



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
FACULDADE DE OCEANOGRAFIA**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

**DESENVOLVIMENTO E APLICAÇÃO DO IBI EM RIACHOS
DE UMA RIA FLUVIAL NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO apresentado por:

LUMA TAINEE DIAS COSTA

Orientadora: Prof.^a Dra. Cristiane de Paula Ferreira (IG)

Co-Orientador: Prof. Dr. Luciano Fogaça de Assis Montag (ICB)

BELÉM

2018

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará
Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

C837d Costa, Luma Tainee Dias
Desenvolvimento e aplicação do IBI em riachos de uma ria fluvial na Amazônia Oriental / Luma Tainee
Dias Costa. - 2018.
45 f. : il.

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Faculdade de Oceanografia, Instituto de Geociências,
Universidade Federal do Pará, Belém, 2018.

Orientação: Profa. Dra. Cristiane de Paula Ferreira

Coorientação: Prof. Dr. Luciano Fogaça de Assis Montag.

1. Ecologia. 2. Caxiuanã. 3. conservação. 4. índice multimétrico. 5. peixes. I. Ferreira, Cristiane de
Paula, *orient.* II. Título

CDD 577.609811



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

DESENVOLVIMENTO E APLICAÇÃO DO IBI EM RIACHOS
DE UMA RIA FLUVIAL NA AMAZÔNIA ORIENTAL

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO APRESENTADO POR:

LUMA TAINEE DIAS COSTA

Como requisito às exigências para obtenção do grau de Bacharel em
Oceanografia

Data de Aprovação: 31 de janeiro de 2018

Banca Examinadora:

Profª Cristiane de Paula Ferreira – Orientadora
Doutora em Biologia Animal – UNESP

Prof. Raphael Ligeiro Barroso Santos – Membro
Doutor em Ecologia – UFMG

Bruno da Silveira Prudente – Membro
Doutor em Zoologia – UFPA

Em memória de minhas queridas avós Wanda e Joana, que sempre me incentivaram e esbanjaram amor e alegria em suas vidas. Levo em meu coração.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus por me permitir viver, sonhar, compartilhar e amar. Gratidão por todas as bênçãos concedidas pelas mãos D'ele.

Agradeço a minha família pela força e união, e principalmente aos meus pais por todo amor e apoio em minhas escolhas (e por me sustentarem todos esses anos). Cada conquista minha é de vocês também.

Sou muito grata a todos os professores (e aos que nem são professores, mas apareceram lá na frente pra ensinar a gente) que tive ao longo do curso, pois todos me ensinaram algo que levarei pra vida toda.

Agradeço muito uma galerinha da ictiologia do LABECO que eu tive a oportunidade de conhecer: Nara, Cléo, Lucas, Prudente e Dani, obrigada pela paciência e por todos os ensinamentos... Aprendi coisas valiosíssimas com vocês.

Aos laboratórios de Ecologia e Conservação (LABECO) e de Pesquisa em Monitoramento Ambiental Marinho (LAPMAR) pelo suporte.

Ao Programa de Pós-graduação em Zoologia (PPGZool) e ao Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG) por conceder a bolsa de Iniciação Científica; e a Fundação Amazônia de Amparo a Pesquisa (FAPESPA) pelo financiamento.

A minha orientadora Prof^a. Dr^a. Cristiane Ferreira por ter iluminado meu caminho nesse trabalho e por toda paciência, sou muito grata de coração.

Ao meu co-orientador Prof. Dr. Luciano Montag por todas as correções e críticas e pela oportunidade de me orientar na Iniciação Científica, muito obrigada.

A Híngara Leão pelos dados fornecidos, sem os quais esse trabalho não existiria.

Ao grande Prof. Robert Hughes (Bob ☺) pelas dicas e considerações sobre meu trabalho, e por ser uma pessoa tão adorável. Foi uma honra conhecê-lo.

Aos meus amigos lindos Débora, Xande e Lohan (meus Bests do Marajó) pela amizade linda que surgiu tão de repente nesse lugarzinho maroto durante um campo que foi divertido pacas. Obrigada pela parceria, pelas risadas, pelas paranoias, por tudo mesmo... Amo vocês!

Ao F.R.I.E.N.D.S (claro, óbvio, não dá pra esquecer) pela companhia durante esse nosso curso querido que não é fácil, pelas viagens, congressos, aniversários, saídas de comilança, pelo tempo no c.a., conversas e risadas. Amo vocês e obrigado por existirem.

Aos amigos sobreviventes da nossa querida 2013 (Jhow, Camila, e Jéssica), e aos amigos que fiz na 2014.

Obrigada amigos queridos que não fazem parte da minha vida acadêmica, mas que foram essenciais pra que eu conservasse minha sanidade mental (Laís, Thais, Tainah, Yuri, Jorge, Henrique e Pedro; Emily e Poka – suas lindas!). Muito amor por vocês (há anos e anos). Obrigada por tudo gente!

Ao meu amor, o melhor namorado da face da Terra... Grata pelo apoio, pelo cuidado, paciência, companheirismo e amor durante todos esses anos. Nem sei como você aguentou todo o meu estresse. Te amo até o fundo do oceano e volta!

"Palavras são, na minha nada humilde opinião, nossa inesgotável fonte de magia."

- Alvo Dumbledore

RESUMO

O índice de integridade biótica (IBI) é uma das principais ferramentas de monitoramento da saúde da biota nos dias atuais, tendo sido aplicado a diversos ambientes e com diferentes grupos de organismos. Apesar de haver diversos estudos na região sul do Brasil, a porção norte apresenta escassez em relação a trabalhos dessa natureza, principalmente quando relacionados ao uso de peixes. Por meio do presente estudo, o conhecimento sobre a Floresta Amazônica pode ser ampliado, bem como o entendimento dos ambientes aquáticos da região. O estudo tem como objetivo a criação de métricas biológicas, com base nas comunidades de peixes amostrados em igarapés “afogados” dentro da Unidade de Conservação Floresta Nacional de Caxiuanã (FLONA de Caxiuanã), no Estado do Pará, para avaliação da integridade biótica dos igarapés situados fora desta. Para desenvolver o trabalho foram seguidas etapas metodológicas que consistem na composição de um cenário referência para o índice, constituído pelos igarapés localizados dentro da FLONA; seleção das métricas que irão compor este índice; pontuação das métricas; e por fim, o cálculo do IBI que resulta na classificação dos igarapés fora da FLONA em uma das quatro categorias de integridade biótica (bom, regular, pobre, muito pobre). Foram testados 95 atributos das comunidades de peixes que abrangem diferentes níveis de organização, como composição, uso do habitat, tolerância à hipóxia e composição trófica. Desses, apenas onze atributos foram confirmados como efetivamente válidos em demonstrar os efeitos das atividades humanas sobre as comunidades de peixes, os quais foram utilizados para o cálculo do IBI para os riachos afogados expostos às atividades antrópicas da Amazônia Oriental. Dos 17 igarapés amostrados fora da FLONA de Caxiuanã, dois foram classificados como bom; cinco como regular; três como pobre; e seis como muito pobre, de acordo com os descritores de integridade biótica. Os resultados desse estudo complementam e corroboram resultados já encontrados pelos estudos ecológicos sobre a ictiofauna da FLONA de Caxiuanã e seu entorno, região que se encontra em uma área atingida principalmente pelo efeito do desmatamento, onde suas comunidades aquáticas já demonstram as implicações dessas atividades.

Palavras-Chave: Ecologia, Caxiuanã; conservação; índice multimétrico, peixes.

ABSTRACT

The Index of Biotic Integrity (IBI) is one of the main tools to monitor the biota health nowadays and has been applied to several environments as well used different groups of organisms. Although there are numerous researches in the south of the Brazil, there is a scarcity related to this topic in the north, especially when related to the use of fish. By means of this study, the knowledge about the Amazon Forest can be extended, as well as the understanding of the aquatic environments of the region. The study aimed to create biological metrics, based on the fish communities sampled in the “drowned” streams inside of the Federal Conservation Unit, the Caxiuanã National Forest, in state of Pará, to evaluate the biotic integrity of the outside streams. To develop the work these methodological steps were followed which consist in the reference scenario composition, constituted by the streams inside of the National Forest; the metrics selection, which will compose of, the index, the score of these metrics and, lastly, the IBI calculation that results in classification of the streams outside of the National Forest in one of the integrity categories (good, fair, poor or very poor). We tested 95 attributes of the fish communities that cover different levels of organization, as composition, habitat use, hypoxia tolerance and trophic composition. Of these, only eleven attributes have been confirmed as effectively valid in demonstrating the effects of human activities on fish communities, which were used to calculate the IBI for the drowned streams exposed to the anthropic activities of the Eastern Amazon. Of the 17 streams sampled outside of the National Forest, two were classified as good; five as regular; three as poor; and six as very poor, according to the descriptors of biotic integrity. The results of this study complement and corroborate results already found by ecological studies about the ichthyofauna of Caxiuanã and its surroundings, region that is mainly affected by deforestation, where its aquatic communities already demonstrate the implications of these activities.

Keywords: Ecology, Caxiuanã, conservation, multimetric index, fish.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1 - Localização dos 30 riachos amostrados no período de estiagem nos anos de 2012 e 2013 dentro da FLONA de Caxiuanã e fora dela, nos municípios de Portel e Melgaço, Pará, Brasil. Um ponto pode representar mais de um local no mapa.
.....4
- Figura 2 - Box-and-Whisker plots” das onze métricas selecionadas para os riachos “afogados” da FLONA de Caxiuanã, PA.
.....13

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Detalhe dos descritores de integridade biótica associados com cada categoria de IBI (adaptado de Roth et al., 2000).....	6
Tabela 2 -	Lista dos atributos levantados com os respectivos valores dos testes de sensibilidade (T.S.) e teste t ($p < 0,05$). As métricas validadas estão destacadas em negrito.....	8
Tabela 3 -	Teste de correlação de <i>Spearman</i> para identificar a redundância entre as métricas. Os pares de métrica com alto valor de correlação ($r_s > 0,75$, $p < 0,05$) estão destacados em negrito.....	11
Tabela 4 -	Métricas selecionadas, suas respectivas respostas a degradação e os intervalos usados para pontuação dos escores.....	11
Tabela 5 -	Escore dados aos riachos fora da FLONA em função de cada métrica, os valores da média, categoria de integridade do IBI e a integridade física do habitat (PHI) avaliada por Sousa (2014). As métricas podem ser identificadas, onde (M1) Abundância de <i>Carnegiella strigata</i> ; (M2) % de abundância de <i>Hemigrammus ocellifer</i> ; (M3) % de riqueza de Poeciliidae, (M4) % de riqueza de Crenuchidae, (M5) % de riqueza de Doradidae, (M7) % de riqueza de Cyprinodontiformes; (M9) % de abundância de tolerantes, (M10) % de abundância de <i>Microcharacidium weitzmani</i> e (M11) % de abundância de <i>Pristella maxillaris</i>	12

SUMÁRIO

DEDICATÓRIA	iv
AGRADECIMENTOS	v
RESUMO	viii
ABSTRACT	ix
LISTA DE ILUSTRAÇÕES	x
LISTA DE TABELAS	xi
1 INTRODUÇÃO	1
OBJETIVOS.....	3
2 MATERIAL E MÉTODOS	4
ÁREA DE ESTUDO.....	4
AMOSTRAGEM DE PEIXES.....	5
2.3 LEVANTAMENTO DOS PARÂMETROS BIOLÓGICOS E SELEÇÃO DAS MÉTRICAS PARA O IBI.....	5
2.3.1 Composição do cenário referência para o cálculo do IBI.....	5
2.3.2 Seleção das métricas candidatas ao IBI.....	5
2.3.3 Pontuação das métricas e cálculo do IBI.....	6
3 RESULTADOS	7
LEVANTAMENTO E AVALIAÇÃO DOS ATRIBUTOS.....	7
AVALIAÇÃO DO IBI.....	11
4 DISCUSSÃO	15
5 CONCLUSÕES	20
REFERÊNCIAS	21
APÊNDICES	28

1 INTRODUÇÃO

A degradação dos ambientes de água doce e o desenvolvimento de métodos de avaliação ambiental são temas-chave no manejo dos recursos aquáticos (Hermoso *et al.* 2010). Avaliar a preservação dos riachos e sua biota tem sido o objetivo de diversos estudos nas últimas décadas (Casatti *et al.* 2009, Oosterhout & Velde 2015), e as avaliações de integridade biótica podem ser a melhor ferramenta para tal processo (Karr 1991, Simon & Lyons 1995). James R. Karr, em 1981, propôs o método de avaliação e validação das condições ecológicas dos riachos por meio do índice de integridade biótica (IBI) nos EUA, que utiliza representantes da biota aquática, enfatizando que apenas o monitoramento das características físicas e químicas (nutrientes, OD, temperatura, pesticidas, metais pesados e outros tóxicos) da água não era suficiente para demonstrar a integridade do ambiente, pois o monitoramento dessas variáveis frequentemente falha em perceber eventos de curto prazo que podem ser determinantes para a avaliação de impactos bióticos (Karr 1981), ao mesmo tempo em que também são facilmente alterados pelo efeito das chuvas sazonais (Zonta *et al.* 2008, Piratoba *et al.* 2017).

Na década de 1980, diferentes organismos já haviam sido utilizados no monitoramento biológico ambiental, como diatomáceas (Patrick 1975) e invertebrados bentônicos (Resh & Unzicker 1975). Entretanto, Karr (1981) lista algumas pontos positivos na utilização da ictiofauna para o monitoramento de ambientes aquáticos, dentre estas o maior conhecimento taxonômico e da biologia das espécies, a ocorrência de assembleias em praticamente todos os corpos d'água, e ocorrência de representantes do grupo em todos os níveis tróficos. Fausch *et al.* (1990), ainda descreve o principal benefício do uso de comunidades de peixes para indicar degradação, que seria a integração dos efeitos diretos e indiretos de estresses em todo ecossistema aquático e a manifestação do significado ecológico de perturbação.

Durante as últimas três décadas o IBI passou por modificações com o objetivo de adaptá-lo a regiões e ambientes distintos, como rios (Ganasan & Hughes 1998, Lyons *et al.* 1995), estuários (Weisberg *et al.* 1997) e sistemas terrestres (Kimberling *et al.* 2001) em diferentes lugares do globo. O Brasil, apesar de possuir grande parte da biodiversidade de água doce tropical do mundo, vem causando intensos danos à mesma por consequência das atividades humanas (Agostinho *et al.* 2005). De acordo com alguns estudos (Casatti *et al.* 2006, Casatti *et al.* 2009, Ferreira 2014, Sousa 2014) a degradação física do habitat é a principal ameaça à integridade dos peixes, principalmente devido a remoção de vegetação ripária e simplificação do habitat. Segundo Corrêa *et al.* (2012), os efeitos das atividades que

ocorrem nas margens dos riachos e até mesmo na bacia de drenagem afetam direta e indiretamente as condições internas desses cursos d'água e, conseqüentemente, a sua biota.

Em resposta à existência desses impactos e ameaças, diversos pesquisadores brasileiros formularam índices de integridade biótica para sistemas aquáticos, principalmente no Sudeste do país (Araújo 1998, Araújo *et al.* 2003, Ferreira & Casatti 2006, Pinto & Araújo 2007, Casatti *et al.* 2009, Esteves & Alexandre 2011). Estudos com tal objetivo estão começando a ser desenvolvidos na região Norte, como o de Couceiro *et al.* (2012), que utilizou comunidades de macroinvertebrados para avaliar a condição ecológica de igarapés da Amazônia Central. Porém, estudos com comunidades de peixes ainda são raros e/ou estão em fase de desenvolvimento (B. Prudente e T. Begot, com. pessoal).

No entanto, devido à grande diversidade fitofisionômica da Floresta Amazônica, com tipos florestais bem marcantes como florestas de terra firme e igapós, e a complexidade de sua rede hídrica, seria difícil adotar como padrão um único índice que contemplasse toda a bacia Amazônica. Assim, o levantamento de parâmetros multimétricos das comunidades bióticas para cada região, com especificidades de cobertura vegetal nativa, geografia e relevo, se faz necessário para que o resultado do IBI seja robusto e representativo local e regionalmente (Karr & Dudley 1981).

A região da Floresta Nacional (FLONA) de Caxiuanã, uma das unidades de conservação do estado do Pará, possui notáveis particularidades fluviais, constituindo um lago natural com formação derivada do afogamento dos vales do rio Anapu durante o Holoceno, o que resultou no represamento do mesmo e o surgimento de características lacustres, caracterizando a região como uma “ria fluvial”. Assim, os rios e riachos passaram a apresentar características de ambientes lênticos, e por isso são chamados de “afogados”, resultando na perda da maioria de suas planícies de inundação marginais, com áreas de terra firmes bem próximas às bordas dos rios (Behling & da Costa 2000). Características que resultam em condições particulares para uso da ictiofauna, diferenciando de outros locais na Amazônia.

Apesar da grande extensão da FLONA de Caxiuanã e do seu bom estado de preservação, ela encontra-se numa região da Amazônia Oriental, a qual engloba os municípios de Portel e Melgaço, onde as principais ameaças ambientais são caça e pesca ilegal e desmatamento. Além de apresentar um histórico de ocupação e o desenvolvimento atual de áreas urbanas. Diante desse cenário, é de grande importância o desenvolvimento e aplicação de um índice de integridade biótica para demonstrar o estado de conservação dos igarapés afogados da região, utilizando a FLONA como cenário referência para o IBI.

1.1 OBJETIVOS

O objetivo desse estudo foi a criação de métricas biológicas com base nas comunidades de peixes amostrados em riachos “afogados” dentro da Unidade de Conservação Federal, a Floresta Nacional de Caxiuanã, no Estado do Pará, e aplicação para avaliação da integridade biótica dos riachos situados fora desta. Especificamente buscamos: i. Levantar atributos biológicos das comunidades de peixes da FLONA; ii. Testar os atributos sob as condições de modificações antrópicas do ambiente nas áreas fora da FLONA; e iii. Produzir um índice de integridade biótica que possa ser utilizado como ferramenta de monitoramento da qualidade da biota de peixes nas áreas com atividade humana na região dos riachos afogados do baixo rio Anapu.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREAS DE ESTUDO

A área de estudo compreende os riachos situados dentro da Floresta Nacional de Caxiuanã (FLONA de Caxiuanã) e fora desta, nos municípios de Portel e Melgaço, localizados no estado do Pará (Fig. 1).

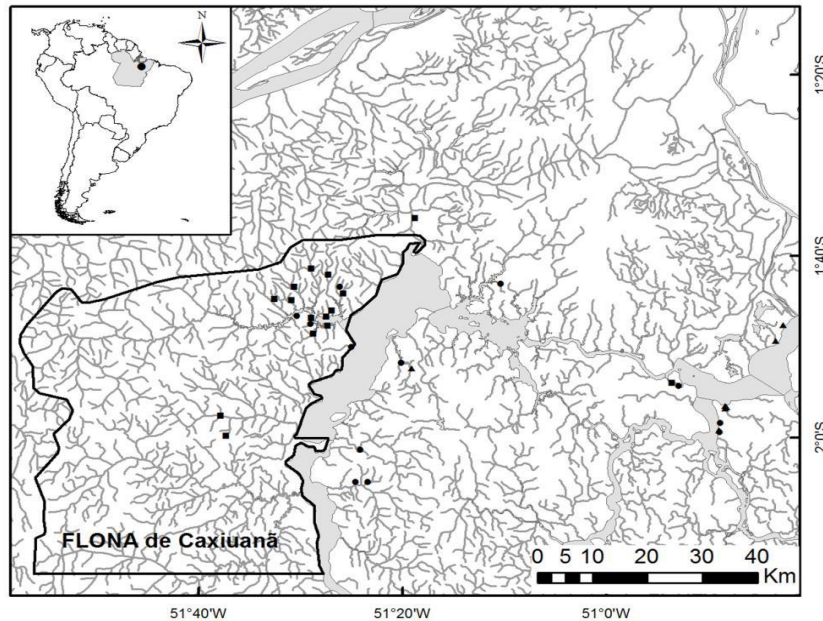


Figura 1 - Localização dos 30 riachos amostrados no período de estiagem nos anos de 2012 e 2013 dentro da FLONA de Caxiuanã e fora dela, nos municípios de Portel e Melgaço, Pará, Brasil. Um ponto pode representar mais de um local no mapa.

A FLONA está localizada na porção inferior do rio Anapu, entre os rios Tocantins e Xingu. O clima da região é caracterizado como tropical quente e úmido, com curto período de estiagem que se prolonga de agosto a novembro e maior duração do período chuvoso nos meses de dezembro a junho (Oliveira *et al.* 2008). Seus riachos apresentam águas ácidas (pH \approx 5,5), profundidade de aproximadamente 30 cm e leito recoberto por muito folhiços e troncos submersos (Montag *et al.* 2008).

A área no entorno da FLONA passa por um processo de expansão da urbanização, além de se encontrar inserida no principal polo madeireiro da zona do estuário no estado do Pará (Veríssimo *et al.* 1996), o que resulta em uma forte atividade de extração de madeira (Ferreira *et al.* 2005; Garcia *et al.* 2015)

2.2 AMOSTRAGEM DE PEIXES

As coletas foram realizadas no período de seca, nos meses de outubro e novembro de 2012 e outubro de 2013, onde foram amostrados o total de 30 riachos, sendo 13 dentro da FLONA e 17 fora. A captura ocorreu em um trecho de 150 m em cada riacho, com o uso de redes de mão com malha de 3 mm entre nós opostos e com esforço amostral total de seis horas por trecho. Os peixes coletados foram sacrificados, fixados em solução formalina 10% e transferidos para álcool 70% após 48h. A identificação do material biológico foi realizada no Laboratório de Ecologia e Conservação do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Pará ao menor nível taxonômico possível.

2.3 LEVANTAMENTO DOS PARÂMETROS BIOLÓGICOS E SELEÇÃO DAS MÉTRICAS PARA O IBI

2.3.1 Composição do cenário referência para cálculo do IBI

Um cenário referência, idealmente, seria um local que representasse condições anteriores a qualquer influência antrópica, tornando-se improvável de ser encontrado nos dias atuais. Diante desse panorama, as condições naturais de um ambiente são estimadas a partir de locais minimamente perturbados. Portanto, esse cenário deve ser determinado com base nas condições observadas em áreas que sofreram a menor interferência antrópica possível, tanto em escala regional quanto sítio-específico (Hughes 1995).

Diante disso, o cenário referência para o IBI será composto pelos riachos da FLONA de Caxiuanã que apresentam mínimo impacto estrutural, com boa avaliação da integridade física do habitat, já analisado por Sousa (2014).

2.3.2 Seleção das métricas candidatas ao IBI

Inicialmente, foram compilados 95 atributos da comunidade de peixes, dos quais alguns são descritos na literatura e outros novos foram elaborados para este estudo onde foram divididos em quatro categorias. Os atributos estão distribuídos na seguinte forma: 76 são referentes a composição da comunidade, quatro atributos referentes ao uso do habitat, nove atributos referentes a tolerância a hipóxia e seis a atributos referente a composição trófica. Vale ressaltar que informações sobre a biologia e autoecologia das espécies de peixes de pequeno porte da bacia amazônica são pouco conhecidas. Fato este que levou a dedicar um esforço maior na elaboração de métricas potencialmente afetadas pelos efeitos antrópicos. Uma tentativa de reconhecer possíveis táxons capazes de responder aos efeitos humanos sobre os pequenos riachos amazônicos, com indícios de táxons superiores sendo perdidos completamente em ambientes degradados (Oberdorff & Hughes 1992).

Os dados numéricos para os atributos referentes à composição da comunidade estão descritos no Apêndice 1 e os dados qualitativos referentes às candidatas métricas para uso do habitat, tolerância a hipóxia e composição trófica estão descritos no Apêndice 2.

Ressaltamos que para alguns indivíduos não foi possível identificar a espécie, os quais aparecem no trabalho apenas com o táxon genérico ou família. Para esses, foi atribuído características biológicas/ecológicas de outras espécies do mesmo gênero/família, com ocorrência na mesma bacia. Além disso, espécies representadas por um e dois indivíduos foram retiradas do estudo, visto que não representam uma população estabelecida dentro das assembleias dos trechos amostrados.

2.3.3 Pontuação das métricas e cálculo do IBI

A sensibilidade de cada atributo foi testada por meio dos procedimentos descritos por Baptista *et al.* (2007), de acordo com o grau de sobreposição entre os quartis dos “Box-and-Whisker plots” (Barbour *et al.* 1996) e confirmadas pelo teste t ($p < 0,05$). Uma análise de correlação foi aplicada usando o coeficiente de correlação de *Spearman* entre pares de métricas após a validação de todas as métricas selecionadas. Quando uma ou mais métricas foram consideradas redundantes ($rS > 0,75$ e $p < 0,05$) apenas uma foi escolhida para representar a informação no índice (Baptista *et al.* 2007). Dessa forma buscamos simplificar o índice, reduzir custos de análises e evitar informação redundante. Os critérios para pontuação foram baseados nos escores superior e inferior de cada “Box-and-Whisker plot”. O IBI para cada riacho foi determinado a partir do cálculo da média dos escores de todas as métricas para cada um dos 17 riachos fora da FLONA, classificando-os em uma das quatro categorias de integridade biótica (bom, regular, pobre, muito pobre) (Tabela 1).

Tabela 1 - Detalhe dos descritores de integridade biótica associados com cada categoria de IBI (adaptado de Roth *et al.* 2000).

Categoria	Valor numérico	Descrição
Bom	4,0 - 5,0	Comparável aos riachos referência e considerados minimamente impactados. Em média, os atributos biológicos se enquadram em mais de 75% da condição referência.
Regular	3,0 - 3,9	Comparável aos riachos referência, porém com alguns aspectos da biologia comprometidos. Em média, os atributos situam-se entre 75-50% da condição referência.

Pobre	2,0 - 2,9	Significante desvio da condição referência, com muitos aspectos da integridade biológica distantes da situação minimamente impactada. Em média, os atributos situam-se entre 50 e 25% da condição referência.
Muito Pobre	0 - 1,9	Forte desvio da condição referência, com muitos aspectos da integridade biológica alterados, indicando degradação séria. A maioria dos atributos biológicos está abaixo de 25% da condição referência.

3 RESULTADOS

3.1 LEVANTAMENTO E AVALIAÇÃO DOS ATRIBUTOS

Dentre os 76 atributos de composição da comunidade, 22 foram validados pelo teste de sensibilidade por sobreposição dos box-plots, e destes, nove foram confirmados no teste t. Para os atributos referentes ao uso do habitat, nenhum dos quatro foi validado pelo teste de sensibilidade visual e conseqüentemente nenhum pelo teste t quatro foram selecionados. Para os atributos referentes a tolerância à hipóxia, dois foram validados pelo teste visual e ambos foram confirmados pelo teste t. Para os atributos relativos ao grupo trófico, nenhum foi validado pelo teste visual e nem pelo teste t (Tabela 2). Assim, do total de 95 atributos selecionados, 11 foram confirmados nessa etapa, sendo essas métricas utilizadas em análises subsequentes.

Tabela 2 - Lista dos atributos avaliados para elaboração do IBI dos riachos afogados na Amazônia Oriental, região do baixo rio Anapu, com os respectivos valores dos testes de sensibilidade (T.S.) e teste t ($p < 0,05$). As métricas validadas estão destacadas em negrito.

Atributos	T. S.	p	Referências
Composição			
% de riqueza de Cyprinodontiformes	3	0,002	Investigado neste estudo
Abundância de Cyprinodontiformes	1	0,051	Investigado neste estudo
% de abundância de Cyprinodontiformes	1	0,051	Araújo <i>et al.</i> (2003)
% de riqueza de Perciformes	0a	0,102	Prudente (2016)
Abundância de Perciformes	0b	0,876	Araújo (1998)
% de abundância de Perciformes	0b	0,498	Prudente (2016)
Riqueza de Gymnotiformes	1	0,19	Investigado neste estudo
% de riqueza de Gymnotiformes	2	0,085	Investigado neste estudo
Abundância de Gymnotiformes	1	0,175	Investigado neste estudo
% de abundância de Gymnotiformes	1	0,679	Prudente (2016)
Riqueza de Siluriformes	0b	0,799	Ferreira & Casatti (2006)
% de riqueza de Siluriformes	0b	0,981	Prudente (2016)
Abundância de Siluriformes	1	0,152	Araújo (1998)
% de abundância de Siluriformes	0b	0,724	Prudente (2016)
% de riqueza de Rivulidae	3	0,013	Investigado neste estudo
Abundância de Rivulidae	0a	0,911	Investigado neste estudo
% de abundância de Rivulidae	0b	0,775	Investigado neste estudo
% de riqueza de Doradidae	3	0,016	Investigado neste estudo
Abundância de Doradidae	1	0,082	Investigado neste estudo
% de abundância de Doradidae	1	0,072	Investigado neste estudo
% de riqueza de Crenuchidae	3	0,002	Investigado neste estudo
Abundância de Crenuchidae	2	0,454	Investigado neste estudo
% de abundância de Crenuchidae	0a	0,355	Investigado neste estudo
% de riqueza de Cichlidae	0a	0,274	Pettesse <i>et al.</i> (2007)

Abundância de Cichlidae	0b	0,855	Investigado neste estudo
% de abundância de Cichlidae	0b	0,472	Polaz <i>et al.</i> 2017
% de riqueza de Poeciliidae	3	0	Investigado neste estudo
Abundância de Poeciliidae	2	0,072	Investigado neste estudo
% de abundância de Poeciliidae	2	0,095	Investigado neste estudo
% de riqueza de Lebiasinidae	0b	0,89	Investigado neste estudo
Abundância de Lebiasinidae	1	0,109	Investigado neste estudo
% de abundância de Lebiasinidae	0b	0,201	Prudente (2016)
% de riqueza de Hypopomidae	2	0,061	Investigado neste estudo
Abundância de Hypopomidae	0b	0,442	Investigado neste estudo
% de abundância de Hypopomidae	0b	0,541	Investigado neste estudo
% de riqueza de Gymnotidae	0b	0,129	Investigado neste estudo
Abundância de Gymnotidae	0b	0,328	Investigado neste estudo
% de abundância de Gymnotidae	1	0,347	Investigado neste estudo
Abundância de <i>Apistogramma gr.agassizii</i>	0b	0,925	Investigado neste estudo
% de abundância de <i>Apistogramma gr.agassizii</i>	0b	0,373	Investigado neste estudo
Abundância de <i>Brachyhyopomus cf. brevirostris</i>	0b	0,819	Investigado neste estudo
% de abundância de <i>Brachyhyopomus cf. brevirostris</i>	0a	0,972	Investigado neste estudo
Abundância de <i>Carnegiella strigatta</i>	3	0,043	Investigado neste estudo
% de abundância de <i>Carnegiella strigatta</i>	2	0,077	Investigado neste estudo
Abundância de <i>Crenicichla gr. saxatilis</i>	0b	0,179	Investigado neste estudo
% de abundância de <i>Crenicichla gr. saxatilis</i>	0b	0,179	Investigado neste estudo
Abundância de <i>Copella arnoldi</i>	2	0,057	Investigado neste estudo
% de abundância de <i>Copella arnoldi</i>	2	0,068	Investigado neste estudo
Abundância de <i>Crenuchus spilurus</i>	0b	0,898	Investigado neste estudo
% de abundância de <i>Crenuchus spilurus</i>	0b	0,725	Investigado neste estudo
Abundância de <i>Dormitator</i> sp.	2	0,066	Investigado neste estudo
% de abundância de <i>Dormitator</i> sp.	2	0,093	Investigado neste estudo
% de abundância de <i>Gnathocharax steindachneri</i>	1	0,203	Investigado neste estudo
Abundância de <i>Helogenes marmoratus</i>	1	0,183	Investigado neste estudo
% de abundância de <i>Helogenes marmoratus</i>	0b	0,199	Investigado neste estudo
% de abundância de <i>Hemigrammus cf. ocellifer</i>	3	0,002	Investigado neste estudo
Abundância de <i>Hemigrammus guyanensis</i>	1	0,126	Investigado neste estudo
% de abundância de <i>Hemigrammus guyanensis</i>	1	0,072	Investigado neste estudo
Abundância de <i>Hyphessobrycon heterorhabdus</i>	0b	0,356	Investigado neste estudo
% de abundância de <i>Hyphessobrycon heterorhabdus</i>	0a	0,903	Investigado neste estudo
Abundância de <i>Microcharacidium weitzmani</i>	2	0,052	Investigado neste estudo
% de abundância de <i>Microcharacidium weitzmani</i>	2	0,028	Investigado neste estudo
Abundância de <i>Microsternarchus aff. bilineatus</i>	0b	0,66	Investigado neste estudo
% de abundância de <i>Microsternarchus aff. bilineatus</i>	0b	0,38	Investigado neste estudo
Abundância de <i>Nannacara taenia</i>	1	0,077	Investigado neste estudo
% de abundância de <i>Nannacara taenia</i>	1	0,069	Investigado neste estudo
Abundância de <i>Nannostomus unifasciatus</i>	0b	0,179	Investigado neste estudo
% de abundância de <i>Nannostomus unifasciatus</i>	0b	0,179	Investigado neste estudo
Abundância de <i>Physopyxis ananas</i>	1	0,082	Investigado neste estudo
% de abundância de <i>Physopyxis ananas</i>	2	0,072	Investigado neste estudo

Abundância de <i>Pristella maxillaris</i>	1	0,094	Investigado neste estudo
% de abundância de <i>Pristella maxillaris</i>	2	0,014	Investigado neste estudo
Abundância de <i>Rivulus</i> sp.1	0b	0,572	Investigado neste estudo
% de abundância de <i>Rivulus</i> sp. 1	0b	0,672	Investigado neste estudo
Abundância de <i>Rivulus</i> sp.2	0a	0,097	Investigado neste estudo
% de abundância de <i>Rivulus</i> sp.2	2	0,061	Investigado neste estudo
Uso do habitat			
% de abundância de nectônicos	0b	0,466	Ferreira & Casatti (2006)
Riqueza de bentônicos	0a	1	Karr (1981)
% de riqueza de bentônicos	0a	0,957	Investigado neste estudo
% de abundância de bentônicos	0b	0,793	Lyons <i>et al.</i> (1995)
Tolerância			
Riqueza de espécies tolerantes	2	0,158	Ferreira & Casatti (2006)
% de abundância de tolerantes	3	0,024	Hughes <i>et al.</i> (1998)
% de abundância de <i>Hoplías malabaricus</i>	2	0,028	Investigado neste estudo
% de abundância de <i>Synbranchus marmoratus</i>	0b	0,186	Investigado neste estudo
Abundância de <i>Satanoperca</i> sp.	1	0,093	Investigado neste estudo
% de abundância de <i>Satanoperca</i> sp.	1	0,086	Investigado neste estudo
% de abundância de <i>Erythrinus erythrinus</i>	0b	0,154	Investigado neste estudo
Abundância de <i>Poecilia parae</i>	2	0,065	Investigado neste estudo
% de abundância de <i>Poecilia parae</i>	0b	0,118	Investigado neste estudo
Composição trófica			
% de abundância de carnívoros	0a	0,859	Karr <i>et al.</i> (1986) adaptado
% de abundância de piscívoros	2	0,07	Breine <i>et al.</i> (2004)
% de abundância de onívoros	2	0,061	Karr <i>et al.</i> (1986)
Riqueza de insetívoros	0b	0,746	Investigado neste estudo
% de riqueza de insetívoros	3	0,061	Investigado neste estudo
% de abundância de insetívoros	0b	0,916	Benjamin <i>et al.</i> (2010)

As métricas confirmadas pelo teste t foram submetidas ao teste de correlação de Spearman ($r_s > 0,75$, $p < 0,05$) para exclusão daquelas que apresentaram correlação, eliminando a possibilidade de uma informação redundante. Dentre as 11 métricas validadas duas foram excluídas após a análise de redundância, as quais (M6) % de riqueza de Rivulidae e (M8) % de abundância de *Hoplías malabaricus*.

As métricas restantes foram: (M1) Abundância de *Carnegiella strigata*; (M2) % de abundância de *Hemigrammus cf. ocellifer*, (M3) % de riqueza de Poeciliidae, (M4) % de riqueza de Crenuchidae, (M5) % de riqueza de Doradidae, (M7) % de riqueza de Cyprinodontiformes, (M9) % de abundância de tolerantes, (M10) % de abundância de *Microcharacidium weitzmani* e (M11) % de abundância de *Pristella maxillaris* (Tabela 3).

Tabela 3 - Teste de correlação de *Spearman* para identificar a redundância entre as métricas para avaliação do IBI dos riachos afogados na Amazônia Oriental, região do baixo rio Anapu. Os pares de métrica com alto valor de correlação ($rS > 0,75$, $p < 0,05$) estão destacados em negrito.

Métricas	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	M9	M10	M11
M1	0,359		0,028	0,298	0,065	0,064	0,230	0,583	0,335	0,346
M2			0,237	0,454	0,344	0,343	0,115	0,188	0,257	0,227
M3										
M4				0,054	0,215	0,210	0,775	0,183	0,271	0,479
M5					0,278	0,277	0,007	0,227	0,312	0,378
M6						0,999	0,331	0,155	0,294	0,274
M7							0,324	0,152	0,296	0,267
M8								0,355	0,356	0,657
M9									0,042	0,015
M10										0,197

3.2 AVALIAÇÃO DO IBI

Após os processos de avaliação com testes de validação, confirmação e redundância, dos 95 atributos da ictiofauna inicialmente selecionados, restaram nove métricas para serem utilizadas na elaboração do índice de integridade biótica dos riachos afogados da Amazônia Oriental (Tabela 4 e Figura 2).

Cada riacho recebeu um escore (1, 3 ou 5) com base nos valores de quartis dos gráficos “Box-and-Whisker plots” das onze métricas, e o IBI foi determinado a partir do cálculo da média dos escores de todas as métricas para cada riacho. Os 17 riachos da bacia do rio Anapu, localizados fora da FLONA foram avaliados segundo as métricas descritas na Tabela 4, dos quais: dois riachos obtiveram o índice bom; cinco foram avaliados com índice de integridade regular; quatro riachos foram considerados pobres e seis foram avaliados como muito pobres (Tabela 5).

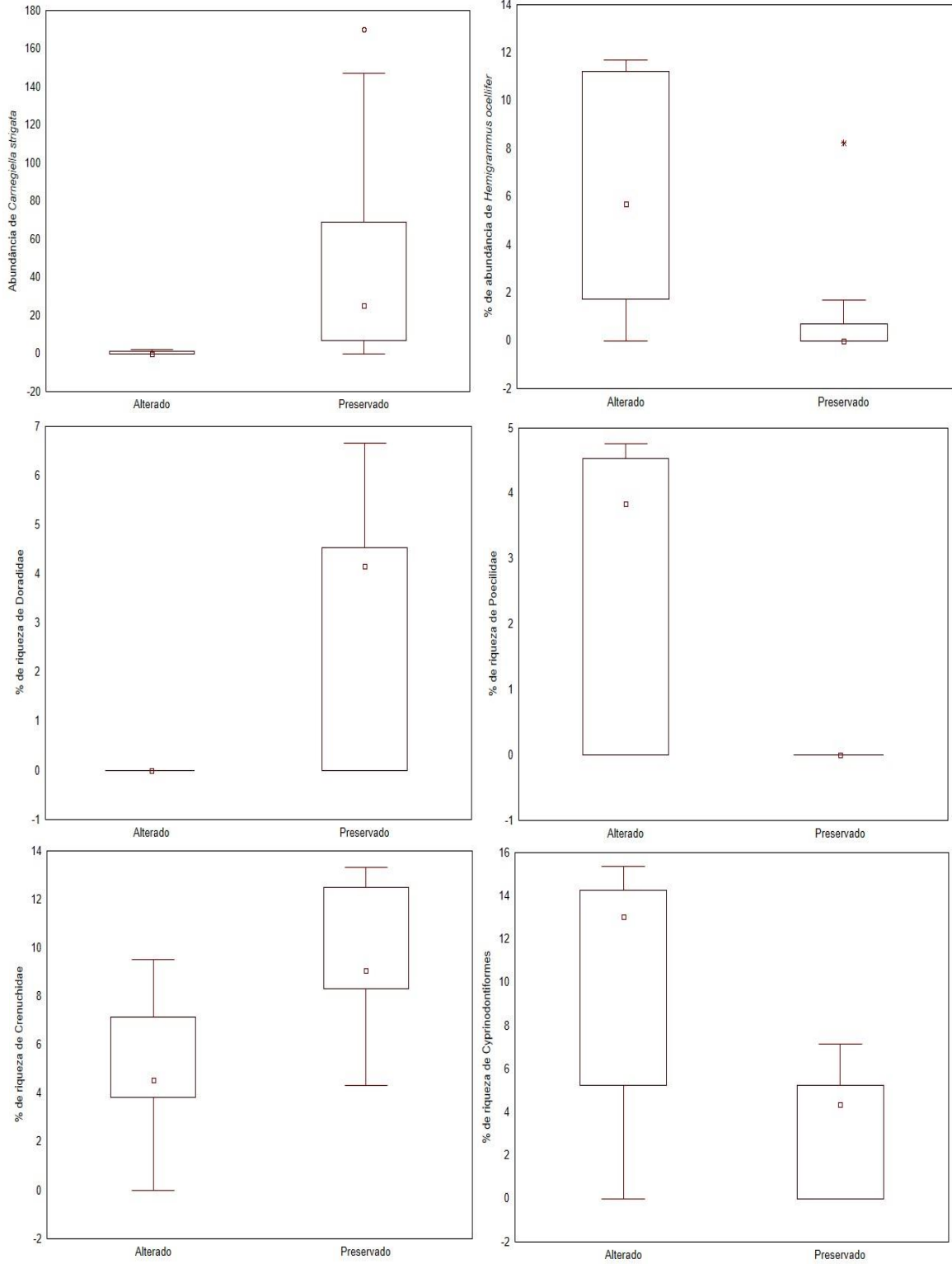
Tabela 4 - Métricas selecionadas, suas respectivas respostas a degradação e os intervalos usados para pontuação dos escores dos riachos afogados na Amazônia Oriental, região do baixo rio Anapu.

Métricas	Resposta à degradação	Escore		
		5	3	1
Abundância de <i>Carnegiella strigata</i>	Diminui	$x > 10$	$10 \geq x \geq 1$	$x = 0$
% de abundância de <i>Hemigrammus cf. ocellifer</i>	Aumenta	$x \leq 0,44$	$0,44 < x < 1,7$	$x \geq 1,7$
% de riqueza de Poeciliidae	Aumenta	$x = 0$	-	$x > 0$
% de riqueza de Crenuchidae	Diminui	$x > 8,33$	$8,33 \geq x > 4,34$	$x \leq 4,34$
% de riqueza de Doradidae	Diminui	$x > 4,16$	$4,16 \geq x > 0$	$x = 0$

% riqueza de Cyprinodontiformes	Aumenta	$x < 5,3$	$5,3 \leq x < 7,2$	$x \geq 7,2$
% de abundância de tolerantes	Diminui	$x > 65,1$	$65,1 \geq x > 41,9$	$x \leq 41,9$
% de abundância de <i>Microcharacidium weitzmani</i>	Diminui	$x > 0,6$	$0,6 \geq x > 0$	$x = 0$
% de abundância de <i>Pristella maxillaris</i>	Aumenta	$x = 0$	-	$x > 0$

Tabela 5 - Escores dados aos riachos fora da FLONA em função de cada métrica, os valores da média, categoria de integridade do IBI e a integridade física do habitat (PHI) avaliada por Sousa (2014). As métricas podem ser identificadas, onde (V1) Abundância de *Carnegiella strigata*; (V2) % de abundância de *Hemigrammus ocellifer*; (V3) % de riqueza de Poeciliidae, (V4) % de riqueza de Crenuchidae, (V5) % de riqueza de Doradidae, (V7) % de riqueza de Cyprinodontiformes; (V9) % de abundância de tolerantes, (V10) % de abundância de *Microcharacidium weitzmani* e (V11) % de abundância de *Pristella maxillaris*.

Riachos	Esc. V1	Esc. V2	Esc. V3	Esc. V4	Esc. V5	Esc. V7	Esc. V9	Esc. V10	Esc. V11	Média	Categoria IBI	PHI
F01	3	5	5	5	5	3	1	5	5	4,11	Bom	Intermediário
F02	3	5	5	5	1	5	3	5	5	4,11	Bom	Intermediário
F03	5	5	1	5	5	1	3	3	5	3,66	Regular	Intermediário
F04	1	5	5	3	1	3	5	1	5	3,22	Regular	Alterado
F05	1	5	5	5	1	1	1	1	5	2,77	Pobre	Intermediário
F06	3	5	5	3	1	5	3	1	5	3,44	Regular	Preservado
F07	3	5	5	3	1	5	1	1	5	3,22	Regular	Intermediário
F08	5	5	5	5	1	5	3	5	1	3,88	Regular	Preservado
F09	3	1	1	1	1	1	3	1	5	1,88	Muito Pobre	Intermediário
F10	3	1	1	1	1	1	3	1	5	1,88	Muito Pobre	Alterado
F11	3	1	1	3	1	1	3	1	1	1,66	Muito Pobre	Alterado
F12	1	1	5	1	1	5	1	1	5	2,33	Pobre	Alterado
F13	1	3	5	3	1	1	1	1	1	1,88	Muito Pobre	Intermediário
F14	3	1	1	3	1	3	3	5	1	2,33	Pobre	Intermediário
F15	1	1	5	1	1	1	1	1	1	1,44	Muito Pobre	Alterado
F16	1	1	5	5	1	1	3	3	1	2,33	Pobre	Alterado
F17	1	1	1	3	1	5	3	1	1	1,88	Muito Pobre	Alterado



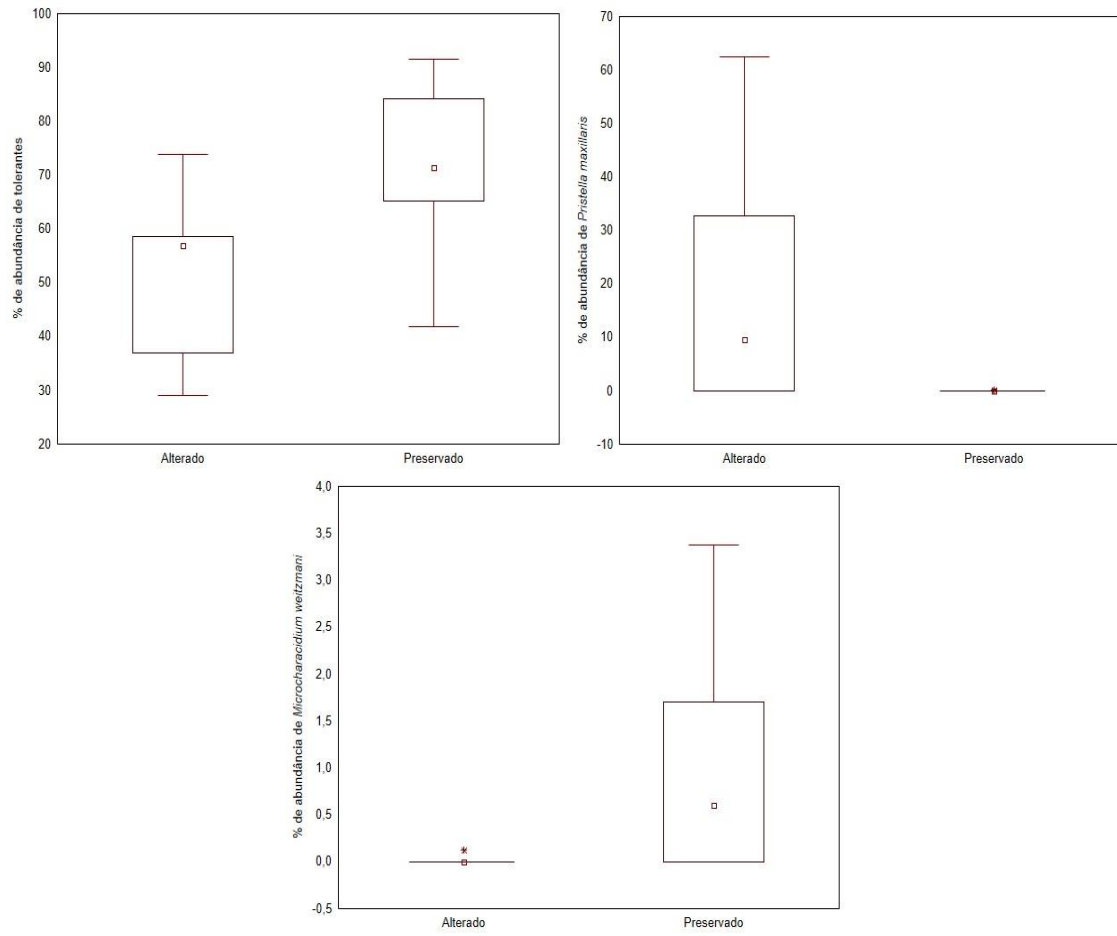


Figura 2 - “Box-and-Whisker plots” das onze métricas selecionadas para elaboração do IBI dos riachos “afogados” da FLONA de Caxiuana, PA.

4 DISCUSSÃO

Independentemente de quais grupos de organismos são utilizados para a construção do IBI, todos devem levar em consideração aspectos que compõem e organizam as comunidades (Karr & Dudley 1981, Hughes 1995). Da mesma forma, os atributos selecionados também devem levar em consideração as questões geográficas e regionais do local estudado (Karr & Dudley 1981) no sentido de adapta-los ou elaborar outros que respondam de forma efetiva aos impactos antrópicos, pois as particularidades regionais inviabilizam determinadas métricas já consolidadas em diversos outros trabalhos desenvolvidos em regiões distantes e/ou geograficamente muito distintas.

Esse estudo abordou atributos em quatro diferentes níveis de organização dentro das assembleias de peixes que abrangem a composição, investigando informações sobre a riqueza e abundância das espécies; o uso do habitat; a tolerância das espécies à condição de baixas taxas de oxigênio dissolvido na água e aos grupos tróficos, seguindo a abordagem clássica dos estudos de IBI desenvolvidos desde o trabalho pioneiro de Karr (1981). Dos 95 atributos selecionados, 76 atributos se referem a indicadores de composição e 19 se distribuíram entre os demais níveis de organização da comunidade. Essa discrepância entre o número de atributos é o reflexo tanto da pouca informação disponível sobre a biologia e ecologia das espécies amazônicas não comerciais (pescado e ornamentais) de pequeno porte, quanto da observação da variação entre os números de táxons em riachos com e sem influência das atividades humanas. Assim, as nove métricas válidas para o cálculo do IBI são em maioria parâmetros da composição da comunidade que, de forma geral, podem refletir táxons sensíveis ou resistentes aos impactos antrópicos.

De maneira geral, a degradação de ambientes aquáticos de pequeno porte lida com o efeito acentuado de elementos físicos e químicos da água e perturbações no ambiente físico (Kim *et al.* 2013). No estudo com os mesmos riachos avaliados neste, Sousa (2014) mostrou que em relação à integridade física do habitat, fora da FLONA existem riachos alterados, intermediários e preservados, onde as principais diferenças entre eles se deve a disponibilidade de estruturas vegetais que contribuem para aumento da diversidade estrutural e conseqüentemente, para a disponibilidade de abrigos e micro-habitats para a biota. Nos riachos alterados há uma redução desse material devido à retirada, pela população de ribeirinhos que circula nos barcos, resultando em um ambiente com baixa complexidade estrutural, diminuindo a quantidade de habitat disponível. Além disso, nesse mesmo estudo foi constatada a ausência de vegetação de porte médio nas margens dos riachos devido à

expansão das comunidades ribeirinhas que se alocam frequentemente nessas áreas e limpam ao redor de suas casas para uso do solo para pequenas plantações de subsistência.

Algumas variáveis físicas e químicas também são relevantes na construção do IBI, como a taxa de oxigênio dissolvido na água, que pode ser utilizado como indicador de tolerância em ambientes impactados. Alguns estudos desenvolvidos no Brasil verificaram, direta ou indiretamente, a validade dessa métrica para avaliação do IBI (Casatti *et al.* 2009, Terra *et al.* 2013, Dos Santos e Esteves 2015), demonstrando riqueza/abundância de espécies tolerantes a hipóxia como indicadora de ambientes impactados. No entanto, os rios amazônicos são conhecidos por suas águas quentes e com baixas taxas de oxigênio dissolvido (Horbe & Oliveira 2008; Caraballo *et al.* 2014), assim como a ocorrência de táxons de peixes conhecidos por sua capacidade de tolerar essa condição, como espécies de gymnotiformes, ciclídeos, eritrínídeos e cyprinodontiformes, além de espécies com respiração aérea acessória (Sioli 1984, Chellappa *et al.* 2005).

De fato, a interpretação *ipsis litteris* dessa métrica pode subestimar o índice com informações que não refletem condições de perturbação, assim como confundir a interpretação das métricas de composição, pois o uso da característica fisiológica de tolerância à hipóxia para explicar esses processos acaba por ocultar e dificultar o entendimento de processos subjacentes consequentes dos impactos antrópicos nos riachos amazônicos. Assim, o comportamento de diminuição com a degradação demonstrado pela métrica “% de abundância de tolerantes” deve ser melhor investigado, buscando um conhecimento mais aprofundado da biologia das espécies envolvidas nessa métrica e das espécies tolerantes presentes dentro da Flona.

A FLONA de Caxiuana foi o cenário referência para composição do índice de integridade biótica dos riachos afogados do baixo rio Anapu, de onde foram obtidos as nove métricas “% de abundância de tolerantes” “% de abundância de *Pristella maxillaris*”, “% de abundância de *Hemigrammus ocellifer*”, “% de riqueza de Doradidae”, “Abundância de *Carnegiella strigata*”, “% de riqueza de Cyprinodontiformes”, “% de riqueza de Poeciliidae”, “% de riqueza de Crenuchidae”, e “% de abundância de *Microcharacidium weitzmani*”.

Characidae é um dos mais diversos grupos de peixes neotropicais, com uma variedade de formas corporais e estratégias comportamentais relacionadas à exploração de diferentes microhabitats e condições ambientais (Manna *et al.* 2014, Marques *et al.* 2014). Espécies dessa família representam cerca de metade do total de Characiformes (Avendaño & Ramirez 2017), e possuem a capacidade de colonizar ambientes instáveis além de usar eficientemente a disponibilidade de recursos nesses locais (Willis *et al.* 2005), o que é refletido na métrica da

espécie *Pristella maxillaris*, pertencente a família, e que é constatada como indicadora de ambientes alterados por Sousa (2014).

Espécies do gênero *Hemigrammus*, contemplam indivíduos que apresentam um histórico de vida de estratégias oportunistas (Winemiller 1989), sendo capazes de habitar locais preservados e alterados devido a ampla plasticidade em seus hábitos de vida. Um exemplo dessa plasticidade fisiológica é *Hemigrammus marginatus*, descrita como uma espécie que tende a diminuir em abundância em áreas impactadas na região noroeste do estado de São Paulo (Casatti *et al.* 2009) e foi encontrada em alta abundância em riachos impactados na mesma região (Ferreira & Casatti 2012, Ferreira *et al.* 2015). A análise da dieta de uma outra espécie de *Hemigrammus*, ornamental do Rio Negro, *H. bleheri*, encontrou-se que o item mais frequente foi alga filamentosa (Beltrão *et al.* 2017), espécies favorecidas pelo desmatamento da vegetação ciliar e abertura do canal. Alguns estudos demonstram a ocorrência de *H. cf. ocellifer* em porções lacustres de riachos amazônicos (Bührnheim, 2002, Chellappa *et al.* 2005), indicando a preferência da espécie por áreas abertas e com maior exposição solar, refletindo a maior abundância desta espécie nos riachos alterados deste estudo.

A “% de riqueza de Doradidae” sofreu uma diminuição em áreas degradadas, fato provavelmente relacionado à perda do micro-habitat bentônico por soterramento dos abrigos (Araújo-Lima *et al.* 2004). As espécies da ordem Siluriformes possuem hábitos bentônicos ou necto-bentônicos (Pinto & Araújo 2007), associados principalmente a tocas escavadas, abrigos rochosos, e micro-habitats associados ao fundo, sendo sensíveis a sedimentação e homogeneização do substrato (Terra & Araújo 2010).

A espécie *Carnegiella strigata* é reconhecida por sua morfologia e hábitos de vida fortemente associada às florestas, com sua boca voltada para cima adaptada para captura de insetos que caem da vegetação ou estejam sobrevoando próximo a superfície da água, pois também são capazes de saltos fora da água para se alimentarem (Abe 2007). A métrica “Abundância de *C. strigata*” diminuiu nos trechos degradados, indicando que sua ocorrência está ligada com a vegetação ripária, que é a principal fonte dos itens alimentares desse grupo, e que nos locais alterados já apresenta um nível de degradação. Essa estreita relação entre *C. strigata* e a floresta tem sido ressaltada em estudos nas florestas alagadas da Amazônia (Zuanon & Ferreira 2008, Montag *et al.* 2008, Santos 2017), onde Sousa (2014) evidencia a espécie como indicadora de ambientes preservados.

O “% de riqueza de Cyprinodontiformes” se mostrou uma das métricas mais relevantes na diferença entre os riachos preservados e os de fora da FLONA. A métrica

apresentou um aumento com a degradação, comportamento constatado por Costa e Schulz (2010) em uma métrica de abundância para a mesma ordem, onde se afirma que tal fato se deve à adaptação desses indivíduos a situações de ambientes impactados. Araújo (1998) também discute sobre a ordem em seu trabalho, apontando-a como característica de locais degradados, o que elucida o comportamento constatado para a métrica neste estudo. Comportamento este que também pôde ser observado na métrica “% de abundância de Poeciliidae”, que consiste em uma das famílias que compõem a ordem Cyprinodontiformes.

A família Crenuchidae é composta em maioria por indivíduos que se associam a estruturas de pequenos riachos e a vegetação (Buckup 2003), apresentando certa dependência das estruturas naturais no ambiente aquático, o que é refletido pelo comportamento da sua respectiva métrica. Quanto à “% de abundância de *Microcharacidium weitzmani*”, pertencente à família citada anteriormente, alguns estudos relacionam a estruturação do ambiente diretamente à espécie, destacando seu comportamento de forrageio que consiste em ações de tocaia e espreita, fazendo uso dos itens estruturais presentes nos riachos (Breijão *et al.* 2013; Pérez-Mayorga 2015). De acordo com Buckup (2003), uma das maiores ameaças a sobrevivência desses organismos é a modificação em seu habitat, principalmente o desmatamento e descarga de efluentes.

De forma geral, o IBI refletiu as condições de integridade física do habitat encontradas por Sousa (2014). Dentre os 17 riachos avaliados, dois apresentaram boa integridade da biota de peixes, refletindo mais de 75% de correspondência com a área referência e cinco representam entre 50 e 75% de semelhança com a área referência. Os 10 riachos restantes apresentaram integridade biótica abaixo de 50% e desses, seis apresentaram alto grau de degradação, com menos de 25% de congruência com a área referência. Se comparado com o índice de integridade física desenvolvido na mesma área (Sousa 2014), é possível dizer que de maneira geral, o IBI foi complementar em ressaltar os efeitos das áreas, destacando a necessidade de um manejo mais consciente das áreas ribeirinhas.

Trabalhos com integridade de habitat e biótica utilizando peixes e macroinvertebrados estão começando a ser desenvolvidos na região norte, mais precisamente em regiões onde as atividades antrópicas já modificaram muito a paisagem natural (Nessimian *et al.* 2008, Chen *et al.* 2017). Ecossistemas de água doce saudáveis desempenham papéis cruciais como o controle no fluxo de minerais, nutrientes e energia, e a perda destes têm sido conduzida principalmente por atividades humanas (Palmer *et al.* 2009). Áreas protegidas tem sido uma solução para reverter ou diminuir tais problemas, e apesar da representatividade dos riachos amazônicos, há limitações no conhecimento da biodiversidade dessa região (Peres 2005), o

que dificulta o auxílio na avaliação das atividades antrópicas (Prudente 2016). Além disso, os estudos ainda são poucos principalmente levando em consideração a área total da Amazônia brasileira, os diferentes ambientes da floresta amazônica e sua importância.

5 CONCLUSÕES

A maioria dos riachos fora da FLONA apresentou uma integridade baixa, sendo classificados como pobre ou muito pobre, o que reflete a condição da biota em função das consequências das diversas atividades humanas na região.

O desenvolvimento de ferramentas de diagnósticos das condições de integridade da biota aquática é imprescindível para a tomada de decisões políticas de manejo e uso das áreas impactadas, assim como em manter e criar novas unidades de conservação que retenham a diversidade local e regional. Destacamos a importância da criação desse índice diante das particularidades da área, podendo ser aplicado em outras regiões com características hidrológicas semelhantes de floresta permanentemente alagada.

REFERÊNCIAS

- Abe, K. T. 2007. *Filogenia molecular de Gasteropelecidae (Ostariophysi: Characiformes) e estudo de suas relações com outros Characiformes*. PhD Thesis, Instituto de Biociências de Botucatu, Universidade Estadual Paulista, São Paulo. 110p.
- Agostinho, Â. A., Thomaz, S. M., & Gomes, L. C. 2005. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. *Megadiversidade*, **1**(1):70-78.
- Anjos, M. B. D. 2005. *Estrutura de comunidades de peixes de riachos de terra firme na Amazônia Central: composição, distribuição e características tróficas*. MD Dissertation, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Universidade Federal do Amazonas, Manaus. 81p.
- Araújo, F. G. 1998. Adaptação do Índice de Integridade Biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Biologia*, **58**(4):547-558.
- Araújo, F. G., Fichberg, I., Pinto, B. C. T. & Peixoto, M. G. 2003. A preliminary index of biotic integrity for monitoring the condition of the Rio Paraíba do Sul, Southeast Brazil. *Environmental Management*, **32**(4):516-526.
- Araujo-Lima, C. A. R. M., Higuchi, N., & Barrella, W. 2004. Fishes-Forestry Interactions in Tropical South America. *Fishes and Forestry: Worldwide Watershed Interactions and Management*, 509-534.
- Avendaño, C. M. M., & Ramírez, N. J. A. 2017. Spatial and temporal variation of fish assemblage associated with aquatic macrophyte patches in the littoral zone of the Ayapel Swamp Complex, Colombia. *Acta Limnologica Brasiliensia*, **29**(3).
- Baptista, D. F., Buss D., Egler M., Giovanelli A., Silveira M. P. & Nessimian, J. L. 2007. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia*, **575**:83-94.
- Barbour, M.T., Gerritsen, J., Griffith, G. E., Frydenborg, R., McCarron, E., White, J. S. & Bastian, M. L. 1996. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, **15**(2): 185-211.
- Behling, H. & da Costa, M. L. 2000. Holocene environmental changes from the Rio Curuá record in the Caxiuanã region, eastern Amazon Basin. *Quaternary Research*, **53**:377-396.
- Beltrão, H. D., Yamamoto, K. C. & Magalhães, E. R. S. 2017. Biologia reprodutiva e hábitos alimentares do rodóstomo um peixe ornamental da bacia do médio rio Negro, Estado do Amazonas, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, **43**(1): 65 – 77.
- Benjamin, L., Angermeier, P. L., Munné, A. & Garcia-Berthou, A. 2010. Assessing effects of water abstraction on fish assemblages in Mediterranean streams. *Freshwater Biology*, **56**: 628-642.
- Bozzetti, M. & Schulz, U. H. 2004. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. *Hydrobiologia*, **529**:133-144.

- Breine, J., Simoens, S., Goethals, P., Quataert, P., Ercksen, D., Liefferinghe, C. V. & Belpaire, C. 2004. A fish-based index of biotic integrity for upstream brooks in Flanders (Belgium). *Hydrobiologia*, **522**:133-148.
- Brejão, G. L., Gerhard, P., & Zuanon, J. 2013. Functional trophic composition of the ichthyofauna of forest streams in eastern Brazilian Amazon. *Neotropical Ichthyology*, **11**(2):361-373.
- Buckup, P. A. 2003. Family Crenuchidae (South American darters). In: Reis *et al.* (eds.). *Check List of the Freshwater Fishes of South and Central. Porto Alegre*. EDIPUCRS, 87-95.
- Bührnheim, C. M. 2002. Heterogeneidade de habitats: rasos x fundos em assembleias de peixes de riachos de terra firme na Amazônia Central. *Revista Brasileira de Zoologia*, **19**(3): 889-905.
- Caraballo, P., Forsberg, B.R., Fabiane Ferreira de Almeida, F. F., Leite, R. G. 2014. Diel patterns of temperature, conductivity and dissolved oxygen in an Amazon floodplain lake: description of a friagem phenomenon. *Acta Limnologica Brasiliensia*, **26**(3):318-331.
- Casatti, L., Langeani, F., & Ferreira, C. P. 2006. Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. *Environmental management*, **38**(6):974.
- Casatti, L., Ferreira, C. P. & Langeani F. 2009. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, 173–189.
- 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**(1):183-186
- Chellappa, A. S.; Sá-Oliveira, J. C. & Chellappa, N. T. 2005. Fish fauna of a temporary lake in a Amazonian Conservation Area. *Acta Limnologica Brasiliensia*, **17**(3):283-289.
- Chen, K., Hughes, R. M., Brito, J. G., Leal, C. G., Leitão, R. P., Oliveira-Júnior, J. M. B., Oliveira, V. C., Dias-Silva, K., Ferraz, S. F. B., Ferreira, J., Hamada, N., Juen, L., Nessimian, J., Pompeu, P. S. & Zuanon, J. 2017. A multi-assemblage, multi-metric biological condition index for eastern Amazonian streams. *Ecological Indicators*, **78**:48-61.
- Costa, P. F., & Schulz, U. H. 2010. The fish community as an indicator of biotic integrity of the streams in the Sinos River basin, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, **70**(4):1195-1205.
- Couceiro, S.R.M., Hamada N., orsberg B. R., Pimentel T. P. & Luz S. L. B. 2012. A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. *Ecological Indicators*, **18**:118–125.
- Corrêa, J. M., Gerhard, P., & de Oliveira Figueiredo, R. 2012. Ictiofauna de igarapés de pequenas bacias de drenagem em área agrícola do Nordeste Paraense, Amazônia Oriental. *Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, **7**(2).
- Dos Santos, F. B., & Esteves, K. E. 2015. A Fish-Based Index of Biotic Integrity for the Assessment of Streams Located in a Sugarcane-Dominated Landscape in Southeastern Brazil. *Environmental management*, **56**(2):532-548.

- Dutra, G. M., Wosiacki, W. B., & de Pinna, M. C. 2012. *Trichomycterus anhangá*, a new species of miniature catfish related to *T. hasemani* and *T. johnsoni* (Siluriformes: Trichomycteridae) from the Amazon basin, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, **10**(2):225-231.
- Eduardo, J., Bicudo, P. W., & Johansen, K. 1979. Respiratory gas exchange in the airbreathing fish, *Synbranchus marmoratus*. *Environmental Biology of Fishes*, **4**(1):55-64.
- Esteves K. E. & Alexandre C. V. 2011. Development of an Index of Biotic Integrity based on fish communities to assess the effects of rural and urban land use on a stream in Southeastern Brazil. *International Review of Hydrobiology*, **96**:296–317.
- Fausch, K. D.; Lyons, J. R.; Karr, J. R. & Angermeier, P. L. 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. *American Fisheries Society Symposium*, **8**:123-144.
- Ferreira, L. V., Almeida, S. S., Amaral, D. D., & Parolin, P. 2005. Riqueza e composição de espécies da floresta de igapó e várzea da Estação Científica Ferreira Penna: subsídios para o plano de manejo da Floresta Nacional de Caxiuanã. *Pesquisas Botânica*, **46**:103-116.
- Ferreira, C. P. & Casatti, L. 2006. Integridade biótica de um córrego na bacia do alto rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biota Neotropica*, **6**(3): 1-25.
- Ferreira, C. P. & Casatti, L. 2012. Ictiofauna associada a fragmentos florestais da região noroeste do estado de São Paulo. In: Necchi Jr., O. (Org.). *Fauna e flora de fragmentos florestais remanescentes da região noroeste do estado de São Paulo*. [Ribeirão Preto, SP], Holos Editora, p. 197-210.
- Ferreira, C. P., Casatti, L., Zeni, J. O. & Ceneviva-Bastos, M. 2015. Edge-mediated effects of forest fragments on the trophic structure of stream fish. *Hydrobiologia*, **762**:15-28.
- Ferreira, M. C. 2014. *Efeito da monocultura de dendezeiro (Elaeis guineensis Jacq.) na integridade física e nas assembleias de peixes de riachos da Amazônia Oriental*. MD Dissertation, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, Belém. 70p.
- Ganasan, V. & Hughes, R. M. 1998. Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. *Freshwater Biology*, **40**:367-383.
- Gonçalves, A. F. G., Prudente, B. D. S., Carvalho Filho, F. D. S., & Montag, L. F. D. A. 2013. Feeding ecology of Dash-dot Tetra *Hemigrammus belottii* (Steindachner 1882) (Characiformes: Characidae) in the streams of the Urucu River basin, central Amazonia, Brazil. *Biota Neotropica*, **13**(3):141-147.
- Hermoso, V., Claveroc, M., Blanco-Garrido, F., & Prenda, J. 2010. Assessing the ecological status in species-poor systems: a fish-based index for Mediterranean Rivers (Guadiana River, SW, Spain). *Ecological Indicators*, **10**:1152-1161
- Horbe, A. M. C., & Oliveira, L. D. S. 2008. Química de riachos de água preta do nordeste do Amazonas-Brasil. *Acta Amazonica*, **38**(4):753-760.
- Hughes, R. M. 1995. Defining acceptable biological status by comparing with reference conditions. *Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making*, 31-48.

- Hughes, R. M., Kaufmann, P. R., Herlihy, A. T., Kincaid, T. M., Reynolds, L., & Larsen, D. P. 1998. A process for developing and evaluating indices of fish assemblage integrity. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **55**(7):1618-1631.
- Karr, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, **6**: 21-27.
- Karr, J. R. & D. R. Dudley. 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management*, **5**:55-68.
- Karr, J. R., Fausch, K. D., Angermeier, P. L., Yant, P. R., & Schlosser, I. J. 1986. Assessing biological integrity in running waters. A method and its rationale. *Illinois Natural History Survey, Champaign, Special Publication*, **5**.
- Karr, J.R. 1991. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications*, **1**:66-84.
- Kim, J. H., Oh, H. M., Kim, I. S., Lim, B. J., & An, K. G. 2013. Ecological health assessments of an urban lotic ecosystem using a multimetric model along with physical habitat and chemical water quality assessments. *International Journal of Environmental Research*, **7**(3):659-668.
- Kimberling, D.N., Karr, J.R. & Fore, L.S. 2001. Measuring human disturbance using terrestrial invertebrates in the shrub-steppe of eastern Washington (USA). *Ecological Indicators*, **1**:63-81.
- Lyons, J., Navarro-perez, S., Cochran, P.A., Santana, E. & Guzmán-arroyo, M. 1995. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in West-Central México. *Conservation Biology*, **9**:569-584
- Manna, L. R., Rezende, C. F. & Mazzoni, R. 2014. Habitat use by *Astyanax taeniatus* (Jenyns,1842) (Characiformes: Characidae) in a coastal stream from Southeast Brazil. *Neotropical Ichthyology*, **12**:187–192.
- Marques, P. S., Costa, M. F., Corrêa, C. C. D., Marinho, M. M. & Mazzoni, R. 2014. Grazing behaviour of a non-herbivorous characin: revisiting plasticity. *Journal of Fish Biology*, **85**:488–493.
- Montag, L. F. A., Freitas, T. M. S., Wosiacki, W. B. & Barthem, R. B. 2009. Os peixes da Floresta Nacional de Caxiuanã (município de Melgaço e Portel, Pará-Brasil). *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais*, **3**(1):11-34.
- Nessimian, J. L., Venticique, E. M., Zuanon, J., De Marco Jr., P., Gordo, M., Fidelis, L., Batista, J. D. & Juen, L. 2008. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia*, **614**:117–131.
- Oberdorff, T., & Hughes, R. M. 1992. Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. *Hydrobiologia*, **228**(2):117-130.

- Oliveira, L. L., Ferreira, C. R., Sousa, F. A. S., Costa, A. C. L. & Braga, A. P. 2008. Precipitação efetiva e interceptação em Caxiuanã, na Amazônia Oriental. *Acta Amazônica* **38**: 723-732.
- Oliveira, J. F., Moraes-Segundo, A. L., Novaes, J. L., Costa, R. S., França, J. S., & Peretti, D. 2016. Trophic structure of the ichthyofauna in a Brazilian semiarid reservoir. *Iheringia. Série Zoologia*, **106**.
- Oosterhout, M. P., & Velde, G. 2015. An advanced Index of Biotic Integrity for use in tropical shallow low land streams in Costa Rica: Fish assemblages as indicators of stream ecosystem health. *Ecological Indicators*, **48**:687-698.
- Palmer, M. A., Richardson, D. C., & Carpenter, S. R. 2009. Provisioning services: A focus on fresh water. *The princeton guide to ecology*, **625**.
- Patrick, R. 1975. Stream communities. *Ecology and Evolution of Communities*, 445-459.
- Pereira, L. C. F. 2010. *Assembléias de ciclídeos na área focal da reserva de desenvolvimento sustentável Mamirauá, médio rio Solimões, Amazonas, Brasil*. MD Dissertation, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, Belém. 71p.
- Peres, C. A. 2005. Why we need megareserves in Amazonia. *Conservation Biology*, **19**(3):728-733.
- Pérez-Mayorga, M. A., Casatti, L., Teresa, F. B., & Brejão, G. L. 2016. Conhecendo os peixes de áreas preservadas da bacia do Rio Madeira. *Boletim Sociedade Brasileira de Ictiologia*, **120**, 4-12.
- Pérez-Mayorga, M. A. 2015. *Ecologia de peixes de riachos da bacia do rio Machado, RO: padrões, processos e conservação*. PhD Thesis, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, São José do Rio Preto. 123p.
- Pettesse, M. L., Petreire Jr, M. & Spigolon, R. J. 2007. Adaptation of the reservoir fish assemblage index (RFAI) for assesing the Barra Bonita reservoir (São Paulo, Brazil). *River Research and Application*, **23**:595-612.
- Petry, P., Bayley, P. B., & Markle, D. F. 2003. Relationships between fish assemblages, macrophytes and environmental gradients in the Amazon River floodplain. *Journal of Fish Biology*, **63**(3):547-579.
- Petry, A. C., Abujanra, F., Gomes, L. C., Julio Jr, H. F., & Agostinho, A. A. 2013. Effects of the interannual variations in the flood pulse mediated by hypoxia tolerance: the case of the fish assemblages in the upper Parana River floodplain. *Neotropical Ichthyology*, **11**(2):413-424.
- Pinto, B.C.T. & Araújo F.G. 2007. Assessing of Biotic Integrity of the Fish Community in a Heavily Impacted Segment of a Tropical River in Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, **50**(3):489-502.

- Piratoba, A. R. A., Ribeiro, H. M. C., Morales, G. P. & Gonçalves, W. G. 2017. Caracterização de parâmetros de qualidade da água na área portuária de Barcarena, PA, Brasil. *Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, **12**(3):435-456.
- Polaz, C. N., Ferreira, F. C., & Petrere Júnior, M. 2017. The protected areas system in Brazil as a baseline condition for wetlands management and fish conservancy: the example of the Pantanal National Park. *Neotropical Ichthyology*, **15**(3).
- Ponton, D., & Méricoux, S. 2000. Comparative morphology and diet of young cichlids in the dammed Sinnamary river, French Guiana, South America. *Journal of fish biology*, **56**(1):87-102.
- Prudente, B. S. 2016. *Influência da exploração madeireira na estrutura do habitat e diversidade das assembléias de peixes de riachos na Amazônia Oriental*. PhD Thesis, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, Belém. 155p.
- Reis, A. D. S. 2011. *Ecologia trófica e ecomorfologia da ictiofauna de igarapés maranhenses*. MD Dissertation, Centro de Ciências Biológicas e Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 127p.
- Resh, V. H., & J. D. Unzicker. 1975. Water quality monitoring and aquatic organisms: The importance of species identification. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, **47**:9-19.
- Roth, N. E., Southerland, M., Chaillou, J. C., Kazyak, P. F., & Stranko, S. A. 2000. *Refinement and validation of a fish index of biotic integrity for Maryland streams*. Annapolis: Maryland Department of Natural Resources. 66p.
- Sánchez-Botero, J. I., Araujo-Lima, C. A. R. M., & Garcez, D. S. 2008. Effects of types of aquatic macrophyte stands and variations of dissolved oxygen and of temperature on the distribution of fishes in lakes of the Amazonian floodplain. *Acta Limnológica Brasileira*, **20**(1):45-54.
- Santos, L. L. 2017. *Relações atributos ecomorfológicos – variáveis ambientais em assembleias de peixes de riachos amazônicos*. MD Dissertation, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, Belém. 58p.
- Silva, C. P. 1993. Alimentação e distribuição espacial de algumas espécies de peixes do riacho do Candirú, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica*, **23**(2-3):271-285.
- Simon, T.P., & Lyons, J. 1995. Application of the index of biotic integrity to evaluate water resource integrity in freshwater ecosystems. In: Davis, W.S. & Simon, T.P. (eds.). *Biological Assessment and Criteria: Tools for Water Resource Planning and Decision-making*. Lewis Publishers, Boca Raton, p. 245–262.
- Sioli, H. (1984). The Amazon. Dr. W. Junk, Dordrecht.
- Sousa, H. L. (2014). *Efeito da alteração do habitat sobre assembleias de peixes em riachos afogados da Amazônia oriental*. MD Dissertation, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, Belém. 74p.

- Terra, B. F. & Araújo, F. G. 2010. A preliminary fish assemblage index for a transitional river-reservoir system in southeastern Brazil. *Ecological Indicators*, **11**: 874-881.
- Terra, B. F., Hughes, R. M., Francelino, M. R. & Araújo, F. G. 2013. Assessment of biotic condition of Atlantic Rain Forest streams: A fish-based multimetric approach. *Ecological Indicators*, **34**:136–148.
- Torres, D. G. (2010). *A ictiofauna e atividade pesqueira na Ilha das Onças, Barcarena – Pará*. MD Dissertation, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, Belém. 152p.
- Valle, F. A. S. D. (2013). *Influência da heterogeneidade do substrato e da profundidade sobre as categorias tróficas de peixes de riachos na Amazônia*. MD Dissertation, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Amazonas, Manaus. 60p.
- Veríssimo A., Barreto P., Tarifa R. & Uhl C. 1996. A exploração de um recurso florestal amazônico de alto valor: o caso do mogno. In: Barros A.C. & Veríssimo A. (eds.). *A expansão da atividade madeireira na Amazônia: Impactos e perspectivas para o desenvolvimento do setor florestal no Pará*. Imazon, Belém, Pará. p. 75-105.
- Weisberg, S. B., Ranasinghe, J. A., Dauer, D. M., Schaffner, L. C., Diaz, R. J. & Frithsen, J. B. 1997. An estuarine benthic index of biotic integrity (B-IBI) for the Chesapeake Bay. *Estuaries*, **20**:149-158.
- Willis, S. C., Winemiller, K. O., & Lopez-Fernandez, H. 2005. Habitat structural complexity and morphological diversity of fish assemblages in a Neotropical floodplain river. *Oecologia*, **142**(2):284-295.
- Winemiller, K. O. 1989. Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia*, **81**(2):225-241.
- Zonta, J. H., Zonta, J. B., Rodrigues, J. I. S. & Reis, E. F. 2008. Qualidade das águas do Rio Alegre, Espírito Santo. *Revista de Ciências Agrônômicas*, **39**(1):155-161.
- Zuanon, J. A. S., & Sabino, J. 1998. A stream fish assemblage in Central Amazonia: distribution, activity patterns and feeding behavior.
- Zuanon, J. & Ferreira, E. 2008. Feeding ecology of fishes in the Brazilian Amazon: A naturalistic approach. In: Cyrino *et al.* (eds.). *Feeding and digestive functions of fishes*. Science Publishers, CRC Press. 377p.

APÊNDICES

APÊNDICE A - VALORES DAS MÉDIAS E DESVIO PADRÃO DAS MÉTRICAS REFERENTES À ESTRUTURA DA COMUNIDADE NOS RIACHOS ALTERADOS E PRESERVADOS.

Riqueza e abundância	Alterado	Preservado
% de riqueza de Cyprinodontiformes	9,18 (± 5,77)	3,23 (± 2,78)
Abundância de Cyprinodontiformes	28,71 (± 33,7)	7,46 (± 11,52)
% de abundância de Cyprinodontiformes	6,03 (± 8,56)	1,04 (± 1,52)
% de riqueza de Perciformes	28,54 (± 8,13)	22,69 (± 6,77)
Abundância de Perciformes	141,57 (± 114,81)	149,56 (± 101,9)
% de abundância de Perciformes	25,84 (± 0,12)	33 (± 0,27)
Riqueza de Gymnotiformes	1,28 (± 0,48)	2,3 (± 1,88)
% de riqueza de Gymnotiformes	6,85 (± 3,47)	12,37 (± 7,53)
Abundância de Gymnotiformes	2,71 (± 1,79)	6,25 (± 6,39)
% de abundância de Gymnotiformes	0,92 (± 0,00)	1,14 (± 0,01)
Riqueza de Siluriformes	1,14 (± 1,34)	1,3 (± 1,37)
% de riqueza de Siluriformes	6,44 (± 7,79)	6,51 (± 6,29)
Abundância de Siluriformes	2 (± 2,51)	15,76 (± 23,99)
% de abundância de Siluriformes	1,46 (± 2,72)	1,92 (± 2,76)
% de riqueza de Rivulidae	7,31 (± 3,76)	3,24 (± 2,79)
Abundância de Rivulidae	6,85 (± 10,51)	7,46 (± 11,86)
% de abundância de Rivulidae	1,25 (± 1,40)	1,04 (± 1,52)
% de riqueza de Doradidae	0	2,72 (± 2,70)
Abundância de Doradidae	0	10,46 (± 14,88)
% de abundância de Doradidae	0	1,23 (± 1,69)
% de riqueza de Crenuchidae	4,94 (± 2,94)	9,73 (± 2,86)
Abundância de Crenuchidae	35,71 (± 63,54)	52,23 (± 34,20)
% de abundância de Crenuchidae	6,5 (± 0,09)	10,03 (± 0,07)
% de riqueza de Cichlidae	24,29 (± 7,56)	20,65 (± 6,52)
Abundância de Cichlidae	139,57 (± 115,57)	148,76 (± 101,50)
% de abundância de Cichlidae	25,2 (± 0,12)	33,26 (± 0,27)
% de riqueza de Poeciliidae	2,49 (± 2,35)	0
Abundância de Poeciliidae	21,85 (± 29,27)	0
% de abundância de Poeciliidae	4,77 (± 8,21)	0
% de riqueza de Lebiasinidae	13,27 (± 5,15)	12,93 (± 5,23)
Abundância de Lebiasinidae	71,14 (± 77,28)	219,23 (± 223,23)
% de abundância de Lebiasinidae	17,1 (± 0,15)	30,32 (± 0,23)
% de riqueza de Hypopomidae	6,85 (± 3,47)	9,57 (± 4,63)
Abundância de Hypopomidae	2,71 (± 1,79)	3,76 (± 3,26)
% de abundância de Hypopomidae	0,92 (± 0)	0,71 (± 0)
% de riqueza de Gymnotidae	0	2,06 (± 3,48)
Abundância de Gymnotidae	0	1,53 (± 3,38)
% de abundância de Gymnotidae	0	0,25 (± 0,65)
Abundância de <i>Apistogramma gr. agassizii</i>	63,85 (± 90,77)	67,61 (± 81,48)
% de abundância de <i>Apistogramma gr. Agassizii</i>	10,55 (± 12,11)	19,05 (± 22,78)
Abundância de <i>Brachyhypopomus cf. brevirostris</i>	1,57 (± 2,07)	1,76 (± 1,69)

% de abundância de <i>Brachyhypopomus cf. brevirostris</i>	0,43 (± 0,52)	0,44 (± 0,56)
Abundância de <i>Carnegiella strigata</i>	0,42 (± 0,78)	50,53 (± 60,23)
% de abundância de <i>Carnegiella strigata</i>	0,16 (± 0,33)	7,64 (± 10,45)
Abundância de <i>Crenicichla gr. saxatilis</i>	4,85 (± 12,85)	0
% de abundância de <i>Crenicichla gr. saxatilis</i>	1,47 (± 3,89)	0
Abundância <i>Copella arnoldi</i>	28,14 (± 45,20)	206,84 (± 227,94)
% de abundância de <i>Copella arnoldi</i>		
Abundância de <i>Crenuchus spilurus</i>	35,57 (± 63,17)	44,07 (± 29,16)
% de abundância de <i>Crenuchus spilurus</i>	7,15 (± 5,71)	8,57 (± 7,42)
Abundância de <i>Dormitator sp.</i>	1,42 (± 2,69)	0
% de abundância de <i>Dormitator sp.</i>	0,38 (± 0,79)	0
% de abundância de <i>Gnathocharax steindachneri</i>	0	1,92 (± 4,25)
Abundância de <i>Helogenes marmoratus</i>	0	2,07 (± 4,21)
% de abundância de <i>Helogenes marmoratus</i>	0	0,28 (± 0,55)
% de abundância de <i>Hemigrammus cf. ocellifer</i>	6,18 (± 4,54)	0,96 (± 2,25)
Abundância de <i>Hemigrammus guyanensis</i>	0,14 (± 0,37)	28,38 (± 46,08)
% de abundância de <i>Hemigrammus guyanensis</i>	0,02 (± 0,07)	4,17 (± 5,67)
Abundância de <i>Hyphessobrycon heterorhabdus</i>	24 (± 36,6)	46,23 (± 55,64)
% de abundância de <i>Hyphessobrycon heterorhabdus</i>	8,15 (± 8,85)	7,63 (± 9,08)
Abundância de <i>Microcharacidium weitzmani</i>	0,14 (± 0,40)	8,15 (± 10,08)
% de abundância de <i>Microcharacidium weitzmani</i>	0,01 (± 0,04)	1,03 (± 1,12)
Abundância de <i>Microsternarchus aff. bilineatus</i>	0,42 (± 0,78)	0,69 (± 1,43)
% de abundância de <i>Microsternarchus aff. bilineatus</i>	0,21 (± 0,45)	0,08 (± 0,16)
Abundância de <i>Nannacara taenia</i>	16,28 (± 19,75)	40,46 (± 30,64)
% de abundância de <i>Nannacara taenia</i>	2,59 (± 3)	7,65 (± 6,51)
Abundância de <i>Nannostomus unifasciatus</i>	3,71 (± 9,82)	0
% de abundância de <i>Nannostomus unifasciatus</i>	0,40 (± 1,07)	0
Abundância de <i>Physopyxis ananas</i>	0	10,38 (± 14,82)
% de abundância de <i>Physopyxis ananas</i>	0	1,22 (± 1,69)
Abundância de <i>Pristella maxillaris</i>	118,42 (± 203,66)	0,23 (± 0,43)
% de abundância de <i>Pristella maxillaris</i>	17,07 (± 23,23)	0,03 (± 0,06)
Abundância de <i>Rivulus sp.1</i>	4,42 (± 8,82)	7,38 (± 11,91)
% de abundância de <i>Rivulus sp.1</i>	0,72 (± 1,16)	1,01 (± 1,54)
Abundância de <i>Rivulus sp.2</i>	1,42 (± 1,13)	0
% de abundância de <i>Rivulus sp.2</i>	0,31 (± 0,30)	0
% de abundância de <i>Hoplias malabaricus</i>	0,86 (± 1,04)	0,15 (± 0,23)

APÊNDICE B - CLASSIFICAÇÃO DOS ESPÉCIMES AMOSTRADOS NOS RIACHOS DE ACORDO COM A POSIÇÃO QUE OCUPAM NA COLUNA D'ÁGUA (NECT- NECTÔNICO; NECT/SUP – ASSOCIADOS À SUPERFÍCIE; NECTBEN – NECTOBENTÔNICOS; BEN – BENTÔNICO), TOLERÂNCIA A HIPÓXIA (TOL - TOLERANTE; INTO – INTOLERANTE), E GRUPO TRÓFICO (INS – INSETÍVORO; CAR – CARNÍVORO; PIS – PISCÍVORO; INVER – INVERTÍVORO; ZOO – ZOOPLANCTÍVORO; HER – HERBÍVORO; DET – DETRITÍVORO; ONI – ONÍVORO; PER – PERIFITÍVORO). OS HIFENS CORRESPONDEM AOS DADOS QUE NÃO FORAM ENCONTRADOS.

Táxon/Autoridade	Posição^a	Tolerância^b	Grupo trófico^c
BELONIFORMES			
Belonidae			
<i>Potamorrhaphis guianensis</i> (Jardine, 1843)	NECT	-	INS
CHARACIFORMES			
Characidae			
<i>Gnathocharax steindachneri</i> (Fowler, 1913)	NECT	INT	INS
<i>Hemigrammus bellottii</i> (Steindachner, 1882)	NECT	INT	INS
<i>Hemigrammus cf. microstomus</i>	NECTBEN	INT	INS
<i>Hemigrammus cf. ocellifer</i>	NECT	INT	INS
<i>Hemigrammus guyanensis</i> Géry, 1959	NECTBEN	INT	INS
<i>Hemigrammus unilineatus</i> (Gill, 1858)	NECTBEN	INT	ONI
<i>Hyphessobrycon heterorhabdus</i> (Ulrey, 1894)	NECT	TOL	INS
<i>Iguanodectes rachovii</i> Regan, 1912	NECT	-	
<i>Iguanodectes</i> sp.	NECT	-	ONI
<i>Priocharax</i> sp.	NECT	-	
<i>Pristella maxillaris</i> (Ulrey, 1894)	NECT	-	INS
Crenuchidae			
<i>Crenuchus spilurus</i> Günther, 1863	NECT	-	ONI
<i>Microcharacidium weitzmani</i> Buckup, 1993	NECT	-	INS
Curimatidae			
<i>Cyphocarax spilurus</i> (Günther, 1864)	BENT	TOL	DET
Erythrinidae			
<i>Erythrinus erythrinus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	NECTBEN	TOL	CAR
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	NECTBEN	TOL	CAR
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	NECTBEN	TOL	PIS
Gasteropelecidae			
<i>Carnegiella strigata</i> (Günther, 1864)	NECT	INT	INS
Hemiodontidae			
Hemiodontidae sp.	NECT	-	INS
Lebiasinidae			
<i>Copeina guttata</i> (Steindachner, 1876)	NECT	-	INV

<i>Copella arnoldi</i> (Regan, 1912)	NECT	TOL	INS
<i>Copella nigrofasciata</i> (Meinken, 1952)	NECTBEN	INT	INS
<i>Nannostomus eques</i> Steindachner, 1876	NECT	INT	INS
<i>Nannostomus trifasciatus</i> Steindachner, 1876	NECT	INT	INS
<i>Nannostomus unifasciatus</i> Steindachner, 1876	NECTBEN	INT	INS
<i>Pyrrhulina</i> sp.	NECT	INT	INV
CYPRINODONTIFORMES			
Poeciliidae			
<i>Fluviphylax</i> cf. <i>palikur</i>	NECT	TOL	ONI
<i>Poecilia parae</i> Eigenmann, 1894	NECT	TOL	ONI
Rivulidae			
<i>Anablepsoides urophthalmus</i> (Günther, 1866)	NECTBEN	-	-
<i>Rivulus</i> sp.1	NECTBEN	TOL	INS
<i>Rivulus</i> sp.2	NECTBEN	TOL	INS
GYMNOTIFORMES			
Gymnotidae			
<i>Gymnotus</i> cf. <i>coropinae</i>	NECTBEN	TOL	-
<i>Gymnotus</i> gr. <i>pantherinus</i>	NECTBEN	TOL	INS
Hypopomidae			
<i>Brachyhypopomus</i> cf. <i>brevirostris</i>	NECTBEN	TOL	INS
<i>Hypopygus benoneae</i> Peixoto, Dutra, de Santana & Wosicki, 2013	NECTBEN	TOL	INS
<i>Hypopygus lepturus</i> Hoedeman, 1962	NECTBEN	TOL	INS
<i>Microsternarchus</i> aff. <i>bilineatus</i>	NECTBEN	TOL	INS
Rhamphichthyidae			
<i>Gymnorhamphichthys petiti</i> Géry & Vu, 1964	NECTBEN	TOL	INS
PERCIFORMES			
Cichlidae			
<i>Acaronia nassa</i> (Heckel, 1840)	NECTBEN	TOL	CAR
<i>Aequidens</i> sp.	NECT	TOL	INS
<i>Aequidens tetramerus</i> (Heckel, 1840)	NECTBEN	TOL	ONI
<i>Apistogramma</i> gr. <i>agassizii</i>	NECTBEN	TOL	DET
<i>Apistogramma</i> gr. <i>regani</i>	NECTBEN	TOL	INS
<i>Crenicichla</i> gr. <i>saxatilis</i>	NECTBEN	TOL	CAR
<i>Crenicichla labrina</i> (Spix & Agassiz, 1831)	NECTBEN	TOL	CAR
<i>Nannacara taenia</i> Regan, 1912	NECTBEN	TOL	-
<i>Satanoperca</i> sp.	NECTBEN	TOL	ONI
Eleotridae			
<i>Dormitator</i> sp.	NECT	TOL	-
<i>Microphilypnus ternetzi</i> Myers, 1927	BENT	TOL	INS

Polycentridae				
<i>Monocirrhus polyacanthus</i> Heckel, 1840	NECT	INT	PIS	
SILURIFORMES				
Aspredinidae				
<i>Pseudobunocephalus amazonicus</i> (Mees, 1989)	BENT	TOL	INV	
Callichthyidae				
<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	NCETBEN	TOL	INS	
Cetopsidae				
<i>Helogenes marmoratus</i> Günther, 1863	NECT	-	INS	
Doradidae				
<i>Physopyxis ananas</i> Sousa & Rapp Py-Daniel, 2005	BENT	TOL	CAR	
Heptapteridae				
<i>Gladioglanis</i> sp.	BENT	INT	INV	
Loricariidae				
<i>Farlowella</i> sp.	BENT	TOL	PER	
<i>Rineloricaria</i> sp.	BENT	TOL	HER	
Trichomycteridae				
<i>Trichomycterus hasemani</i> (Eigenmann, 1914)	NECTBEN	TOL	INS	
SYNBRANCHIFORMES				
Synbranchidae				
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	NECT	TOL	INS	

^a Brejão *et al.* (2013), Dutra *et al.* (2012), Pérez-Mayorga *et al.* (2016), Silva (1993), Zuanon & Sabino (1998).

^b Eduardo *et al.* (1979), Marques & Calheiros (2013), Pereira (2010), Petry *et al.* (2003), Petry *et al.* (2013), Prado *et al.* (2009), Sánchez-Boreto *et al.* (2008), Silva (1993).

^c Anjos (2005), Catarino & Zuanon (2010), Gonçalves *et al.* (2013), Oliveira *et al.* (2016), Pérez-Mayorga *et al.* (2016), Ponton & Mérigoux (2000), Reis (2011), Torres (2010), Valle (2013), Zuanon & Sabino (1998).