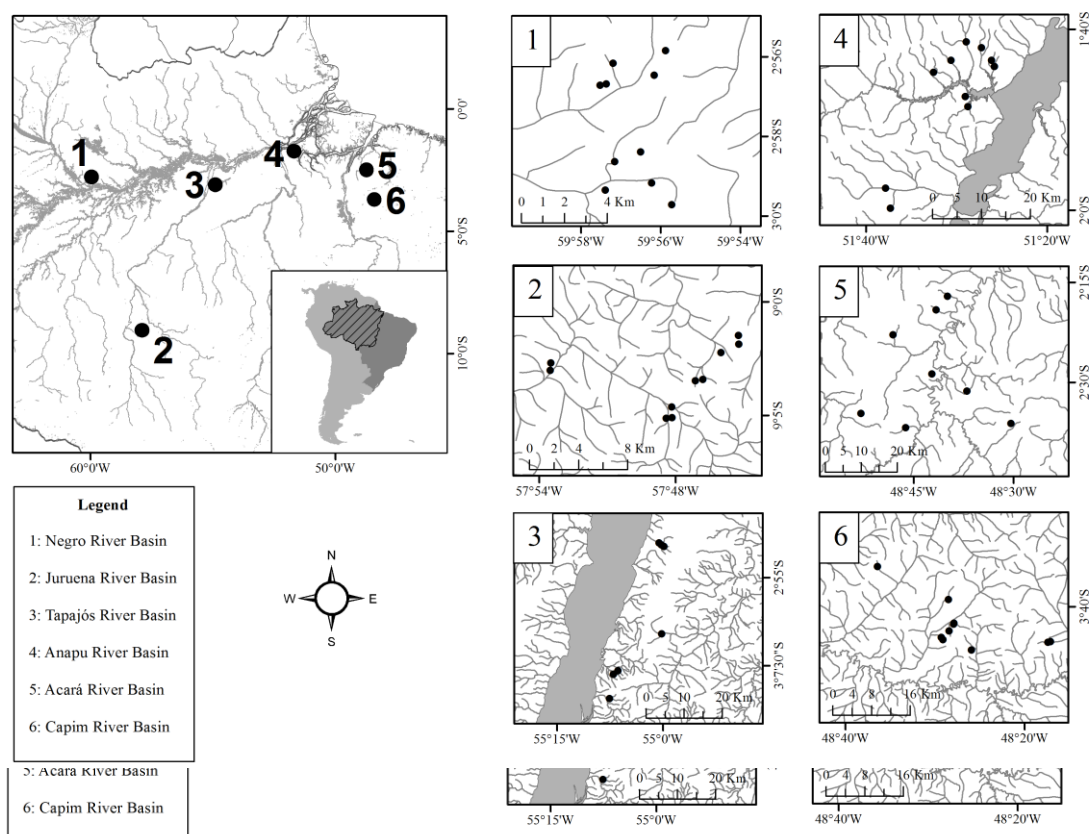


Figura 1 Localização das áreas de coleta na Amazônia brasileira. Foram amostrados 55 riachos (●) nas bacias de drenagens dos rios Juruena (1), Negro (2), Tapajós (3), Anapu (4), Acará (5) e Capim (6).

Os dez riachos amostrados na bacia do rio Anapu são integrantes do sistema fluvial localizado dentro? da unidade de conservação Floresta Nacional de Caxiuanã. Esta unidade abrange os municípios paraenses de Melgaço e Portel. A maior parte do componente florestal da FLONA de Caxiuanã é classificada como Floresta Ombrófila Densa de Terra Firme (Almeida *et al.*, 1993). Segundo a classificação de Köppen, o clima na região é do tipo “Am”, classe que representa regiões de clima tropical com rápidos períodos de seca e sazonalidade bem definida (Peel *et al.*, 2007). A temperatura local varia de 23°C a 32,7°C, com média de 26,7°C. O intervalo de precipitação varia de 50mm (outubro) a 379 mm (março) resultando em uma intensidade média anual de chuvas de 2.000 mm.

Os sete riachos amostrados na bacia do rio Tapajós foram coletados na Floresta Nacional do Tapajós, unidade de conservação que compreende os municípios de Placas, Rurópolis, Belterra e Aveiro no estado do Pará. A FLONA do Tapajós é coberta por Floresta Ombrófila Densa. Segundo a classificação de Köppen, o clima na FLONA do Tapajós é do tipo “Am”, descrito anteriormente. A temperatura oscila do mínimo de 21°C ao máximo de 30,6°C, a média anual é de 25,5°C. Os maiores registros de pluviosidade ocorrem entre os meses de janeiro a maio (290 mm) e os menores de agosto a outubro (40 mm), a média anual é de aproximadamente 1820 mm (IBAMA, 2004).

Na bacia do rio Juruena os dez riachos amostrados estão localizados no Parque Nacional do Juruena, no município de Apiacás, estado do Mato Grosso. Cerca de 50% da floresta que compõe o PARNA do Juruena é considerada Floresta Ombrófila Densa Aberta. Nessa região o clima segundo a classificação de Köppen é do tipo “Am”, classe que representa regiões de clima tropical com rápidos períodos de estiagem e sazonalidade bem definida (Peel *et al.*, 2007). A temperatura local varia de 15°C a 32°C, com média de 25,7°C. A pluviosidade mínima (10 mm) é verificada durante o período de estiagem, que ocorre nos meses de junho a setembro e a máxima (350 mm) ocorre durante o período chuvoso, nos meses de outubro a abril. A média anual de pluviosidade na localidade varia de 2.000 a 2.500 mm (ICMBio, 2011).

Na bacia do rio Negro foram amostrados dez riachos pertencentes à Reserva Florestal Adolpho Ducke. Esta é localizada nas proximidades do município de Manaus e abrange uma área de 10.000 ha, coberta sobretudo por Floresta de Terra Firme. Na classificação de Köppen o clima da região é do tipo “Af”, definido como equatorial úmido, com temperatura anual média de 26,7 °C. A precipitação anual é em média de

2.286 mm. O período chuvoso ocorre nos meses de novembro a maio e a estiagem entre junho a outubro (Ribeiro *et al.*, 1999; Mendonça *et al.*, 2005).

Os oito riachos amostrados na bacia do rio Acará estão situados na propriedade da empresa Agropalma nos municípios de Tailândia, Tomé-Açu, Acará e Moju. A Agropalma mantém oito fragmentos florestais que totalizam 50.000 ha, estes fragmentos são em grande parte (90%) caracterizados como Floresta Ombrófila Densa de Terra Firme, mas há uma pequena porção (10%) com características de Campina. De acordo com a classificação Köppen, o clima local é do tipo “Am”. A temperatura média anual é de 26°C (Oliveira *et al.*, 2002). A pluviosidade mantém-se entre 427 mm a 54 mm, sendo os maiores valores registrados durante o mês de março (período chuvoso) e os menores em setembro (estiagem), a média anual é de 2.344 mm (Albuquerque *et al.*, 2010).

As amostragens na bacia do rio Capim foram realizadas em dez riachos da propriedade da empresa Cikel Ltda. no município de Paragominas - PA. A maior parte da área florestal nesta região é composta por Floresta Equatorial Úmida de Terra Firme (Veloso *et al.*, 1991). O clima é do tipo “Am” na classificação de Köppen, descrito como tropical úmido com temperatura anual média de 27°C e precipitação média por ano de 1.775 mm. O período de estiagem na região compreende os meses de julho a novembro (Watrin & Rocha, 1992).

DELINEAMENTO AMOSTRAL

Em cada riacho foi demarcado um trecho amostral de 150 m, o qual foi dividido por 11 transecções, totalizando 10 seções longitudinais de 15 m cada. As transecções foram denominadas de A a K e as seções pelo intervalo de transecções que as compõem (A-B, B-C, C-D, ..., J-K) (Figura 2).

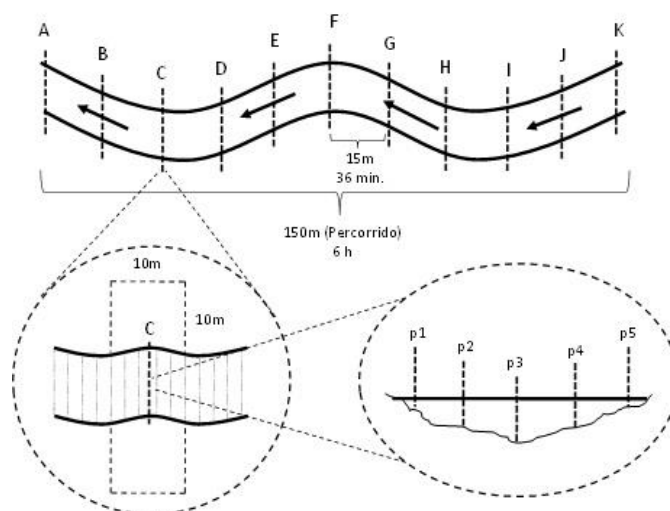


Figura 2 Esquema de amostragem empregado para coleta em 55 trechos de riachos na Amazônia. As letras (A-K) indicam as transecções, marcadas a cada 15 m. As seções longitudinais referem-se aos segmentos entre as transecções.

COLETA DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS

Para caracterizar a estrutura do ambiente, foi aplicada uma versão adaptada do protocolo de avaliação do habitat físico da Agência de Proteção Ambiental Americana (US-EMAP, Kaufmann *et al.*, 1999; Peck *et al.*, 2006). A partir dos dados obtidos pelo protocolo, foram avaliados componentes estruturais do habitat físico dos riachos que incluem a morfologia do canal, tipo de substrato, unidades do canal, presença de madeira no leito, hidráulica, cobertura e estrutura da vegetação ripária, e disponibilidade de abrigos para organismos aquáticos.

Nas transecções em cinco pontos equidistantes foram tomadas as medidas de profundidade do canal (cm), tipo de substrato (%), classificado como rocha lisa ou rugosa, concreto, matacão, cascalho, areia, sedimentos finos, argila consolidada, banco de folhas, matéria orgânica, macrófitas, algas, raízes ou madeira), bem como sua imersão. Além dessas, foram mensuradas em cada transecção a largura molhada (m) e cobertura de dossel (mensurada em seis pontos: direita, centro direita, centro montante, centro jusante, centro esquerda e esquerda com o uso de densiômetro). Foram ainda mensuradas a presença de abrigos para peixes (classificados em pedaços de madeira grandes e pequenos, árvores vivas ou raízes, banco de folhas, vegetação suspensa, matacão, margem escavada, estruturas artificiais) e estrutura da vegetação ripária (estimativa visual da cobertura proporcionada pela zona ripária em ambas as margens. Inclui desde árvores de grande porte até plantas rasteiras e solo exposto) considerando os 5 m anteriores e posteriores à transecção.

Nas seções longitudinais, as medidas de profundidade do talvegue (talvegue é a parte mais profunda do riacho, em cm), classificação das unidades de canal (principal tipo fluxo em uma linha transversal, classificados como queda d'água, cascatas, rápidos, corredeiras, fluxo suaves, piscinas ou canal seco) foram tomadas a cada metro ao longo do intervalo percorrido. Além dessas medidas, nas seções longitudinais também foi estimada a quantidade de madeira no leito dos riachos (registrada em cinco categorias de tamanho) e tipo de substrato.

As combinações de variáveis possibilitaram a elaboração de outras, como as variáveis razão largura/profundidade do trecho e área molhada. No total, com as

informações do protocolo, 43 métricas de caracterização do habitat foram calculadas de acordo com Kaufmann et al. (1999), sendo quatro métricas de morfologia do canal, 11 de substrato, duas de hidráulica, cinco de unidade do canal, seis de cobertura do dossel, duas de madeira, duas de declividade, uma de sinuosidade e dez de abrigo para organismos aquáticos (Material Suplementar S1).

COLETA DA ICTIOFAUNA

Para a coleta dos peixes foram usadas redes de mão (peneira) de 75 cm de diâmetro, com malha metálica de 3 mm de abertura entre nós opostos. O esforço amostral foi padronizado em 36 minutos por seção longitudinal, sendo as coletas das seções alternadas entre dois coletores (Prudente *et al.*, 2016). Os espécimes coletados foram fixados em formalina 10% por 72h e posteriormente conservados em álcool 70%. Os exemplares foram identificados ao menor nível taxonômico possível, com uso de literatura especializada (Géry, 1977; Kullander, 1986; Mago-Leccia, 1994; Planquette *et al.*, 1996; Albert, 2001; Reis *et al.*, 2003) e consulta à especialistas.

MEDIDAS ECOMORFOLÓGICAS

Com o intuito de analisar a estrutura ecomorfológica das assembleias foram selecionados cinco exemplares, sempre que possível, de cada espécie capturada para a tomada de variáveis morfométricas. Para evitar o efeito de variações na forma do corpo devido ao desenvolvimento ontogenético dos peixes, foram selecionados indivíduos adultos de tamanhos mais semelhantes na amostra (Pagotto *et al.*, 2011). No caso de espécies que apresentam dimorfismo sexual, o sexo que não altera suas características morfológicas durante o período reprodutivo foi selecionado.

A seleção de atributos ecomorfológicos ocorreu a partir de características quantitativas, tomadas através de 18 medidas morfométricas (Material Suplementar S2). Estas foram mensuradas do lado esquerdo dos exemplares, utilizando paquímetro digital de 150 mm com precisão de 0,1 mm. As áreas das nadadeiras foram obtidas através do contorno das mesmas sobre papel milimetrado que posteriormente foram digitalizados e tratados no software *ImageJ*. O ângulo entre lábios e o eixo do corpo foi estimado a partir de fotografia dos espécimes. A partir das medidas absolutas, foram calculados 12 atributos ecomorfológicos (Material Suplementar S3). A seleção de atributos foi adaptada de Fuentes (2011).

ANÁLISE DE DADOS

Variáveis ambientais

Com o intuito de reduzir o número de métricas, foi realizada uma pré-seleção de variáveis ambientais. Primeiramente, variáveis com coeficiente de variação menor que 0,1 ($CV \leq 10\%$), bem como variáveis com mais de 70% dos dados com valor igual a 0 foram removidas. As demais foram submetidas à correlação de Spearman ($r_s \geq 0,70$ e $p < 0,05$) para testar a redundância entre elas. Na análise de redundância, quando duas métricas mostraram-se correlacionadas, apenas uma foi selecionada para análises posteriores.

Seguida a pré-seleção, as métricas restantes foram padronizadas e ordenadas por uma Análise de Componentes Principais (PCA), utilizando *Broken-stick* (Jackson, 1993) como critério de parada. Na PCA foram retidas as métricas que apresentaram alta correlação com os eixos ($\geq 0,7$).

Relação atributos - variáveis ambientais

Para testar associações entre as variáveis ambientais e os atributos ecomorfológicos, foi aplicada análise RLQ (Dolédéc *et al.*, 1996) e *Fourth-corner* (Legendre *et al.*, 1997). Ambas utilizam informações contidas em três matrizes: tabela R de variáveis ambientais por localidade, tabela L de ocorrência ou abundância de espécies por localidade e tabela Q de dados de média dos atributos morfológicos por espécie. Embora utilizem os mesmos dados, RLQ e *Fourth-corner* divergem quanto aos objetivos. A análise RLQ resulta em associações multivariadas através de uma ordenação que melhor ajusta a variação entre atributos morfológicos e variáveis ambientais intermediada pela abundância de espécies. Para isso, a primeira etapa da RLQ é realizar três ordenações separadas e neste estudo as matrizes de variáveis ambientais e atributos das espécies foram ordenadas por análises de componentes principais (PCA) e na matriz de abundância de espécies foi aplicada análise de correspondência (CA).

Diferentemente da RLQ, a análise *Fourth corner* combina as matrizes R, L e Q em uma matriz de associações bivariadas entre atributos e variáveis ambientais e em seguida testa a significância destas associações por permutações. No teste de significância, foi aplicado o modelo 6 de permutação, o qual combina o modelo 2 (permutação dos riachos na matriz R) e o modelo 4 (permutação de espécies na matriz Q) para testar a hipótese

nula de que a distribuição das espécies entre os locais não é relacionada às condições ambientais e aos atributos das espécies (Dray *et al.*, 2014).

Todas as análises foram realizadas no programa R (R Development Core Team, 2016), utilizando os pacotes Vegan (Oksanen *et al.*, 2016) e Ade4 (Dray & Dufour, 2007).

RESULTADOS

Após as etapas de seleção, dez variáveis ambientais foram utilizadas nas análises RLQ e *Fourth corner* (Tabela 1). Do total de 43 variáveis do habitat físico, quatro variáveis apresentaram o valor 0 em mais de 70% dos dados, duas variáveis tiveram coeficiente de variação menor que 10%, dez variáveis foram correlacionadas com outras variáveis ($rS \geq 0,70$ e $p < 0,05$) e 17 variáveis foram pouco correlacionadas aos eixos da PCA ($\leq 0,7$).

As variáveis selecionadas representaram as diferenças no tipo e na imersão do substrato, na quantidade de abrigo para organismos aquáticos e na intensidade do fluxos dos riachos nas seis diferentes localidades. As maiores médias de abrigos (árvores vivas, banco de folhas e madeira grande) foram encontradas em riachos da bacia do rio Anapu e as menores nos riachos das bacias dos rios Tapajós (banco de folhas), Capim (árvores vivas) e Juruena (madeira grande) (Tabela 1).

Quanto ao substrato, os riachos da bacia do rio Negro apresentaram a maior média de areia e nos riachos da bacia do rio Anapu houve ausência desse componente em todas as amostras. No entanto, as médias mais elevadas das variáveis matéria orgânica e substratos finos foram registradas nesta localidade, enquanto as menores médias de matéria orgânica e substratos finos foram registradas na Bacia do Juruena e Negro, respectivamente. A maior média de raízes finas foi encontrada em riachos da bacia do Rio Negro e a menor em riachos da bacia do rio Juruena. Nestes, também foi observada a maior média de imersão do substrato, ao passo que a menor média de imersão foi a dos riachos da bacia do rio Acará (Tabela 1).

Em relação à velocidade de fluxo, os riachos do rio Anapu foram os de fluxo mais lento, enquanto que os riachos da bacia do Juruena foram caracterizados por fluxo rápido. De modo que a maior média de fluxo foi observada em riachos do rio Juruena e a menor nos corpos d'água da bacia do rio Capim (Tabela 1).

Tabela 1 Lista das variáveis selecionadas após a redução de métricas, contendo os códigos das métricas, a média e o desvio padrão por bacia hidrográfica. Foram amostrados sete a dez riachos por bacia durante o período de seca. DP = desvio padrão.

Variável	Código	Acará	Anapu	Capim	Juruena	Negro	Tapajós
		Média ± DP	Média ± DP	Média ± DP	Média ± DP	Média ± DP	Média ± DP
Abrigo - Árvores Vivas	XFC_ROT	22,81 ± 12,66	47,93 ± 22,37	10,38 ± 7,678	12,13 ± 8,784	46,86 ± 15,49	26,03 ± 9,420
Abrigo - Banco de Folhas	XFC_LEB	39,97 ± 22,74	57,15 ± 24,94	43,45 ± 21,39	33,70 ± 23,58	19,61 ± 10,33	17,33 ± 9,567
Abrigo - Madeira Grande	XFC_BIG	27,52 ± 23,03	44,79 ± 31,10	13,13 ± 14,67	2,659 ± 2,984	4,113 ± 2,028	3,344 ± 4,900
Areia (%)	PCT_SA	30,5 ± 14,50	0 ± 0	22,15 ± 19,19	31,44 ± 19,10	38,08 ± 11,69	36,98 ± 19,09
Matéria Orgânica (%)	PCT_ORG	60,83 ± 14,35	72,95 ± 30,50	51,34 ± 10,16	34,83 ± 21,48	61,05 ± 11,59	47,80 ± 12,71
Raízes Finas (%)	PCT_RT	7,666 ± 4,976	6,857 ± 9,637	6,476 ± 4,704	3,047 ± 4,507	36,56 ± 9,764	22,36 ± 7,589
Substratos Finos (%)	PCT_FN	6,5 ± 3,733	26,09 ± 31,17	9,590 ± 6,969	20,08 ± 9,444	0,666 ± 1,008	10,79 ± 17,00
Imersão (%)	XEMBED	44,68 ± 24,64	62,25 ± 21,85	53,30 ± 14,62	69,93 ± 14,87	61,07 ± 11,76	66,12 ± 10,89
Fluxo Suave (%)	PCT_GL	58,97 ± 25,80	92 ± 22,75	69,4 ± 14,90	33,93 ± 30,14	45 ± 18,07	41,71 ± 26,16
Vazão (m ³ /s)	Vazão	0,059 ± 0,050	0,121 ± 0,109	0,036 ± 0,043	0,381 ± 0,767	0,046 ± 0,079	0,143 ± 0,103

Os espécimes capturados contabilizaram 15.222 indivíduos distribuídos em 7 ordens, 26 famílias e 120 espécies (Material Suplementar S4). Riachos da bacia do rio Anapu apresentaram maior abundância de indivíduos e foram seguidos pelos riachos das bacias do rio Capim, Acará, Negro, Tapajós e Juruena, respectivamente. Em termos de riqueza de espécies, as assembleias da bacia do rio Anapu apresentaram maior número de espécies, seguidas das assembleias das bacias dos rios Acará, Capim, Juruena, Tapajós e Negro.

Considerando a área de estudo em sua totalidade, a ordem Characiformes apresentou a maior abundância seguida das ordens Perciformes e Siluriformes. Os Characiformes e Perciformes foram mais abundantes em riachos da bacia do rio Anapu, já peixes da ordem Siluriformes foram mais abundantes em riachos da bacia do rio Acará. Analisando as bacias individualmente, os Characiformes foram os mais abundantes em todas bacias.

As ordens com maior riqueza incluem os Characiformes, Siluriformes e Gymnotiformes com 45, 31 e 23 espécies, respectivamente. Juntas estas ordens representam 82,5 % do número total de espécies capturadas. Observando entre bacias, os Characiformes foram os que apresentaram o maior número de espécies em todas as bacias, exceto em riachos da bacia do Juruena que tiveram a mesma proporção de Siluriformes.

As espécies mais abundantes foram os Characiformes *Hyphessobrycon heterorhabdus* e *Copella arnoldi* e o Perciformes *Apistogramma* gr. *regani*. *Hyphessobrycon heterorhabdus* foi principalmente encontrado na bacia do rio Capim e *C. arnoldi* e *A. gr. regani* foram mais abundantes em riachos da bacia do rio Anapu.

Os atributos ecomorfológicos de 117 espécies de peixes foram utilizados (Material Suplementar S5). A espécie *Paracanthopoma parva* não foi incluída nas análises porque haviam apenas indivíduos muito pequenos (< 2 cm) na amostra e *Pygidianops amphioxus* e *Synbranchus marmoratus* não foram incluídos para evitar grande distorção dos dados devido às suas características peculiares, como ausência de nadadeiras.

No total, 89,2% da variação entre as variáveis ambientais e os atributos ecomorfológicos dos peixes foi sumarizada nos dois primeiros eixos da RLQ, sendo que no primeiro eixo 63,52% da variação foi explicada, enquanto o segundo eixo representou 25,69% da variação. A ordenação das variáveis ambientais na RLQ representou, principalmente, variações na quantidade de abrigo para organismos aquáticos e na velocidade de fluxo dos riachos. A variável média de abrigo por árvores vivas

(XFC_ROT) foi positivamente correlacionada ao eixo 1, enquanto fluxo suave (PCT_GL) foi positivamente correlacionada ao eixo 2 da RLQ (Tabela 2).

Tabela 2 Resumo estatístico da RLQ. Os valores em destaque representam forte relação com os eixos ($>0,5$).

Variáveis	RLQ1	RLQ2
Abrigo - Madeira Grande	0,39	-0,21
Fluxo Suave (%)	0,30	0,51
Matéria Orgânica (%)	0,27	-0,29
Abrigo - Banco de Folhas	0,18	0,22
Areia (%)	-0,44	-0,30
Substratos Finos (%)	0,29	0,31
Raízes Finas (%)	0,09	-0,45
Vazão (m ³ /s)	-0,01	-0,18
Imersão (%)	0,23	-0,08
Abrigo - Árvores Vivas	0,56	-0,36
Autovalor	0,93	0,37
Covariância	0,96	0,61
Correlação	0,46	0,27

Já no primeiro eixo da ordenação dos dados ecomorfológicos, o atributo razão aspecto da nadadeira peitoral (RANP) foi positivamente associado à variável média de abrigo por árvores vivas (XFC_ROT). Já no segundo eixo, os atributos altura relativa (AR) e índice de compressão do corpo (ICC) foram positivamente associados à variável fluxo suave (PCT_GL) (Tabela 3).

Tabela 3 Resultados da correlação de atributos aos dois primeiros eixos da RLQ. Os valores em destaque representam forte relação com os eixos ($>0,5$).

Atributos	RLQ1	RLQ2
Índice de compressão do corpo	0,04	0,56
Altura relativa	0,07	0,52
Comprimento relativo do pedúnculo caudal	0,13	-0,48
Índice de compressão do pedúnculo caudal	-0,05	0,01
Índice de aplanamento ventral	-0,10	-0,30
Área relativa da nadadeira peitoral	0,22	-0,10
Razão aspecto da nadadeira peitoral	0,61	-0,02
Comprimento relativo da cabeça	0,46	0,10
Posição relativa dos olhos	-0,24	-0,06
Largura relativa da boca	-0,18	0,01
Orientação da boca	0,48	-0,16

Atributos	RLQ1	RLQ2
Coefficiente de finura	-0,12	-0,20

Os maiores valores de altura relativa e índice de compressão do corpo foram observados nos Characiformes *Carnegiella strigata*, *Moenkhausia comma* e *Serrasalminae* sp. e no Perciformes *Monocirrhus polyacanthus*, enquanto os maiores valores de razão aspecto da nadadeira peitoral foram os dos Siluriformes *Bunocephalus coracoideus*, *Physopyxis ananas* e do Beloniformes *Potamorhaphis guianensis*. Além das espécies capturadas em riachos da bacia do rio Anapu e em alguns riachos exceções, as espécies de todas as demais bacias apresentaram baixos valores da razão aspecto da nadadeira peitoral (Figura 3).

Seis entre dez riachos da bacia do rio Anapu foram positivamente associados aos dois eixos da RLQ. Neles, houve a predominância de fluxo suave e grande disponibilidade de abrigos (raízes e árvores vivas) para organismos aquáticos. As espécies capturadas nestes corpos d'água são características de hábito pelágico (corpo comprimido) e hábeis em natação contínua (nadadeiras peitorais estreitas) como por exemplo *Hemigrammus ocellifer*, *Aequidens epae* e *Aequidens pallidus* (Figura 3).

A maioria dos riachos das bacias dos rios Capim (7 de 10) e Juruena (6 de 10) foram caracterizados como riachos com significativa proporção de fluxo suave e pouca disponibilidade de abrigos. Os taxa predominante nestes corpos d'água foram os Characiformes também de hábito pelágico (corpo comprimido), semelhante aos peixes dos riachos da bacia do rio Anapu, entretanto com pouca habilidade em natação contínua (nadadeiras peitorais largas) como *Bario steindachneri*, *Hemigrammus* cf. *pretoensis* e *Hyphessobrycon heterorhabdus* (Figura 3).

A maior parte dos riachos das bacias dos rios Acará (6 de 8), Tapajós (6 de 7) e Negro (9 de 10) demonstraram pouca disponibilidade de abrigo e velocidades de fluxo moderadas a fortes, sendo que os riachos da bacia do rio Negro apresentaram as maiores velocidades de fluxo. A estes locais, foram associados peixes característicos de habitat bentônico (corpo deprimido e nadadeiras peitorais largas) como os loricariídeos *Farlowella amazonum*, *Rineloricaria* sp.1 e *Rineloricaria lanceolata*. Além deles, várias outras espécies de corpo deprimido e nadadeiras largas da ordem Siluriformes foram distribuídas ao longo do gradiente de velocidade de fluxo e a maioria das espécies de corpo baixo e alongado e nadadeiras peitorais largas da ordem Gymnotiformes foi concentrada em riachos com velocidade intermediária (Figura 3).

Assim como a RLQ, a análise Fourth-corner identificou associações entre a velocidade de fluxo dos riachos e os atributos das espécies. Os atributos índice de compressão do corpo, altura relativa (AR) e comprimento relativo da cabeça (CRC) foram positivamente associados à variável ambiental fluxo suave (PCT_GL). No entanto, no teste de significância da relação entre os atributos ecomorfológicos das espécies e as variáveis ambientais apenas o modelo 2 de permutação foi significativo indicando que a distribuição das espécies independe de seus atributos.

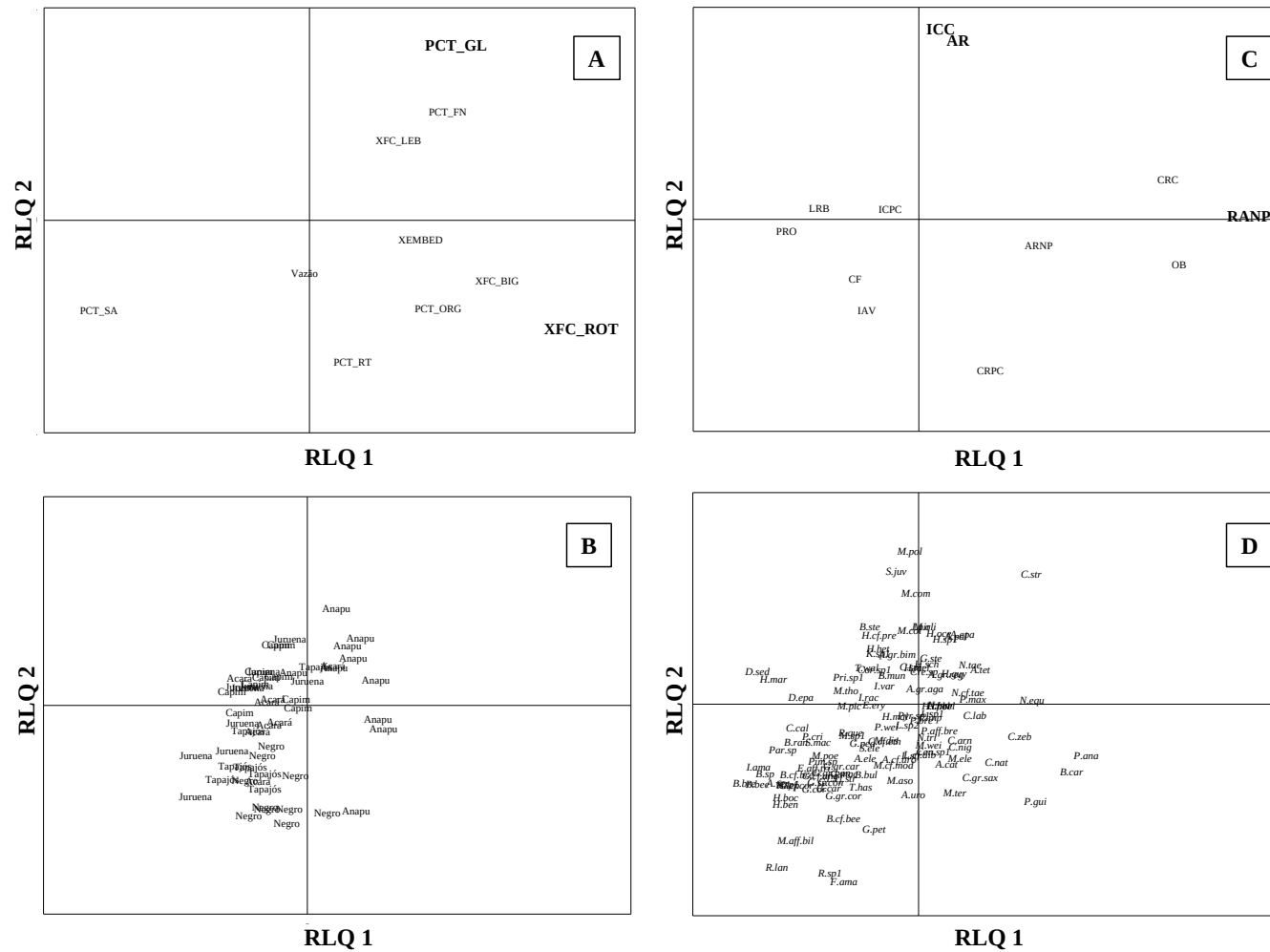


Figura 3 Ordenações dos escores da RLQ das variáveis ambientais (A) mensuradas em 55 riachos das bacias dos rios Anapu, Acará, Capim, Juruena, Negro e Tapajós (B) e os atributos (C) das espécies (D) capturadas nas seis diferentes bacias da Amazônia brasileira. As variáveis em

destaque representam forte relação com os eixos ($>0,5$). Variáveis ambientais: Abrigo - Madeira Grande (XFC_BIG), Abrigo - Banco de Folhas (XFC_LEB), Abrigo - Raízes e Árvores Vivas (XFC_ROT), % Fluxo Suave (PCT_GL), Vazão (m^3/s) (Vazão), Matéria Orgânica (%) (PCT_ORG), % Areia (PCT_SA), % Substratos Finos (PCT_FN), % Raízes Finas (PCT_RT), % Imersão (XEMBED). Atributos: Índice de compressão do corpo (ICC), Altura relativa (AR), Comprimento relativo do pedúnculo caudal (CRPC), Índice de compressão do pedúnculo caudal (ICPC), Índice de aplanamento ventral (IAV), Área relativa da nadadeira peitoral (ARNP), Razão aspecto da nadadeira peitoral (RANP), Comprimento relativo da cabeça (CRC), Posição relativa dos olhos (PRO), Largura relativa da boca (LRB), Orientação da boca (OB), Coeficiente de finura (CF). As siglas das espécies estão contidos no Material Suplementar S5.

DISCUSSÃO

Os riachos estudados demonstraram grande variabilidade nas características do habitat físico, provavelmente devido à grande extensão do sistema hídrico da Amazônia (Santos & Ferreira, 1999). Desde riachos lênticos com grande quantidade de vegetação aos de fluxo rápido sem abrigos por vegetação foram amostrados, demonstrando que não é possível determinar um padrão específico para esses corpos d'água na Amazônia. Assim como no habitat, a variação nos atributos morfológicos foi ampla. Essa grande diversidade morfológica é característica de assembleias de peixes tropicais (Wikramanayake, 1990; Winemiller, 1991) e representa as mudanças no desempenho locomotor dos peixes em função das diferentes características do ambiente (Gatz, 1979; Webb, 1984; Wainwright *et al.*, 2002).

Se considerarmos os atributos selecionados em nosso estudo como elementos que refletem o nicho ecológico, podemos demonstrar a diferenciação morfológica de nicho das espécies estudadas (Winemiller, 1991), uma vez que peixes característicos de riachos de fluxo lento com refúgios em abundância apresentaram diferentes atributos em relação às espécies de riachos de fluxo rápido e pouco abrigo.

O efeito de arrasto representa a resistência do meio aquático ao deslocamento dos organismos através de fricção ou pressão (Gordon *et al.*, 2013, Breda *et al.*, 2005; Webb, 1975). Os peixes utilizam mecanismos de controle de fluxo ativos e passivos para lidar com o efeito de arrasto (Fish & Lauder, 2006; Gordon *et al.*, 2013). O gradiente de compressão e altura do corpo dos peixes evidenciado nos nossos resultados representa os mecanismos de controle de fluxo passivo, estes mecanismos estão relacionados às características morfológicas e estruturais que orientam o fluxo sobre a superfície dos animais para redução da resistência do meio. Já as diferenças constatadas no atributo razão aspecto da nadadeira peitoral representam as estratégias de controle de fluxo ativas, pois os movimentos das nadadeiras alteram diretamente a atuação do fluxo durante a propulsão ou a manobrabilidade (Drucker & Lauder, 2000; Fish & Lauder, 2006).

As variações no atributo razão aspecto da nadadeira peitoral estão relacionadas à forma das nadadeiras peitorais e indicam seus mecanismos de locomoção (Wainwright *et al.*, 2002). Maiores valores de razão aspecto da nadadeira peitoral são característicos de peixes com nadadeiras estreitas que se locomovem por movimentos dorso-ventrais das nadadeiras peitorais. Estas espécies têm propulsão forte e grande eficiência mecânica em natação rápida e contínua devido à diminuição do efeito de arrasto entre a água e a ponta

da nadadeira (Walker & Westneat, 2000; Wainwright *et al.*, 2002; Gordon *et al.*, 2013), enquanto espécies de nadadeiras largas têm alta manobrabilidade e capacidade de propulsão rápida a partir de baixas velocidades de natação. Além de manobrabilidade, maior competência em produzir estabilidade locomotora é atribuída a nadadeiras largas pela sua capacidade de gerar grandes forças laterais (Drucker & Lauder, 2000).

Nenhuma forma de nadadeira peitoral é ótima para ambas as habilidades, tanto natação contínua quanto manobrabilidade, mas existe uma série de estilos intermediários que permitem que as espécies sacrifiquem alguma eficiência em uma em prol da outra (Wainwright *et al.*, 2002). Wainwright *et al.* (2002) observaram várias destas formas intermediárias de nadadeira peitoral em peixes de corais da família Labridae. O mesmo foi observado em algumas espécies de Characiformes capturados neste estudo, como *Characidium zebra*, *Copella nattereri* e *Copella nigrofasciata*. Estas espécies estiveram presentes principalmente em riachos que dispõem de bastante vegetação, entretanto não possuem o formato de corpo ideal para manobrabilidade (comprimidos lateralmente) (Watson & Balon, 1984). Esses formatos intermediários de nadadeira podem melhorar sua capacidade de realizar manobras sem perder muita eficiência em deslocamentos contínuos.

Nossos resultados suportam a associação entre altura do corpo dos peixes e regime de fluxo observada por Poff & Allan (1995). Estes autores registraram maior abundância de peixes altos em riachos com maior estabilidade hidrológica. Entre as espécies deste estudo, as de corpo alto e comprimido, como *Monocirrhus polyacanthus* e *Carnegiella strigata*, mostraram-se características de locais com baixa velocidade de fluxo e bastante vegetação. Nestes locais, espécies de corpo alto apresentam bom desempenho, pois apesar desse formato de corpo não ser hábil para natação rápida, ele favorece a manobrabilidade necessária para se deslocar entre os obstáculos (Gatz, 1979; Webb, 1984; Breda *et al.*, 2005).

Monocirrhus polyacanthus é uma espécie típica da bacia Amazônica que exemplifica bem o comportamento de peixes com alto índice de compressão do corpo e nadadeiras peitorais largas em locais de pouca correnteza e abundância de matéria orgânica no leito. A morfologia desta espécie favorece seu comportamento predador (Liem, 1970). Na captura de peixes, é praticamente imperceptível para presa, pois se aproxima lentamente com os movimentos de seu corpo comprimido e usa a propulsão

forte de suas nadadeiras peitorais largas para uma emboscada rápida (Sazima *et al.*, 2006; Catarino e Zuanon, 2010).

Peixes que realizam emboscadas como *Monocirrhus polyacanthus* são caracterizados por nadadeiras largas, pois apêndices com este formato produzem propulsão rápida a partir de baixas velocidade de natação (Wainwright *et al.*, 2002). *Hoplias malabaricus* e *Erythrinus erythrinus* são espécies características de riachos lânticos com bastante vegetação (Sabino & Zuanon, 1998), que são reconhecidas na literatura por também utilizar essa estratégia (Abelha *et al.*, 2001; Carvalho *et al.*, 2002; Breda, 2005; Ferreira, 2007; Beliene *et al.*, 2014). Nestas espécies predadoras, além de nadadeira largas, o corpo em formato de fuso de *H. malabaricus* e *E. erythrinus* também favorece a tática de emboscada um vez que este formato é ótimo para aceleração (Brosset, 1997). Na captura de presas evasivas a aceleração é importante, pois eleva as chances de sucesso (Webb, 1984).

Em nossos resultados, nos riachos com maior velocidade fluxo houve a diminuição da compressão e altura do corpo dos peixes devido ao aumento da resistência da água aos movimentos dos organismos. Esta relação negativa representa a tática de redução da superfície de contato para diminuição da fricção (Gordon *et al.*, 2013). Nos riachos com maior velocidade de fluxo, foram identificados peixes de corpo deprimido e nadadeiras largas como os loricariídeos *Farlowella amazonum*, *Rineloricaria* sp.1 e *Rineloricaria lanceolata*. Peixes com estes atributos são característicos de habitats bentônicos (Watson & Balon, 1984; Casatti & Castro, 2006, Ribeiro *et al.*, 2016). Sobre eles atuam forças de resistência que tendem a elevar seu corpo (Webb, 1975), entretanto estas espécies conseguem manter sua posição devido a forma do seu corpo e das nadadeiras peitorais e pélvicas largas que, juntos, formam uma superfície sobre a qual a corrente de água o pressiona contra o substrato (Winemiller *et al.*, 2011).

A presença de algumas espécies de Gymnotiformes em riachos com pouca vegetação para abrigo como os da bacia do rio Negro foi inesperada, pois *Gymnotus carapo*, *Brachyhypopomus* sp. e *Eigenmannia trilineata* são espécies características de áreas com folhíço (Ferreira & Casatti, 2006; Teresa & Romero, 2010; Dala-Corte *et al.*, 2016). A localização deles pode ser resultado de diferenças em fatores regionais e históricos da área de estudo (Winemiller *et al.*, 2011), já que a estrutura de assembleias de peixes na Amazônia varia de acordo com variáveis locais, bem como entre bacias hidrográficas (Fernandes *et al.*, 2013). Mudanças nas variáveis regionais podem ser

interpretadas como diferenças nas características físico-químicas, na diversidade de habitat, nos tipos de perturbação das bacias ou em processos evolucionários ou em limitações na dispersão de espécies (Mendonça *et al.*, 2005).

Nossos resultados diferiram dos de Mendonça *et al.* (2005), em estudo da composição de assembleias de peixes de riachos da reserva Adolfo Ducke, quanto à distribuição das espécies de Gymnotiformes em relação à velocidade de fluxo. Na pesquisa de Mendonça *et al.* (2005), os Gymnotiformes não demonstraram um padrão bem definido quanto a velocidade de fluxo, embora a maioria tenha sido mais abundante em riachos de fluxo lento ou moderado. Algumas espécies, como *Gymnorhamphichthys rondoni* e *Eigenmannia macrops*, mostraram-se frequentes tanto em águas lentas como rápidas. Neste estudo, a maioria dos Gymnotiformes foi capturada em riachos com velocidade baixa.

As associações identificadas no nosso estudo corroboram a importância do regime de fluxo e da presença de abrigos em riachos, fatores abióticos citados na literatura como estruturadores das assembleias de peixes (Bunn & Arthington, 2002; Araújo & Tejerina-Garro, 2009; Poff *et al.*, 2010; Casatti, 2010; Mims & Olden, 2012) e confirmam por abordagem morfológica a constatação feita por Bührnheim e Fernandes (2003) de que variações na estrutura de assembleias de peixes de riachos amazônicos podem ser provocadas por mudanças na velocidade de fluxo.

Este resultado é preocupante, pois alterações no regime de fluxo estão entre os principais danos ecológicos causados pela ação humana em rios e riachos (Carlisle *et al.*, 2011), sobretudo através da construção de barragens (Lytle & Poff, 2004; Zheng *et al.*, 2007). Do ponto de vista morfológico, alterações antrópicas representam perda de diversidade devido à substituição de espécies com atributos característicos de habitat bênticos e nectobênticos, como os Siluriformes e Gymnotiformes, por espécies de atributos pelágicos generalistas (Carlisle *et al.*, 2011, Dala-Corte *et al.*, 2016; Ribeiro *et al.*, 2016).

Neste estudo, aspectos teóricos da ecologia de peixes foram confirmados em assembleias de riacho da Amazônia através da abordagem ecomorfológica, demonstrando que análises dos atributos das espécies, na ausência de estudos mais precisos como os filogenéticos, podem ser uma alternativa viável para maior entendimento de assembleias de peixes de riacho. Além disso, as variáveis ambientais identificadas em nosso estudo como estruturadoras das assembleias de peixes chamam atenção, pois são características

dos riachos comumente afetadas pela ação antrópica. Esperamos que esses resultados estimulem a elaboração de mais estudos como este para dar suporte a elaboração de planos de conservação de ecossistemas aquáticos mais eficientes na Amazônia.

REFERÊNCIAS

- Abelha M.C.F., Agostinho A.A. & Goulart E. (2001) Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum*, **23**, 425-434.
- Albert J.S. (2001) *Species diversity and phylogenetic systematics of american knifefishes (Gymnotiformes, Teleostei)*, Miscellaneous Publications of the Museum of Zoology of the University of Michigan, Michigan.
- Albuquerque M.F.D., Souza E.B.D., Oliveira M.D.C.F.D. & Júnior J.a.D.S. (2010) Precipitação nas mesorregiões do estado do Pará: Climatologia, variabilidade e tendências nas últimas décadas (1978-2008). *Revista Brasileira de Climatologia*, **6**, 151-168.
- Almeida S.S., Lisboa P.L.B. & A.S.L. S. (1993) Diversidade florística de uma comunidade arbórea na Estação Científica Ferreira Penna, em Caxiuanã (Pará). *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi*, **9**, 93-128.
- Anjos M.B.D. & Zuanon J. (2007) Sampling effort and fish species richness in small terra firme forest streams of central Amazonia, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, **5**, 45-52.
- Antonucci F., Costa C., Aguzzi J. & Cataudella S. (2009) Ecomorphology of morpho - functional relationships in the family of sparidae: A quantitative statistic approach. *Journal of Morphology*, **270**, 843-855.
- Araújo N.B. & Tejerina-Garro F.L. (2009) Influence of environmental variables and anthropogenic perturbations on stream fish assemblages, Upper Paraná River, Central Brazil. *Neotropical Ichthyology*, **7**, 31-38.
- Arbeláez F., Duivenvoorden J.F. & Maldonado-Ocampo J.A. (2008) Geological differentiation explains diversity and composition of fish communities in upland streams in the southern Amazon of Colombia. *Journal of Tropical Ecology*, **24**, 505 - 515.
- Begon M., Townsend C.R. & Harper J.L. (2009) *Ecologia: De indivíduos a ecossistemas*, Artmed Editora.
- Beliene G.H., Rocha A.R.M. & Souza C.M.M.D. (2014) Parâmetros alimentares de *Hoplias malabaricus*, como ferramenta de análise ambiental na Lagoa Feia, RJ, Brasil. *E&S Engineering and Science*, **1**, 116-124.
- Breda L., Oliveira E.F. & Goulart E. (2005) Ecomorfologia de locomoção de peixes com enfoque para espécies neotropicais. *Acta Scientiarum: Biological Sciences*, **27**, 371-381.
- Brosset A. (1997) Aggressive mimicry by the characid fish *Erythrinus erythrinus*. *Ethology*, **103**, 926-934.
- Buck S. & Sazima I. (1995) An assemblage of mailed cat fishes (Loricariidae) in southeastern Brazil: distribution, activity, and feeding. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, **6**, 325-332.
- Bührnheim C.M. & Fernandes C.C. (2003) Structure of fish assemblages in Amazonian rain-forest streams: effects of habitats and locality. *Copeia*, **2003**, 255-262.

- Bunn S.E. & Arthington A.H. (2002) Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management*, **30**, 492-507.
- Callisto M., Alves C.B.M., Lopes J.D.M. & Castro M.D. (2014) Condições ecológicas em bacias hidrográficas de empreendimentos hidrelétricos. In: *Série Peixe Vivo*, p. 264. CEMIG, Belo Horizonte.
- Carlisle D.M., Wolock D.M. & Meador M.R. (2011) Alteration of streamflow magnitudes and potential ecological consequences: a multiregional assessment. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **9**, 264-270.
- Carvalho L.N., Fernandes C.H.V. & Moreira V.S.S. (2002) Alimentação de *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794)(Osteichthyes, Erythrinidae) no rio Vermelho, Pantanal Sul Mato-Grossense. *Revista Brasileira de Zoociências*, **4**, 227-236.
- Carvalho R.A. & Tejerina-Garro F.L. (2015) The influence of environmental variables on the functional structure of headwater stream fish assemblages: a study of two tropical basins in Central Brazil. *Neotropical Ichthyology*, **13**, 349-360.
- Casatti L. (2002) Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do Alto Rio Paraná, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, **2**, 1-14.
- Casatti L. & Castro R.M.C. (2006) Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, **4**, 203-214.
- Casatti L. (2010) Alterações no Código Florestal Brasileiro: impactos potenciais sobre a ictiofauna/Changes in the Brazilian Forest Code: potential impacts on the ichthyofauna. *Biota Neotropica*, **10**, 31.
- Casatti L., Teresa F.B., Zeni J.D.O., Ribeiro M.D., Brejão G.L. & Ceneviva-Bastos M. (2015) More of the same: High functional redundancy in stream fish assemblages from tropical agroecosystems. *Environmental Management*, **55**, 1300-1314.
- Catarino M.F. & Zuanon J. (2010) Feeding ecology of the leaf fish *Monocirrhus polyacanthus* (Perciformes: Polycentridae) in a terra firme stream in the Brazilian Amazon. *Neotropical Ichthyology*, **8**, 183-186.
- Chase J.M. (2003) Experimental evidence for alternative stable equilibria in a benthic pond food web. *Ecology Letters*, **6**, 733-741.
- Chase J.M. (2007) Drought mediates the importance of stochastic community assembly. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **104**, 17430-17434.
- Chipps S.R., Perry W.B. & Perry S.A. (1994) Fish assemblages of the central Appalachian Mountains: an examination of trophic group abundance in nine West Virginia streams. *Environmental Biology of Fishes*, **40**, 91-98.
- Cranford T.W., Amundin M. & Norris K.S. (1996) Functional morphology and homology in the odontocete nasal complex: implications for sound generation. *Journal of Morphology*, **228**, 223-285.
- Dala - Corte R.B., Giam X., Olden J.D., Becker F.G., Guimarães T.D.F. & Melo A.S. (2016) Revealing the pathways by which agricultural land - use affects stream fish communities in South Brazilian grasslands. *Freshwater Biology*, **61**, 1921-1934.
- Delariva R.L. & Agostinho A.A. (2001) Relationship between morphology and diets of six neotropical loricariids. *Journal of Fish Biology*, **58**, 832-847.
- Dias M.S., Zuanon J., Couto T.B., Carvalho M., Carvalho L.N., Espírito-Santo H.M., Frederico R., Leitão R.P., Mortati A.F. & Pires T.H. (2016) Trends in studies of Brazilian stream fish assemblages. *Natureza & Conservação*, **14**, 106-111.
- Diaz S., Cabido M. & Casanoves F. (1998) Plant functional traits and environmental filters at a regional scale. *Journal of Vegetation Science*, **9**, 113-122.

- Dolédéc S., Chessel D., Ter Braak C. & Champely S. (1996) Matching species traits to environmental variables: a new three-table ordination method. *Environmental and Ecological Statistics*, **3**, 143-166.
- Dray S. & Dufour A.B. (2007) The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. *Journal of Statistical Software*, **22**, 1-20.
- Dray S., Choler P., Dolédéc S., Peres-Neto P.R., Thuiller W., Pavoine S. & Ter Braak C.J.F. (2014) Combining the fourth - corner and the RLQ methods for assessing trait responses to environmental variation. *Ecology*, **95**, 14-21.
- Drucker E.G. & Lauder G.V. (2000) A hydrodynamic analysis of fish swimming speed: wake structure and locomotor force in slow and fast labriform swimmers. *Journal of Experimental Biology*, **203**, 2379-2393.
- Espírito-Santo H.M.V., Magnusson W.E., Zuanon J., Mendonça F.P. & Landeiro V.L. (2009) Seasonal variation in the composition of fish assemblages in small Amazonian forest streams: evidence for predictable changes. *Freshwater Biology*, **54**, 536-548.
- Espírito-Santo H.M.V., Rodríguez M.A. & Zuanon J. (2013) Reproductive strategies of Amazonian stream fishes and their fine-scale use of habitat are ordered along a hydrological gradient. *Freshwater Biology*, **58**, 2494-2504.
- Farré M., Lombarte A., Recasens L., Maynou F. & Tuset V.M. (2015) Habitat influence in the morphological diversity of coastal fish assemblages. *Journal of Sea Research*, **99**, 107-117.
- Fernandes I.M., Lourenço L.S., Ota R.P., Moreira M.M. & Zawadzki C.H. (2013) Effects of local and regional factors on the fish assemblage structure in Meridional Amazonian streams. *Environmental Biology of Fishes*, **96**, 837-848.
- Ferreira C.D.P. & Casatti L. (2006) Influência da estrutura do habitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, **23**, 642-651.
- Ferreira K.M. (2007) Biology and ecomorphology of stream fishes from the rio Mogi-Guaçu basin, Southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, **5**, 311-326.
- Fish F. & Lauder G. (2006) Passive and active flow control by swimming fishes and mammals. *Annual Review of Fluid Mechanics*, **38**, 193-224.
- Frimpong E.A. & Angermeier P.L. Traitbased approaches in the analysis of stream fish communities. In: *Community ecology of stream fishes: concepts, approaches, and techniques*. American Fisheries Society, Symposium, pp. 109-136 2010.
- Gatz A.J. (1979) Ecological morphology of freshwater stream fishes. *Tulane Studies in Zoology and Botany*, **21**, 91-124.
- Géry J. (1977) *Characoids of the world*, T.F.H. Publications, Neptune City.
- Gordon N.D., McMahon T.A., Finlayson B.L., Gippel C.J. & Nathan R.J. (2013) *Stream hydrology: An introduction for ecologists*, Wiley.
- Gravel D., Canham C.D., Beaudet M. & Messier C. (2006) Reconciling niche and neutrality: the continuum hypothesis. *Ecology Letters*, **9**, 399-409.
- Green R.H. (1971) A multivariate statistical approach to the Hutchinsonian niche: bivalve molluscs of central Canada. *Ecology*, **52**, 543-556.
- Grinnell J. (1917) The niche-relationships of the California Thrasher. *The Auk*, **34**, 427-433.
- Grinnell J. (1924) Geography and evolution. *Ecology*, **5**, 225-229.
- Hardin G. (1960) The competitive exclusion principle. *science*, **131**, 1292-1297.
- Heino J. (2013) Environmental heterogeneity, dispersal mode, and co-occurrence in stream macroinvertebrates. *Ecology and Evolution*, **3**, 344-355.

- Hubbell S.P. (2001) *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*, Princeton University Press, Princeton.
- Hutchinson G.E. (1957) Cold spring harbor symposium on quantitative biology. *Concluding remarks*, **22**, 415-427.
- Jackson D.A. (1993) Stopping rules in principal components analysis: A comparison of heuristic and statistical approaches. *Ecology*, **74**, 2204-2214.
- Junk W.J., Soares M.G.M. & Bayley P.B. (2007) Freshwater fishes of the Amazon River basin: their biodiversity, fisheries, and habitats. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, **10**, 153-173.
- Kaufmann P.R., Levine P., Robison E.G., Seeliger C. & Peck D.V. (1999) Quantifying physical habitat in wadeable streams. (Ed Usepa), Washington, D.C.
- Kemenes A. & Forsberg B. (2014) Factors influencing the structure and spatial distribution of fishes in the headwater streams of the Jaú River in the Brazilian Amazon. *Brazilian Journal of Biology*, **74**, S23-S32.
- Kullander S.O. (1986) *Cichlid fishes of the Amazon River drainage of Peru*, Swedish Museum of Natural History, Estocolmo.
- Legendre P., Galzin R. & Harmelin-Vivien M.L. (1997) Relating behavior to habitat: Solutions to the fourth - corner problem. *Ecology*, **78**, 547-562.
- Liem K.F. (1970) Comparative functional anatomy of the Nandidae (Pisces: Teleostei). *Zoology*, **56**, 1-155.
- Lytle D.A. & Poff N.L. (2004) Adaptation to natural flow regimes. *Trends in Ecology & Evolution*, **19**, 94-100.
- Mago-Leccia F. (1994) *Electric fishes of the continental waters of America: classification and catalogue of the electric fishes of the order Gymnotiformes (Teleostei : ostariophysi) with descriptions of new genera and species*, FUDECI, Caracas.
- Mason N.W., Lanoiselée C., Mouillot D., Irz P. & Argillier C. (2007) Functional characters combined with null models reveal inconsistency in mechanisms of species turnover in lacustrine fish communities. *Oecologia*, **153**, 441-452.
- Mazzoni R., Moraes M., Rezende C.F. & Miranda J.C. (2010) Alimentação e padrões ecomorfológicos das espécies de peixes de riacho do alto rio Tocantins, Goiás, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, **100**, 162-168.
- McGill B.J., Enquist B.J., Weiher E. & Westoby M. (2006) Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in ecology & evolution*, **21**, 178-185.
- Mendonça F.P., Magnusson W.E. & Zuanon J. (2005) Relationships between habitat characteristics and fish assemblages in small streams of Central Amazonia. *Copeia*, 751-764.
- Mims M.C. & Olden J.D. (2012) Life history theory predicts fish assemblage response to hydrologic regimes. *Ecology*, **93**, 35-45.
- Moraes M., Rezende C.F. & Mazzoni R. (2013) Feeding ecology of stream-dwelling Characidae (Osteichthyes: Characiformes) from the upper Tocantins River, Brazil. *Zoologia (Curitiba)*, **30**, 645-651.
- Mouchet M.A., Burns M.D., Garcia A.M., Vieira J.P. & Mouillot D. (2013) Invariant scaling relationship between functional dissimilarity and co - occurrence in fish assemblages of the Patos Lagoon estuary (Brazil): environmental filtering consistently overshadows competitive exclusion. *Oikos*, **122**, 247-257.
- Mouillot D., Dumay O. & Tomasini J.A. (2007) Limiting similarity, niche filtering and functional diversity in coastal lagoon fish communities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **71**, 443-456.

- Ohlberger J., Staaks G. & Hölker F. (2006) Swimming efficiency and the influence of morphology on swimming costs in fishes. *Journal of Comparative Physiology B*, **176**, 17-25.
- Oksanen J., Blanchet G., Kindt R., Legendre P., Minchin P.R., O'hara R.B., Simpson G.L., Solymos P., Stevens M.H.H. & Wagner H. (2016) vegan: Community ecology package.
- Oliveira L.L., Fontinhas R.L., Lima A.M.M. & Lima R.J.S. (2002) Mapas dos parâmetros climatológicos do Estado do Pará: umidade, temperatura e insolação, médias anuais. In: *Anais do XIII Congresso Brasileiro de Meteorologia* pp. CD-ROM. Sociedade Brasileira de Meteorologia, Fortaleza.
- Pagotto J.P.A., Goulart E., Oliveira E.F. & Yamamura C.B. (2011) Trophic ecomorphology of Siluriformes (Pisces, Osteichthyes) from a tropical stream. *Brazilian Journal of Biology*, **71**, 469-479.
- Pease A.A., Lez-Díaz A.a.G., Rodiles-Hernández R. & Winemiller K.O. (2012) Functional diversity and trait–environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. *Freshwater Biology*, **57**, 1060–1075.
- Peck D.V., Herlihy A.T., Hill B.H., Hughes R.M., Kaufmann P.R., Klemm D.J., Lazorchak J.M., McCormick F.H., Peterson S.A., Ringold P.L., Magee T. & Cappaert M. (2006) Environmental monitoring and assessment program-surface waters: western pilot study field operations manual for wadeable streams. (Ed Esepa), Washington, DC.
- Peel M.C., Finlayson B.L. & McMahon T.A. (2007) Updated world map of the Koppen-Geiger climate classification. *Hydrology and earth system sciences*, **11**, 1633–1644.
- Peres-Neto P.R. (2004) Patterns in the co-occurrence of fish species in streams: the role of site suitability, morphology and phylogeny versus species interactions. *Oecologia*, **140**, 352-360.
- Planquette P., Keith P. & Bail P.Y.L. (1996) *Atlas des poissons d'eau douce de Guyane*, Service du patrimoine naturel, Paris.
- Poff N.L. (1997) Landscape filters and species traits: Towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of The North American Benthological Society*, **16**, 391-409.
- Poff N.L. & Allan J.D. (1995) Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. *Ecology*, **76**, 606-627.
- Poff N.L. & Zimmerman J.K. (2010) Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biology*, **55**, 194-205.
- Portella T., Lobón-Cerviá J., Manna L.R., Bergallo H.G. & Mazzoni R. (2016) Eco-morphological attributes and feeding habits in coexisting characins. *Journal of Fish Biology*, n/a-n/a.
- Pouilly M., Lino F., Bretenoux J.G. & Rosales C. (2003) Dietary–morphological relationships in a fish assemblage of the Bolivian Amazonian floodplain. *Journal of Fish Biology*, **62**, 1137-1158.
- Prudente B.S., Pompeu P.S., Juen L. & Montag L.F.A. (2016) Effects of reduced-impact logging on physical habitat and fish assemblages in streams of Eastern Amazonia. *Freshwater Biology*, 1-14.
- Pyron M., Williams L., Beugly J. & Jacquemin S.J. (2011) The role of trait - based approaches in understanding stream fish assemblages. *Freshwater Biology*, **56**, 1579-1592.

- Queiroz C.D.S. (2014) Relação entre atributos funcionais e características do habitat em comunidades de girinos. (Ed U.E. Paulista), p. 49, São José do Rio Preto.
- Rachello-Dolmen P. & Cleary D. (2007) Relating coral species traits to environmental conditions in the Jakarta Bay/Pulau Seribu reef system, Indonesia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **73**, 816-826.
- Ramírez F., Davenport T.L. & Mojica J.I. (2015) Dietary–morphological relationships of nineteen fish species from an Amazonian terra firme blackwater stream in Colombia. *Limnologia - Ecology and Management of Inland Waters*, **52**, 89-102.
- Reis R.E., Kullander S.O. & Ferraris C.J. (2003) *Check list of the freshwater fishes of South and Central America*, EDIPUCRS, Porto Alegre.
- Ribeiro J.E.L., Hopkins M.J.G., Vicentini A., Sothers C.A., Costa M.a.S., Brito J.M., Souza M.a.D., Martins L.H.P., Lohmann L.G., Assuncao P.a.C.L., Pereira E.D.C., Silva C.F., Mesquita M.R. & Procópio L.C. (1999) *Flora da Reserva Ducke: guia de identificação das plantas vasculares de uma floresta de terra firme na Amazônia Central*, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus.
- Ribeiro M.D., Teresa F.B. & Casatti L. (2016) Use of functional traits to assess changes in stream fish assemblages across a habitat gradient. *Neotropical Ichthyology*, **14**.
- Sabino J. & Zuanon J.S. (1998) A stream fish assemblage in Central Amazonia: distribution, activity patterns and feeding behavior. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, **8**, 201-210.
- Santos G.M. & Ferreira E.J.G. (1999) Peixes da bacia amazônica. In: *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. (Ed R.H. Lowe-McConnell), pp. 345–373. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Sazima I., Carvalho L.N., Mendonça F.P. & Zuanon J. (2006) Fallen leaves on the water-bed: diurnal camouflage of three night active fish species in an Amazonian streamlet. *Neotropical Ichthyology*, **4**, 119-122.
- Sternberg D. & Kennard M.J. (2013) Environmental, spatial and phylogenetic determinants of fish life - history traits and functional composition of Australian rivers. *Freshwater Biology*, **58**, 1767-1778.
- Strahler A.N. (1957) Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions of the American Geophysical Union*, **38**, 913–920.
- Teresa F.B., Casatti L. & Cianciaruso M.V. (2015) Functional differentiation between fish assemblages from forested and deforested streams. *Neotropical Ichthyology*, **13**, 361-370.
- Teresa F.B. & Romero R.D.M. (2010) Influence of the riparian zone phytophysionomies on the longitudinal distribution of fishes: evidence from a Brazilian savanna stream. *Neotropical Ichthyology*, **8**, 163-170.
- Townsend C.R., Begon M. & Harper J.L. (2010) *Fundamentos em ecologia*, Artmed, Porto Alegre.
- Townsend C.R. & Hildrew A.G. (1994) Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater Biology*, **31**, 265-275.
- Townsend C., Doledec S. & Scarsbrook M. (1997) Species traits in relation to temporal and spatial heterogeneity in streams: a test of habitat templet theory. *Freshwater Biology*, **37**, 367-387.
- Tyus H.M. (2012) *Ecology and Conservation of Fishes*, Taylor & Francis.
- Vandermeer J.H. (1972) Niche Theory. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **3**, 107-132.
- Vázquez D.P. (2005) Reconsiderando el nicho hutchinsoniano. *Ecología austral*, **15**, 149-158.

- Veloso H.P., Rangel-Filho A.L.R. & Lima J.C.A. (1991) *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*, IBGE Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro.
- Verberk W., Van Noordwijk C. & Hildrew A. (2013) Delivering on a promise: integrating species traits to transform descriptive community ecology into a predictive science. **32**, 531-547.
- Verhoef H.A. & Morin P.J. (2010) *Community Ecology: Processes, Models, and Applications*, Oxford University Press.
- Violle C., Navas M.L., Vile D., Kazakou E., Fortunel C., Hummel I. & Garnier E. (2007) Let the concept of trait be functional! *Oikos*, **116**, 882-892.
- Wainwright P.C., Bellwood D.R. & Westneat M.W. (2002) Ecomorphology of Locomotion in Labrid Fishes. *Environmental Biology of Fishes*, **65**, 47-62.
- Walker I. (1991) Algumas considerações sobre um programa de zoneamento da Amazônia. In: *Bases científicas para estratégias de preservação e desenvolvimento da Amazônia*. (Eds A.L. Val & R. Figliuolo & E. Feldberg). Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus.
- Walker J.A. & Westneat M.W. (2000) Mechanical performance of aquatic rowing and flying. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, **267**, 1875-1881.
- Watrin O.S. & Rocha A.M.A. (1992) *Levantamento da vegetação natural e do uso da terra no município de Paragominas (PA) utilizando imagens TM/Landsat*, EMBRAPA/CPATU, Belém.
- Watson D.J. & Balon E.K. (1984) Ecomorphological analysis of fish taxocenes in rainforest streams of northern Borneo. *Journal of Fish Biology*, 371-384.
- Webb P.W. (1975) Hydrodynamics and energetics of fish propulsion. *Bulletin of Fisheries Research Board of Canada*, **190**, 1-172.
- Webb P.W. (1984) Body form, locomotion and foraging in aquatic vertebrates. *American Zoologist*, **24**, 107-120.
- Wikramanayake E.D. (1990) Ecomorphology and biogeography of a tropical stream fish assemblage: evolution of assemblage structure. *Ecology*, **71**, 1756-1764.
- Winemiller K.O. (1991) Ecomorphological diversification in lowland freshwater fish assemblages from five biotic regions. *Ecological Monographs*, **61**, 343-365.
- Winemiller K.O., Agostinho A.A. & Caramaschi E.P. (2011) Fish ecology in tropical streams. In: *Tropical stream ecology*. (Ed D. Dudgeon), pp. 107-146. Elsevier Science.
- Zheng H., Zhang L., Liu C., Shao Q. & Fukushima Y. (2007) Changes in stream flow regime in headwater catchments of the Yellow River basin since the 1950s. *Hydrological Processes*, **21**, 886-893.
- Zobel M. (1997) The relative of species pools in determining plant species richness: an alternative explanation of species coexistence? *Trends in Ecology & Evolution*, **12**, 266-269.

MATERIAL SUPLEMENTAR

S1 Lista das variáveis ambientais calculadas a partir do protocolo de avaliação do habitat físico da Agência de Proteção Ambiental Americana (US-EMAP, Kaufmann *et al.*, 1999; Peck *et al.*, 2006), contendo os códigos das métricas, a média e o desvio padrão em suas respectivas categorias por bacia hidrográfica. Foram amostrados 7-10 riachos por área durante o período de seca. DP = desvio padrão.

Categoria	Variável	Código	Acará	Anapu	Capim	Juruena	Negro	Tapajós
			Média ± DP	Média ± DP	Média ± DP	Média ± DP	Média ± DP	Média ± DP
Abrigo	Abrigo Total	XFC_TOT	160,4 ± 51,53	249,6 ± 109,9	112,6 ± 42,24	102,3 ± 46,30	161,4 ± 32,51	99,83 ± 29,01
	Vegetação pendurada	XFC_OHV	22,47 ± 9,464	37 ± 15,99	16,43 ± 7,635	18,13 ± 11,19	43,36 ± 15,38	20,55 ± 13,26
	Madeira pequena	XFC_BRS	41,93 ± 19,56	50,34 ± 27,60	19,11 ± 12,25	22,90 ± 10,47	22,93 ± 6,391	27,92 ± 6,631
	Banco de Folhas	XFC_LEB	39,97 ± 22,74	57,15 ± 24,94	43,45 ± 21,39	33,70 ± 23,58	19,61 ± 10,33	17,33 ± 9,567
	Árvores Vivas	XFC_ROT	22,81 ± 12,66	47,93 ± 22,37	10,38 ± 7,678	12,13 ± 8,784	46,86 ± 15,49	26,03 ± 9,420
	Margem Escavada	XFC_UCB	3,096 ± 2,683	0 ± 0	8,863 ± 5,481	2,954 ± 1,376	1,136 ± 0,940	1,883 ± 1,647
	Madeira Grande	XFC_LWD	27,52 ± 23,03	44,79 ± 31,10	13,13 ± 14,67	2,659 ± 2,984	4,113 ± 2,028	3,344 ± 4,900
	Macrófita	XFC_AQM	1,107 ± 2,264	12,40 ± 18,31	0 ± 0	4,181 ± 13,06	23,34 ± 13,07	2,305 ± 2,428
	Matacão	XFC_RCK	1,448 ± 3,578	0 ± 0	0,409 ± 0,725	5,590 ± 9,005	0 ± 0	0 ± 0
	Alga Filamentosa	XFC_ALG	0,056 ± 0,160	0 ± 0	0,886 ± 2,499	0,045 ± 0,143	0,045 ± 0,143	0,129 ± 0,221
Cobertura da Vegetação Ripária	Dossel Margens (%)	XCDENBK	98,42 ± 0,963	96,79 ± 2,533	94,41 ± 4,030	89,62 ± 3,405	95,69 ± 1,540	96,86 ± 0,972
	Dossel Canal (%)	XCDENMID	97,27 ± 1,336	93,90 ± 3,204	89,75 ± 4,383	83,51 ± 10,36	93,70 ± 2,031	96,35 ± 1,806
	Cobertura total	XCMG	200,4 ± 56,19	237,5 ± 34,21	180,3 ± 23,06	242,5 ± 31,14	265,1 ± 41,54	230,8 ± 24,86
	Cobertura Dossel	XC	82,13 ± 28,63	73,76 ± 11,55	67,77 ± 13,59	87,75 ± 15,11	82,98 ± 12,32	94,59 ± 17,72
	Cobertura intermediária	XM	67,54 ± 22,76	93,04 ± 18,66	71,98 ± 14,39	90,04 ± 16,89	96,30 ± 16,29	83,08 ± 12,21
	Cobertura rasteira	SDG	50,82 ± 25,17	70,78 ± 24,90	40,59 ± 6,334	64,72 ± 11,96	85,86 ± 21,17	23,65 ± 6,823
Declividade	Declividade Trecho (%)	XSLOPE_%	0,001 ± 0,001	0,000 ± 0,000	0,004 ± 0,001	0,002 ± 0,003	0,010 ± 0,006	0,007 ± 0,004

Categoria	Variável	Código	Acará	Anapu	Capim	Juruena	Negro	Tapajós
			Média ± DP	Média ± DP	Média ± DP	Média ± DP	Média ± DP	Média ± DP
Hidráulica	Elevação	XSLOPE	2,99 ± 2,020	1,145 ± 0,425	6,002 ± 2,889	4,491 ± 4,583	15,48 ± 10,00	11,41 ± 6,745
	Velocidade de correnteza	Vel	0,094 ± 0,052	0,093 ± 0,054	0,079 ± 0,063	0,329 ± 0,239	0,259 ± 0,222	0,299 ± 0,089
	Vazão m³/s	Vazão	0,059 ± 0,050	0,121 ± 0,109	0,036 ± 0,043	0,381 ± 0,767	0,046 ± 0,079	0,143 ± 0,103
Madeira	Número Madeira no Leito / 150m	C1W_100	50,58 ± 30,83	33,46 ± 21,10	20,73 ± 13,24	20 ± 13,35	21,06 ± 9,000	10,85 ± 3,521
	Volume Madeira no Leito / 150m	V1W_100	12,92 ± 10,16	22,30 ± 22,73	2,809 ± 2,281	9,284 ± 8,660	2,775 ± 1,534	1,324 ± 0,670
Morfologia do Canal	Razão Largura & Profundidade no Trecho (m²)	XWD_RAT	13,08 ± 6,592	8,956 ± 4,661	9,485 ± 1,887	10,56 ± 2,465	7,145 ± 1,453	7,650 ± 2,243
	Profundidade Talvegue (cm)	XDEPTH_T	30,16 ± 14,29	54,36 ± 15,95	25,57 ± 11,08	38,98 ± 29,87	31,40 ± 13,63	10,71 ± 2,940
	Largura Molhada (m)	XWIDTH	3,453 ± 1,200	4,516 ± 2,062	2,249 ± 0,544	4,071 ± 3,135	2,011 ± 0,589	0,955 ± 0,511
	Área molhada no Trecho (m²)	XWXD	1,143 ± 0,888	2,459 ± 1,161	0,637 ± 0,434	2,391 ± 3,281	0,713 ± 0,499	0,955 ± 0,511
Sinuosidade	Sinuosidade Trecho	SINU	1,098 ± 0,061	1,048 ± 0,033	1,150 ± 0,090	1,178 ± 0,298	1,210 ± 0,093	1,178 ± 0,164
Substrato	Imersão (Canal + Margens) (%)	XEMBED	44,68 ± 24,64	62,25 ± 21,85	53,30 ± 14,62	69,93 ± 14,87	61,07 ± 11,76	66,12 ± 10,89
	Matéria Orgânica (%)	PCT_ORG	60,83 ± 14,35	72,95 ± 30,50	51,34 ± 10,16	34,83 ± 21,48	61,05 ± 11,59	47,80 ± 12,71
	Substrato < 16 mm Diâmetro (%)	PCT_SFGE_S	37,16 ± 13,54	26,09 ± 31,17	37,76 ± 12,06	54,97 ± 15,33	38,75 ± 11,62	49,29 ± 11,37
	Areia (%)	PCT_SA	30,5 ± 14,50	0 ± 0	22,15 ± 19,19	31,44 ± 19,10	38,08 ± 11,69	36,98 ± 19,09
	Banco de Folhas (%)	PCT_BF	16,66 ± 6,089	27,90 ± 23,33	28,26 ± 10,77	20,25 ± 16,75	10,8 ± 4,324	8,795 ± 6,578
	Serapilheira Fina (%)	PCT_SF	30 ± 16,89	17,04 ± 15,83	11,40 ± 11,46	6,832 ± 5,932	8,423 ± 4,750	10,77 ± 8,921
	Raízes Finas (%)	PCT_RT	7,666 ± 4,976	6,857 ± 9,637	6,476 ± 4,704	3,047 ± 4,507	36,56 ± 9,764	22,36 ± 7,589
	Finos (%)	PCT_FN	6,5 ± 3,733	26,09 ± 31,17	9,590 ± 6,969	20,08 ± 9,444	0,666 ± 1,008	10,79 ± 17,00

Categoria	Variável	Código	Acará	Anapu	Capim	Juruena	Negro	Tapajós
			Média ± DP	Média ± DP	Média ± DP	Média ± DP	Média ± DP	Média ± DP
	Substrato > 16mm Diâmetro (%)	PCT_BIGR	0,666 ± 1,425	0 ± 0	3,523 ± 5,697	8,476 ± 10,39	0 ± 0	2,891 ± 2,778
	Macrófitas (%)	PCT_MA	0,166 ± 0,471	0,952 ± 2,199	0 ± 0	0,761 ± 2,409	0,095 ± 0,301	0 ± 0
	Algas (%)	PCT_AL	0 ± 0	0 ± 0	0,095 ± 0,301	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Unidades do Canal	Fluxo Suave (%)	PCT_GL	58,97 ± 25,80	92 ± 22,75	69,4 ± 14,90	33,93 ± 30,14	45 ± 18,07	41,71 ± 26,16
	Sequência Fluxo Rápido, Suave e Piscinas	SEQ_FLO_1	0,127 ± 0,082	0,024 ± 0,039	0,163 ± 0,063	0,118 ± 0,103	0,161 ± 0,081	0,082 ± 0,049
	Fluxo Rápido	PCT_FAST	34,61 ± 30,55	7,533 ± 22,45	23,8 ± 17,62	64,2 ± 31,03	54,66 ± 18,09	46,95 ± 29,44
	Sequência Fluxo Rápido e Lento	SEQ_FLO_2	0,097 ± 0,094	0,016 ± 0,036	0,130 ± 0,064	0,108 ± 0,091	0,157 ± 0,076	0,055 ± 0,037
	Piscinas	PCT_POOL	6,416 ± 9,686	0,466 ± 0,632	6,8 ± 5,801	1,866 ± 2,490	0,333 ± 0,566	11,33 ± 7,241

S2 Medidas absolutas empregadas para o cálculo dos atributos ecomorfológicos, com os respectivos códigos e forma de medição.

Medida absoluta	Sigla	Medição
Altura da cabeça	AC	Distância vertical entre o dorso e o ventre através da pupila.
Altura da linha média do olho	ALMO	Distância vertical desde a região média da pupila até a região ventral da cabeça.
Altura do pedúnculo caudal	APC	Máxima distância vertical entre as extremidades dorsal e o ventral do pedúnculo caudal.
Altura máxima da nadadeira peitoral	AMP	Distância máxima entre as margens dorsal e ventral da nadadeira peitoral totalmente distendida.
Altura máxima do corpo	AMC	Máxima distância vertical desde o dorso até o ventre.
Área da nadadeira caudal (mm ²)	ANC	Área da nadadeira caudal a partir da inserção dos ossos hipurais.
Área da nadadeira dorsal (mm ²)	AND	-
Área da nadadeira peitoral (mm ²)	ANP	-
Área do corpo (mm ²)	ADC	Área total do corpo, excluindo a cabeça e as nadadeiras.
Comprimento da cabeça	CC	Distância desde a margem anterior da mandíbula superior até a extremidade posterior do opérculo.
Comprimento máximo da nadadeira peitoral	CMP	Máxima distância horizontal entre as margens anterior e posterior da nadadeira peitoral.
Comprimento do pedúnculo caudal	CPC	Distância horizontal entre a base da nadadeira anal e a margem posterior da última vértebra, medida na linha média do corpo.
Comprimento padrão	CP	Distância desde a margem anterior da mandíbula superior até a inserção dos ossos hipurais.
Largura do pedúnculo caudal	LPC	Máxima distância horizontal do corpo à altura do pedúnculo caudal.
Largura da boca	LB	Distância máxima horizontal da boca.
Largura máxima do corpo	LMC	Máxima distância horizontal do corpo.
Linha média máxima	LMM	Distância vertical máxima desde a linha média até o ventre. Sendo a linha média definida como a linha imaginária que se origina na pupila e percorre o centro do corpo até última vértebra.

Medida absoluta	Sigla	Medição
Orientação da boca (°)	OB	Definida pelo ângulo formado entre o plano tangencial aos lábios e o plano perpendicular ao eixo longitudinal do corpo.

S3 Atributos ecomorfológicos analisados com suas respectivas siglas, fórmulas e interpretações ecológicas.

Atributo	Sigla	Fórmula	Interpretação
Índice de compressão do corpo	ICC	AMC/LMC	Valores elevados podem indicar peixes comprimidos que preferem habitats com menor velocidade de água (Watson & Balon, 1984).
Altura relativa	AR	AMC/CP	Valores menores indicam peixes que habitam águas rápidas (Gatz, 1979).
Comprimento relativo do pedúnculo caudal	CRPC	CPC/CP	Altos valores estão associados à maior capacidade natatória ou de propulsão a curtas distâncias (Winemiller, 1991).
Índice de compressão do pedúnculo caudal	ICPC	APC/LPC	Valores elevados indicam peixes com pedúnculos comprimidos, típico de peixes com nado pouco ativo (Gatz, 1979).
Índice de aplanamento ventral	IAV	LMM/AMC	Altos valores indicam espécies associadas a ambientes próximos ao substrato (Watson & Balon, 1984).
Área relativa da nadadeira peitoral	ARNP	ANP/ADC	Altos valores são relacionados a lenta natação ou a peixes de águas turbulentas ()
Razão aspecto da nadadeira peitoral	RANP	CMP/AMP	Altos valores são relacionados a espécies migratórias ou de natação contínua (Wainwright <i>et al.</i> , 2002)
Comprimento relativo da cabeça	CRC	CC/CP	Altos valores indicam peixes que capturam presas grandes (Pouilly <i>et al.</i> , 2003).
Posição relativa dos olhos	PRO	ALMO/AC	Altos valores indicam olhos dorsais, encontrados normalmente em peixes bênticos (Pouilly <i>et al.</i> , 2003)
Largura relativa da boca	LRB	LB/CP	Altos valores indicam peixes que se alimentam de presas grandes (Gatz, 1979)
Orientação da boca	OB	°	Altos valores são associados a peixes que se alimentam próximo a superfície (Gatz, 1979). Inferior = entre 10° e 80°; Terminal = 90°; Superior = entre 100° e 170°; Ventral = 0°.
Coeficiente de finura	CF	$CP/\sqrt{AMC*LMC}$	Valores de 2 a 6 indicam arraste reduzido; a relação ótima para o nado eficiente é 4,5 (Ohlberger <i>et al.</i> , 2006).

S4 Abundância de espécies classificadas por ordens e famílias coletadas nos riachos das bacias de drenagem dos rios Acará, Anapu Capim, Juruena, Negro e Tapajós.

Ordem/Família/Espécie Autoridade	Acará	Anapu	Capim	Juruena	Negro	Tapajós	Total
Beloniformes							
Belonidae							
<i>Potamorhaphis guianensis</i> Jardine, 1843		1					1
Characiformes							
Characidae							
<i>Astyanax</i> gr. <i>bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)				22			22
<i>Bario steindachneri</i> (Eigenmann, 1893)			2				2
<i>Gnathocharax steindachneri</i> Fowler, 1913		25					25
<i>Hemigrammus bellottii</i> (Steindachner, 1882)	25	143					168
<i>Hemigrammus</i> cf. <i>belottii</i> (Steindachner, 1882)			83				83
<i>Hemigrammus</i> cf. <i>pretoensis</i> Géry, 1965					70		70
<i>Hemigrammus guyanensis</i> Géry, 1959		359					359
<i>Hemigrammus schmardae</i> (Steindachner, 1882)						16	16
<i>Hemigrammus</i> sp.1				33		48	81
<i>Hemigrammus ocellifer</i> (Steindachner, 1882)	7	12	18			25	62
<i>Hyphessobrycon heterorhabdus</i> (Ulrey, 1894)	554	452	1925			5	2936
<i>Hyphessobrycon melazonatus</i> Durbin in Eigenmann, 2008					64		64
<i>Iguanodectes rachovii</i> Regan, 1912	79	5	216				300
<i>Jupiaba pirana</i> Zanata, 1997				3			3
<i>Knodus</i> sp.1				67			67
<i>Moenkhausia collettii</i> (Steindachner, 1882)						40	40
<i>Moenkhausia comma</i> Eigenmann, 1908						2	2

Ordem/Família/Espécie Autoridade	Acará	Anapu	Capim	Juruena	Negro	Tapajós	Total
<i>Moenkhausia oligolepis</i> (Günther, 1864)			2	19			21
<i>Priocharax</i> sp.1		4					4
<i>Pristella maxillaris</i> Ulrey, 1894		3					3
Crenuchidae							
<i>Ammocriptocharax elegans</i> Weitzman & Kanazawa, 1976	3						3
<i>Characidium</i> cf. <i>etheostoma</i> Cope, 1872			13				13
<i>Characidium zebra</i> Eigenmann, 1909				4			4
<i>Crenuchus spilurus</i> Günther, 1863	6	393			21	1	421
<i>Melanocharacidium</i> cf. <i>dispilomma</i> Buckup, 1993	1						1
<i>Microcharacidium eleotrioides</i> (Géry, 1960)					240		240
<i>Microcharacidium weitzmani</i> Buckup, 1993	736	105	15				856
<i>Poecilocharax weitzmani</i> Géry, 1965					85		85
Erythrinidae							
<i>Erythrinus erythrinus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	11	9	170	85	18	7	300
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	4	8	9	2	2		25
Gasteropelecidae							
<i>Carnegiella strigata</i> (Günther, 1864)	3	595	1				599
Iguanodectidae							
<i>Bryconops munduruku</i> Silva-Oliveira, Canto & Ribeiro, 2015						4	4
<i>Iguanodectes variatus</i> Géry, 1993						19	19
Lebiasinidae							
<i>Copella arnoldi</i> (Regan, 1912)	295	2476					2771
<i>Copella nattereri</i> (Steindachner, 1876)						1	1
<i>Copella nigrofasciata</i> (Meinken, 1952)		24			25	69	118
<i>Lebiasina</i> sp. 1				91			91

Ordem/Família/Espécie Autoridade	Acará	Anapu	Capim	Juruena	Negro	Tapajós	Total
<i>Lebiasina</i> sp. 2				13			13
<i>Nannostomus eques</i> Steindachner, 1876		15					15
<i>Nannostomus marginatus</i> Eigenmann, 1909					3		3
<i>Nannostomus trifasciatus</i> Steindachner, 1876	19	31	13				63
<i>Pyrrhulina</i> aff. <i>brevis</i> Steindachner, 1876			337				337
<i>Pyrrhulina brevis</i> Steindachner, 1876					175		175
<i>Pyrrhulina</i> sp. 1	34	2					36
Serrasalminidae							
<i>Serrasalminidae</i> sp.				2			2
Cyprinodontiformes							
Rivulidae							
<i>Anablepsoides</i> cf. <i>urophthalmus</i> (Günther, 1866)	76						76
<i>Anablepsoides urophthalmus</i> (Günther, 1866)		1	44				45
<i>Laimosemion</i> cf. <i>dibaphus</i> (Myers, 1927)						124	124
<i>Laimosemion</i> cf. <i>strigatus</i> (Regan, 1912)	57						57
<i>Laimosemion strigatus</i> (Regan, 1912)		112					112
<i>Melanorivulus</i> cf. <i>modestus</i> (Costa, 1991)						79	79
Gymnotiformes							
Gymnotidae							
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758				18		1	19
<i>Gymnotus</i> cf. <i>anguillaris</i> Hoedeman, 1962						12	12
<i>Gymnotus</i> cf. <i>coropinae</i> Crampton & Albert, 2003		16	76				92
<i>Gymnotus coropinae</i> Crampton & Albert, 2003					3	2	5
<i>Gymnotus</i> gr. <i>carapo</i> Linnaeus, 1758	3						3
<i>Gymnotus</i> gr. <i>coropinae</i> Crampton & Albert, 2003	11						11

Ordem/Família/Espécie Autoridade	Acará	Anapu	Capim	Juruena	Negro	Tapajós	Total
<i>Gymnotus</i> gr. <i>pantherinus</i> (Steindachner, 1908)		16					16
<i>Gymnotus pedanopterus</i> Mago-Leccia, 1994					8		8
<i>Gymnotus</i> sp.			34				34
Hypopomidae							
<i>Brachyhypopomus beebei</i> (Schultz, 1944)	86						86
<i>Brachyhypopomus brevirostris</i> (Steindachner, 1868)	9						9
<i>Brachyhypopomus bullocki</i> Sullivan & Hopkins, 2009	14						14
<i>Brachyhypopomus</i> cf. <i>beebei</i> (Schultz, 1944)				1			1
<i>Brachyhypopomus</i> cf. <i>brevirostris</i> (Steindachner, 1868)		12		2			14
<i>Brachyhypopomus</i> sp.			92				92
<i>Hypopygus benoneae</i> Peixoto, Dutra, de Santana & Wosiacki, 2013		3					3
<i>Hypopygus lepturus</i> Hoedeman, 1962	22	13					35
<i>Microsternarchus</i> aff. <i>bilineatus</i> Fernández-Yépez, 1968		8	4				12
<i>Steatogenys elegans</i> (Steindachner, 1880)	4						4
<i>Steatogenys</i> sp. 1		1					1
Rhamphichthyidae							
<i>Gymnorhamphichthys petiti</i> Géry & Vu, 1964	48	9	106				163
Sternopygidae							
<i>Eigenmannia</i> aff. <i>trilineata</i> López & Castello, 1966				7			7
<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	1		1				2
Perciformes							
Cichlidae							
<i>Aequidens epae</i> Kullander 1995				6			6
<i>Aequidens pallidus</i> (Heckel, 1840)					103	17	120
<i>Aequidens tetramerus</i> (Heckel, 1840)	2	8	67				77

Ordem/Família/Espécie Autoridade	Acará	Anapu	Capim	Juruena	Negro	Tapajós	Total
<i>Apistogramma</i> gr. <i>agassizii</i> (Steindachner, 1875)	14	319				4	337
<i>Apistogramma</i> gr. <i>regani</i> Kullander, 1980	341	574	462			88	1465
<i>Crenicara</i> sp.			2				2
<i>Crenicichla</i> gr. <i>saxatilis</i> (Linnaeus, 1758)	1		30				31
<i>Crenicichla inpa</i> Ploeg, 1991				1		6	7
<i>Crenicichla labrina</i> Spix & Agassiz, 1831		2					2
<i>Nannacara</i> cf. <i>taenia</i> Regan, 1912	33						33
<i>Nannacara taenia</i> Regan, 1912		432					432
Eleotridae							
<i>Microphilypnus ternetzi</i> Myers, 1927		2					2
Polycentridae							
<i>Monocirrhus polyacanthus</i> Heckel, 1840		4					4
Siluriformes							
Aspredinidae							
<i>Bunocephalus caracoideus</i> (Cope, 1874)	4						4
Auchenipteridae							
<i>Centromochlus</i> sp. 1				2			2
<i>Tetranematichthys wallacei</i> Vari & Ferraris, 2006		1	1				2
Callichthyidae							
<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)			2	3			5
<i>Corydoras</i> sp. 1				1			1
<i>Megalechis picta</i> (Muller e Troschel, 1848)			1				1
<i>Megalechis thoracata</i> (Valenciennes, 1840)	4						4
Cetopsidae							
<i>Denticetopsis epa</i> Vari, Ferraris & de Pinna, 2005	4		5				9

Ordem/Família/Espécie Autoridade	Acará	Anapu	Capim	Juruena	Negro	Tapajós	Total
<i>Denticetopsis seducta</i> Vari, Ferraris & de Pinna, 2005					1		1
<i>Helogenes marmoratus</i> Günther, 1863	109	33	152		10	59	363
Doradidae							
<i>Acanthodoras cataphractus</i> Linnaeus, 1758		1					1
<i>Physopyxis ananas</i> Sousa & Rapp Py-Daniel, 2005		132					132
Heptapteridae							
<i>Gladioglanis conquistador</i> Lundberg, Bornbusch & Mago-Leccia, 1991	85						85
<i>Gladioglanis machadoi</i> Ferraris & Mago-Leccia, 1989		40					40
<i>Helogenes marmoratus</i> Günther, 1863	12						12
<i>Mastiglanis asopos</i> Bockmann, 1994				2			2
<i>Myoglanis</i> sp. 1				6			6
<i>Pimelodella cristata</i> (Müller & Troschel, 1849)				1			1
<i>Pimelodella</i> sp.			2				2
<i>Rhamdia quellen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	1						1
Loricariidae							
<i>Ancistrus verecundus</i> Fisch-Muller, Cardoso, da Silva & Bertaco, 2005				34			34
<i>Farlowella amazonum</i> (Günther, 1864)	4			18			22
<i>Hisonotus bockmanni</i> Carvalho & Datovo, 2012				24			24
<i>Rineloricaria lanceolata</i> (Günther, 1868)					4		4
<i>Rineloricaria</i> sp. 1				4			4
Pseudopimelodidae							
<i>Batrochoglanis raninus</i> (Valenciennes 1840)	1		1				2
<i>Microglanis poecilus</i> Eigenmann, 1912				5			5
Trichomycteridae							
<i>Ituglanis amazonicus</i> (Steindachner, 1882)	20		18			1	39

Ordem/Família/Espécie Autoridade	Acará	Anapu	Capim	Juruena	Negro	Tapajós	Total
<i>Paracanthopoma parva</i> Giltay, 1935	8						8
<i>Paracanthopoma</i> sp.			18				18
<i>Pygidianops amphioxus</i> Pinna & Kirovsky, 2011					17		17
<i>Trichomycterus hasemani</i> (Eigenmann, 1914)	160	1	3				164
Synbranchiformes							
Synbranchidae							
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	2	3	4	13	5	2	29
Abundância total	2913	6405	3929	489	854	632	15222

S5 Valores médios dos atributos e códigos de 117 espécies de peixes de riachos das bacias de drenagem dos rios Acará, Anapu Capim, Juruena, Negro e Tapajós. Os códigos dos atributos estão contidos no Material Suplementar S3.

Espécie	Código	Atributos											
		ICC	AR	CRPC	ICPC	IAV	ARNP	RANP	CRC	PRO	LRB	OB	CF
<i>Acanthodoras cataphractus</i>	A.cat	1,0672	0,1853	0,1934	1,1326	0,5283	0,3810	2,2176	0,4237	0,7879	0,1319	1,1901	5,5756
<i>Aequidens epae</i>	A.epa	2,4538	0,4553	0,1443	3,9000	0,5426	0,0726	3,1789	0,3587	0,6850	0,1023	1,5847	3,4406
<i>Aequidens pallidus</i>	A.pal	2,3741	0,4380	0,1077	3,0653	0,5757	0,1036	3,0401	0,3405	0,6308	0,1044	1,5828	3,5180
<i>Aequidens tetramerus</i>	A.tet	2,2064	0,4327	0,1187	3,3523	0,8304	0,0874	3,7440	0,3684	0,6641	0,1015	1,5658	3,4328
<i>Ammocryptocharax elegans</i>	A.ele	1,4446	0,1339	0,1989	1,7230	0,5039	0,0769	1,6613	0,2217	0,5095	0,0311	1,3345	8,9730
<i>Anablepsoides cf. urophthalmus</i>	A.cf.uro	1,1934	0,1775	0,1635	2,2397	0,5686	0,0923	2,1599	0,2551	0,6380	0,0999	2,1913	6,1532
<i>Anablepsoides urophthalmus</i>	A.uro	1,0198	0,1735	0,1932	5,9103	0,7134	0,1190	2,2503	0,2597	0,7137	0,0815	2,4307	5,8221
<i>Ancistrus verecundus</i>	A.ver	0,7252	0,2088	0,2593	1,0190	0,6368	0,2052	2,1260	0,2109	0,7401	0,1260	0,0000	4,0778
<i>Apistogramma gr. agassizii</i>	A.gr.aga	2,0079	0,2833	0,1218	3,7542	0,6129	0,0948	2,6392	0,3372	0,6354	0,0926	1,5079	5,0014
<i>Apistogramma gr. regani</i>	A.gr.reg	1,9617	0,3426	0,1219	4,1030	0,5676	0,1198	2,7658	0,3289	0,6237	0,0800	1,5214	4,0881
<i>Astyanax gr. bimaculatus</i>	A.gr.bim	2,4687	0,3732	0,1490	3,3011	0,5291	0,0595	2,3694	0,2857	0,6587	0,0997	1,6037	4,2098
<i>Bario steindachneri</i>	B.ste	2,5176	0,4405	0,0909	3,2824	0,5519	0,0580	1,9482	0,2577	0,6421	0,0956	1,6369	3,6017
<i>Batrochoglanis raninus</i>	B.ran	0,8128	0,2190	0,1373	3,1617	0,5360	0,1648	1,7468	0,3296	0,8808	0,2280	1,3490	4,1175
<i>Brachyhypopomus beebei</i>	B.bee	1,9012	0,1004	0,1741	3,5952	0,6998	0,0155	2,0097	0,0991	0,7972	0,0228	1,2561	13,7380
<i>Brachyhypopomus brevirostris</i>	B.bre	1,8738	0,0755	0,2461	165,7935	0,5046	0,0212	2,5407	0,0962	0,5238	0,0188	1,4113	18,1219
<i>Brachyhypopomus bullocki</i>	B.bul	1,9352	0,0879	0,2023	2,3083	0,4319	0,0092	2,4193	0,0896	0,5035	0,0167	2,0524	15,8283
<i>Brachyhypopomus cf. beebei</i>	B.cf.bee	1,8697	0,0677	0,2861	3,5455	0,5337	0,0137	3,3097	0,0752	0,5923	0,0132	1,2492	20,2051
<i>Brachyhypopomus cf. brevirostris</i>	B.cf.bre	1,9573	0,0832	0,1477	3,8788	0,6023	0,0190	3,2124	0,1068	0,8032	0,0222	0,9980	16,8108
<i>Brachyhypopomus sp.</i>	B.sp	1,8810	0,1138	0,2049	2,9215	0,6013	0,0229	1,6203	0,1162	0,7285	0,0323	1,2481	12,0485
<i>Bryconops munduruku</i>	B.mun	2,2502	0,3391	0,1288	3,1869	0,5944	0,0789	1,9048	0,2260	0,5374	0,0703	1,8591	4,4238
<i>Bunocephalus caracoideus</i>	B.car	1,0838	0,1590	0,2741	0,8942	0,4515	0,7133	1,9346	0,5553	0,3515	0,1115	0,0000	6,5496
<i>Callichthys callichthys</i>	C.cal	0,8150	0,1741	0,0806	4,5985	0,5217	0,0650	1,6275	0,2161	0,5473	0,1034	0,9605	5,1846

Espécie	Código	Atributos											
		ICC	AR	CRPC	ICPC	IAV	ARNP	RANP	CRC	PRO	LRB	OB	CF
<i>Carnegiella strigata</i>	C.str	3,2780	0,4944	0,0837	2,8739	0,2111	0,1668	3,1587	0,2530	0,6240	0,0599	2,6445	3,6624
<i>Centromochlus</i> sp. 1	Cen.sp1	1,4902	0,2072	0,2189	5,0000	0,5816	0,0503	3,6054	0,2375	0,5773	0,1262	1,8020	5,8917
<i>Characidium</i> cf. <i>etheostoma</i>	C.cf.eth	1,7241	0,2074	0,1653	3,3518	0,6560	0,1451	2,0745	0,2496	0,6539	0,0453	1,4328	6,3313
<i>Characidium zebra</i>	C.zeb	1,7715	0,1956	0,1545	2,9342	0,6067	0,0636	5,6450	0,2227	0,6728	0,0428	1,4741	6,8033
<i>Copella arnoldi</i>	C.arn	1,6955	0,2053	0,1762	2,7420	0,5813	0,0609	2,9200	0,2505	0,5485	0,0602	2,2354	6,3409
<i>Copella nattereri</i>	C.nat	1,7384	0,1511	0,2180	2,2606	0,5084	0,0768	3,6707	0,2287	0,5377	0,0495	2,2544	8,7266
<i>Copella nigrofasciata</i>	C.nig	1,7303	0,1679	0,2013	2,7219	0,4698	0,0685	2,9179	0,2199	0,5290	0,0482	2,2321	7,8327
<i>Corydoras</i> sp. 1	Cor.sp1	1,4489	0,3698	0,1346	3,2700	0,4924	0,0834	2,7193	0,2748	0,6044	0,0806	0,5379	3,2549
<i>Crenichara</i> sp.	Cre.sp	1,9987	0,3912	0,1531	2,1653	0,5294	0,1405	2,2968	0,2982	0,6678	0,0698	1,5387	3,6140
<i>Crenicichla</i> gr. <i>saxatilis</i>	C.gr.sax	1,3870	0,1942	0,1374	3,9846	0,9473	0,1335	3,2450	0,3383	0,5893	0,0807	2,0884	6,0654
<i>Crenicichla inpa</i>	C.inp	1,6726	0,2216	0,1215	2,9701	0,5492	0,1179	1,8312	0,3232	0,5792	0,0955	2,2604	5,8370
<i>Crenicichla labrina</i>	C.lab	1,6624	0,2193	0,1061	3,0048	0,5346	0,1202	2,2339	0,3350	0,5652	0,0776	2,5198	5,8804
<i>Crenuchus spilurus</i>	C.spi	2,5000	0,2927	0,1445	3,7748	0,5326	0,0628	2,1478	0,3247	0,6000	0,0866	1,5936	5,4025
<i>Denticetopsis epa</i>	D.epa	1,4019	0,2428	0,1030	3,7591	0,5765	0,0649	1,8473	0,3026	0,6174	0,1662	0,7711	4,8765
<i>Denticetopsis seducta</i>	D.sed	1,6919	0,2357	0,0956	4,8806	0,4897	0,0696	1,5667	0,2584	0,5281	0,1434	0,0000	5,5180
<i>Eigenmannia</i> aff. <i>trilineata</i>	E.aff.tri	2,5981	0,1020	0,2394	3,1825	0,6151	0,0363	2,4155	0,0922	0,5639	0,0195	1,1236	15,8016
<i>Erythrinus erythrinus</i>	E.ery	1,4525	0,2563	0,1194	5,0040	0,5333	0,0676	1,9610	0,2928	0,5912	0,1238	1,6876	4,7021
<i>Farlowella amazonum</i>	F.ama	0,7367	0,0666	0,4689	0,5814	0,6550	0,0972	2,9080	0,2287	0,6492	0,0439	0,0000	12,8871
<i>Gladioglanis conquistador</i>	G.con	0,8233	0,0989	0,1247	3,3190	0,5046	0,0473	2,2576	0,2287	0,8984	0,0979	2,0841	9,1738
<i>Gladioglanis machadoi</i>	G.mac	0,8333	0,0853	0,1029	5,3786	0,4506	0,0486	2,3500	0,1690	0,6321	0,0852	1,9577	10,6967
<i>Gnathocharax steindachneri</i>	G.ste	2,8011	0,2805	0,0589	3,0000	0,5314	0,1920	2,5167	0,2293	0,6100	0,0828	2,0767	5,9664
<i>Gymnorhamphichthys petiti</i>	G.pet	3,4838	0,0863	0,4597	2,4276	0,6276	0,0135	2,3969	0,1889	0,9000	0,0129	2,3236	21,6262
<i>Gymnotus carapo</i>	G.car	1,4240	0,1104	0,1549	4,2857	0,6370	0,0187	1,8068	0,1253	0,6595	0,0499	2,3796	10,8125
<i>Gymnotus</i> cf. <i>anguillaris</i>	G.cf.ang	1,3445	0,0665	0,0230	5,5714	0,5845	0,0230	1,4900	0,1087	0,5009	0,0334	2,5517	17,4397
<i>Gymnotus</i> cf. <i>coropinae</i>	G.cf.cor	1,3454	0,0739	0,0602	3,6433	0,6251	0,0190	1,1282	0,1006	0,5614	0,0393	2,5621	15,6922

Espécie	Código	Atributos											
		ICC	AR	CRPC	ICPC	IAV	ARNP	RANP	CRC	PRO	LRB	OB	CF
<i>Gymnotus coropinnae</i>	G.cor	1,3862	0,0678	0,0938	5,6522	0,5584	0,0117	1,7403	0,0885	0,5378	0,0319	2,3310	17,3682
<i>Gymnotus gr. carapo</i>	G.gr.car	1,2933	0,0950	0,0898	3,7110	0,5483	0,0219	1,6906	0,1431	0,5079	0,0421	2,1933	11,9684
<i>Gymnotus gr. coropinae</i>	G.gr.cor	1,2820	0,0618	0,1299	4,2353	0,5304	0,0158	1,6687	0,1095	0,3636	0,0204	2,1442	18,3135
<i>Gymnotus gr. pantherinus</i>	G.gr.pan	1,5336	0,0847	0,0715	5,1818	0,5671	0,0167	1,9333	0,1146	0,6529	0,0373	2,5611	14,6164
<i>Gymnotus pedanopterus</i>	G.ped	1,3500	0,0824	0,0251	5,6667	0,3268	0,0215	2,2439	0,1122	0,6082	0,0450	2,7187	14,1047
<i>Gymnotus sp.</i>	G.sp	1,3411	0,0745	0,0535	3,0795	0,6328	0,0218	1,5178	0,1090	0,5452	0,0340	2,4669	15,5449
<i>Helogenes marmoratus</i>	H.mar	2,0258	0,2105	0,0261	8,6196	0,5208	0,1218	1,5839	0,1673	0,6740	0,0954	1,0836	6,7605
<i>Hemigrammus belottii</i>	H.bel	2,1579	0,2393	0,1170	3,6122	0,6816	0,0540	3,1944	0,2589	0,5912	0,0619	1,8062	6,1392
<i>Hemigrammus cf. belottii</i>	H.cf.bel	2,1579	0,2393	0,1170	3,6122	0,6816	0,0540	3,1944	0,2589	0,5912	0,0619	1,8062	6,1392
<i>Hemigrammus cf. pretoensis</i>	H.cf.pre	2,7598	0,3941	0,1163	3,7955	0,5423	0,0731	2,0929	0,2236	0,5786	0,0792	1,5708	4,2150
<i>Hemigrammus guyanensis</i>	H.guy	2,2328	0,2635	0,1065	3,2879	0,5135	0,0869	3,2109	0,2850	0,5167	0,0834	1,5562	5,6710
<i>Hemigrammus ocellifer</i>	H.oce	2,7851	0,3463	0,0972	3,3013	0,4952	0,0823	2,8587	0,2545	0,4873	0,0862	1,6431	4,8190
<i>Hemigrammus schmardae</i>	H.sch	2,2849	0,3042	0,1110	2,5181	0,5442	0,0721	2,6448	0,2623	0,4548	0,0806	1,5116	4,9686
<i>Hemigrammus sp.1</i>	H.sp1	2,8242	0,3216	0,0852	3,6080	0,5444	0,0611	3,3769	0,2539	0,5565	0,0713	1,5634	5,2254
<i>Hisonotus bockmanni</i>	H.boc	0,8488	0,1603	0,2590	1,2102	0,6654	0,2136	1,9052	0,2025	0,7564	0,0602	0,0000	5,7469
<i>Hoplias malabaricus</i>	H.mal	1,5050	0,2624	0,1292	3,7308	0,6098	0,0734	1,9312	0,2779	0,5479	0,1095	2,0149	4,6755
<i>Hyphessobrycon heterorhabdus</i>	H.het	2,3668	0,3142	0,0785	2,7377	0,4971	0,0434	2,0864	0,2278	0,5291	0,0735	1,5858	4,8965
<i>Hyphessobrycon melazonatus</i>	H.mel	2,2274	0,2722	0,0786	3,6629	0,5254	0,0692	2,9961	0,2463	0,5787	0,0772	1,5671	5,4827
<i>Hypopygus benoneae</i>	H.ben	1,7990	0,0950	0,2528	3,9167	0,6158	0,0427	1,3393	0,1237	0,7034	0,0298	1,7088	14,1218
<i>Hypopygus lepturus</i>	H.lep	2,1352	0,1101	0,3101	2,0000	0,5508	0,0380	1,3616	0,1039	0,5184	0,0196	1,0400	13,2738
<i>Iguanodectes rachovii</i>	I.rac	2,0377	0,2247	0,0838	2,4500	0,5582	0,0692	2,0982	0,2369	0,6820	0,0813	1,9067	6,3542
<i>Iguanodectes variatus</i>	I.var	2,2611	0,2140	0,1037	3,2741	0,4919	0,1033	2,3169	0,2191	0,5445	0,0542	1,3388	7,0264
<i>Ituglanis amazonicus</i>	I.ama	1,3876	0,1310	0,1580	3,2429	0,5345	0,0576	2,3665	0,1352	0,9953	0,0662	1,1410	8,9950
<i>Jupiaba pirana</i>	J.pir	2,8701	0,3635	0,0834	5,1171	0,5580	0,0751	2,5255	0,2764	0,5157	0,0809	1,5487	4,6605
<i>Knodus sp. 1</i>	K.sp1	2,4720	0,3514	0,1402	3,2843	0,5042	0,0792	1,8445	0,2396	0,5316	0,0772	1,4523	4,4739

Espécie	Código	Atributos											
		ICC	AR	CRPC	ICPC	IAV	ARNP	RANP	CRC	PRO	LRB	OB	CF
<i>Laimosemion cf. dibaphus</i>	L.cf.dib	1,2542	0,1900	0,1725	2,7079	0,5177	0,1578	1,4560	0,2540	0,4993	0,0850	2,3877	5,8948
<i>Laimosemion cf. strigatus</i>	L.cf.str	1,2215	0,1985	0,1868	2,1357	0,7066	0,1077	1,3143	0,2568	0,8002	0,1026	2,2429	5,5692
<i>Laimosemion strigatus</i>	L.str	1,1181	0,1714	0,1813	2,1810	0,5132	0,1018	2,1530	0,2641	0,4988	0,1035	1,8908	6,1699
<i>Lebiasina sp. 1</i>	L.sp1	1,4993	0,2409	0,1366	2,9086	0,4767	0,0749	2,3945	0,2374	0,4699	0,0855	2,1174	5,0829
<i>Lebiasina sp. 2</i>	L.sp2	1,5630	0,2295	0,1606	3,6845	0,4717	0,0440	2,4245	0,2042	0,5917	0,0777	2,2303	5,4469
<i>Mastiglanis asopos</i>	M.aso	1,0150	0,1129	0,1969	2,1818	0,4711	0,1101	3,5000	0,2073	0,6466	0,1041	1,3845	8,9211
<i>Megalechis picta</i>	M.pic	1,1372	0,2737	0,0857	2,6040	0,5357	0,0894	2,6851	0,2917	0,8867	0,1140	1,2451	3,8970
<i>Megalechis thoracata</i>	M.tho	1,1004	0,2990	0,0890	2,2229	0,4885	0,0882	2,4377	0,2781	0,7207	0,1102	0,9245	3,5084
<i>Melanocharacidium dispilomma</i>	M.dis	1,4262	0,2060	0,1415	2,8770	0,6023	0,1690	2,6954	0,2422	0,7204	0,0629	1,2038	5,7978
<i>Melanorivulus cf. modestus</i>	M.cf.mod	1,3008	0,1880	0,1833	2,6386	0,5894	0,1604	1,4927	0,2498	0,6009	0,0877	2,2080	6,0665
<i>Microcharacidium eleotrioides</i>	M.ele	1,2267	0,1641	0,1710	2,7143	0,5132	0,1093	3,2270	0,2433	0,5847	0,0574	1,9339	6,7496
<i>Microcharacidium weitzmani</i>	M.wei	1,7925	0,1799	0,1458	4,4054	0,6859	0,0777	3,2342	0,2356	0,6290	0,0505	1,7540	7,4404
<i>Microglanis poecilus</i>	M.poe	0,9890	0,1902	0,1504	4,8168	0,5434	0,1268	2,1551	0,3067	0,9950	0,1470	1,5887	5,2282
<i>Microphilypnus ternetzi</i>	M.ter	1,3413	0,1585	0,2696	1,6413	0,5625	0,2173	2,0816	0,2987	0,6188	0,0743	2,0979	7,3057
<i>Microsternarchus aff. bilineatus</i>	M.aff.bil	1,4496	0,0544	0,2586	2,3600	0,6402	0,0105	2,7792	0,0914	0,6267	0,0189	1,0549	22,1353
<i>Moenkhausia collettii</i>	M.col	2,8800	0,3649	0,0999	3,0672	0,5269	0,0807	2,5038	0,2338	0,5162	0,0808	1,5753	4,6507
<i>Moenkhausia comma</i>	M.com	3,2594	0,4844	0,1037	3,6374	0,5165	0,0852	1,9371	0,2505	0,4972	0,0825	1,8614	3,7270
<i>Moenkhausia oligolepis</i>	M.oli	2,6780	0,4243	0,1179	4,5857	0,5278	0,0540	2,9469	0,2715	0,5937	0,0969	1,5714	3,8572
<i>Monocirrhus polyacanthus</i>	M.pol	4,2044	0,4878	0,0575	7,1148	0,5155	0,0441	0,7422	0,3768	0,7247	0,0680	2,5907	4,2038
<i>Myoglanis sp. 1</i>	M.sp1	1,0052	0,1465	0,0944	8,0769	0,4022	0,0712	2,4896	0,2340	0,7633	0,0995	1,6783	6,8419
<i>Nannacara cf. taenia</i>	N.cf.tae	1,9204	0,3789	0,0851	5,7087	0,8947	0,0927	3,6494	0,3468	0,7094	0,0689	1,6234	3,6570
<i>Nannacara taenia</i>	N.tae	1,8458	0,3423	0,0611	6,6152	0,5846	0,1092	3,4381	0,3224	0,6142	0,0738	1,5818	3,9690
<i>Nannostomus eques</i>	N.equ	1,9412	0,1712	0,1325	3,4717	0,4406	0,0538	5,8571	0,2837	0,5779	0,0339	0,7034	8,1387
<i>Nannostomus marginatus</i>	N.mar	2,0404	0,2098	0,1314	3,2090	0,5198	0,0856	2,5963	0,2793	0,5263	0,0717	1,8844	6,8098
<i>Nannostomus trifasciatus</i>	N.tri	1,7416	0,2025	0,1539	3,2522	0,7364	0,0607	2,6147	0,2810	0,4978	0,0435	1,5144	6,5157

Espécie	Código	Atributos											
		ICC	AR	CRPC	ICPC	IAV	ARNP	RANP	CRC	PRO	LRB	OB	CF
<i>Paracanthopoma</i> sp.	Par.sp	0,9211	0,1332	0,1372	4,7565	0,4360	0,0323	3,3396	0,1353	0,8892	0,0435	0,2830	7,2073
<i>Physopyxis ananas</i>	P.ana	1,6603	0,1755	0,1732	1,6010	0,6390	0,4269	4,4732	0,4071	0,5011	0,1388	1,3161	7,3439
<i>Pimelodella cristata</i>	P.cri	1,2249	0,1897	0,1604	4,0810	0,5308	0,0944	1,7444	0,2298	0,6094	0,1023	0,9364	5,8353
<i>Pimelodella</i> sp.	Pim.sp	1,1905	0,1737	0,1893	2,1530	0,5741	0,0957	2,3445	0,2279	0,7904	0,1046	1,1359	6,2807
<i>Poecilocharax weitzmani</i>	P.wei	1,8738	0,2150	0,1477	2,8520	0,6359	0,0667	2,1020	0,2753	0,6965	0,0704	1,8805	6,3673
<i>Potamorrhaphis guianensis</i>	P.gui	0,8317	0,0388	0,0301	3,1449	0,6349	0,0387	5,7278	0,3336	0,5451	0,0280	1,5778	23,5334
<i>Priocharax</i> sp. 1	Pri.sp1	2,2817	0,2223	0,1176	3,1007	0,4360	0,0582	1,5808	0,2483	0,5961	0,0795	1,4949	6,7940
<i>Pristella maxillaris</i>	P.max	1,9811	0,2273	0,1190	2,6444	0,5571	0,0642	3,8250	0,2738	0,5365	0,0725	1,5940	6,1931
<i>Pyrrhulina</i> aff. <i>Brevis</i>	P.aff.bre	1,6860	0,2259	0,1389	4,0685	0,6300	0,0743	2,7841	0,2578	0,6066	0,0740	2,2109	5,7486
<i>Pyrrhulina brevis</i>	P.bre	2,0007	0,2245	0,1535	5,0106	0,5640	0,0959	2,0769	0,2394	0,5283	0,0869	2,3569	6,2994
<i>Pyrrhulina</i> sp. 1	Pyr.sp1	1,7037	0,2338	0,1255	2,9229	0,5054	0,1408	2,0359	0,2262	0,5523	0,0768	2,1216	5,5820
<i>Rhamdia quellen</i>	R.que	1,3060	0,2157	0,2200	2,2652	0,4233	0,1045	1,7749	0,2490	0,5522	0,1180	1,1681	5,2978
<i>Rineloricaria lanceolata</i>	R.lan	0,7942	0,1024	0,4790	0,7341	0,6016	0,1840	1,3284	0,1996	0,7248	0,0526	0,0000	8,7022
<i>Rineloricaria</i> sp. 1	R.sp1	0,6537	0,0915	0,5446	0,5837	0,4497	0,1211	2,7604	0,2016	0,7157	0,0843	0,0000	8,8327
<i>Serrasalminae</i> sp.	S.juv	3,8427	0,4516	0,1072	3,5111	0,4927	0,0746	1,1214	0,3171	0,5231	0,0639	1,6157	4,3409
<i>Steatogenys elegans</i>	S.ele	2,7093	0,1550	0,3385	2,0317	0,4284	0,0356	2,3618	0,0829	0,3992	0,0358	1,3949	10,6217
<i>Steatogenys</i> sp. 1	S.sp1	2,6314	0,1355	0,3838	1,7237	0,5659	0,0363	2,2537	0,0823	0,7154	0,0318	0,8353	11,9758
<i>Sternopygus macrurus</i>	S.mac	2,3277	0,1362	0,1576	1,9827	0,6552	0,0183	2,3710	0,1505	0,6872	0,0318	1,3050	11,2024
<i>Tetranematichthys wallacei</i>	T.wal	1,8852	0,2685	0,0781	3,8884	0,5287	0,0554	2,8883	0,2855	0,5209	0,1801	1,1273	5,1129
<i>Trichomycterus hasemani</i>	T.has	0,7307	0,1395	0,1918	2,9412	0,6716	0,0385	3,9743	0,1988	0,7123	0,0878	0,6557	6,1263