



Universidade Federal do Rio de Janeiro  
Programa De Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação  
UFRJ-MACAÉ

EFEITOS DE EVENTOS CLIMÁTICOS GLOBAIS, REGIONAIS E  
ANTRÓPICOS SOBRE A TAXOCENOSE DE PEIXES DE UM LAGO  
AMAZÔNICO

GISELA LEFEBVRE LOPES CABRAL

MACAÉ  
2014

GISELA LEFEBVRE LOPES CABRAL

Efeitos de eventos climáticos globais, regionais e antrópicos sobre a  
taxocenose de peixes de um lago amazônico

Dissertação apresentada ao Programa de  
Pós-Graduação de Ciências Ambientais e  
Conservação da Universidade Federal do  
Rio de Janeiro, como parte dos requisitos  
necessários à obtenção do título de mestre  
em Ciências Ambientais.

Orientadora: Prof<sup>ª</sup>.Dr<sup>ª</sup>. Érica Pellegrini Caramaschi

Co-orientador : Dr. Frederico Meirelles Pereira

MACAÉ, RJ  
MAIO DE 2014

Cabral, Gisela Lefebvre Lopes.

Efeitos de eventos climáticos globais, regionais e antrópicos sobre a taxocenose de peixes de um lago amazônico / Gisela Lefebvre Lopes Cabral. – 2014. 111 f.

Orientador: Érica Pellegrini Caramaschi

Co-orientador: Dr. Frederico Meirelles Pereira

Dissertação de Mestrado – Universidade Federal do Rio de Janeiro/ *campus* Macaé/ Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais e Conservação

Referências bibliográficas: 16f.

GISELA LEFEBVRE LOPES CABRAL

Efeitos de eventos climáticos globais, regionais e antrópicos sobre a taxocenose de peixes de um lago amazônico

Data de aprovação: \_\_\_\_/ \_\_\_\_/ \_\_\_\_

Banca Examinadora:

---

Profa. Dra. Érica Pellegrini Caramaschi (Presidente)  
Universidade Federal do Rio de Janeiro

---

Dr. Pitágoras Augusto Piana (titular)  
Universidade Estadual do Oeste do Paraná

---

Dra. Ana Cristina Petry (titular)  
Universidade Federal do Rio de Janeiro/ *campus* Macaé

---

Dr. Marcos Paulo Figueiredo de Barros (suplente)  
Universidade Federal do Rio de Janeiro/ *campus* Macaé

---

Dra. Ilana Rozental Zalmon (suplente)  
Universidade Estadual do Norte Fluminense

Dedico essa pesquisa aos peixes,  
pois sem eles nada disso seria possível.  
Dedico também aos futuros  
ictiólogos, imagine a série temporal que eles  
analisarão!

## AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), especialmente à UFRJ/Macaé e ao Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais e Conservação (PPGCiAC). Ao corpo docente de mais alta qualidade e jovialidade, que me mostraram como é bom fazer ciência. Ao coordenador Dr. Rodrigo Nunes da Fonseca pela atenção a mim dispensada em diversos momentos do meu mestrado. A todos os funcionários, pessoal da secretaria, limpeza e da manutenção dos jardins que sempre cuidaram para que o nosso NUPEM estivesse lindo. Agradeço à Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia, Departamento de Ecologia pela oportunidade de fazer parte do Laboratório de Ecologia de Peixes. Agradeço, acima de tudo à Professora Érica Pellegrini Caramaschi pela orientação da dissertação (além da monografia) e ao meu co-orientador e amigo querido, Dr. Frederico Meirelles-Pereira pelos ensinamentos sobre muitas coisas e muito além de ciências. Agradeço ao meu amigo Fred pelas ótimas e trabalhosas idéias, às longas conversas em Macaé, por aceitar o meu convite e o desafio de trabalhar comigo nessa dissertação. Fred, muito obrigada! À professora Mirian Albrecht pela ajuda, carinho e paciência. Aos especialistas e professores que muito ajudaram na realização e conclusão do presente trabalho e/ou participaram (participam) da minha caminhada acadêmica. À Soninha pelo constante auxílio nas burocracias labequianas. Ao pessoal do laboratório, em especial ao amigo e companheiro de Batata, Bruno Eleres Soares sem o qual, muitas estatísticas teriam permanecido na vontade de aprender. Agradeço muito à amiga Dra. Renata Bartolette À Dra. Aliny Patrícia Pires também por auxiliar nas análises estatísticas mais complexas e ter infinita paciência e disposição para me ensinar todos os procedimentos e ajudar na interpretação dos dados. À amiga (irmã) Ms. Vanessa Reis por também auxiliar em diferentes etapas do trabalho, tanto no campo, quanto no treinamento precedente à qualquer idéia de fazer mestrado, ou mesmo trabalhar com o lago Batata e, principalmente, ajuda discussão sobras as estatísticas. Sem essas três pessoas, a presente dissertação não teria a mesma qualidade. Aos Doutores Pitágoras Augusto Piana e Ana Cristina Petry pela disponibilidade e participação na minha banca. Aos suplentes Dra. Ilana Rozental e Dr. Marcos Paulo Figueiredo Barros pela atenção, disponibilidade e aceite do meu convite a serem suplentes. Reforço meus agradecimentos ao Dr. Marcos Paulo pela revisão e avaliação da versão da pré-banca. Gostaria de agradecer, além da participação na banca avaliadora, o apoio inigualável, indispensável e imprescindível da Profa. Ana Petry durante a vinda do meu futuro chefe Dr. Martin Plath. Aninha, sem você nada seria possível e os resultados não seriam tão produtivos quanto estão sendo (e serão). Pelo seu apoio e, principalmente por acreditar em mim, obrigada!

Assim como fiz durante os agradecimentos na monografia, reitero o agradecimento a algumas pessoas fundamentais na minha vida e acrescento outras que, sempre fizeram e fazem de mim a pessoa, profissional e pesquisadora que sou hoje. Assim como agradeço e dedico essa obra aos peixes (origem, objeto e objetivo do meu trabalho), dedico a essas poucas, mas fundamentais pessoas que fazem e sempre farão, independente do lapso temporal e espacial, parte da minha vida, acadêmica ou não. Em ordem cronológica, agradeço aos meus avós, Julieta (Juju), Maria de Santa Rita (Santinha), Ranulpho e Marcel. Se tenho orgulho de ser Lefebvre Cabral, devo isso a vocês! Aos meus pais e irmã (meia irmã agora) pessoas tão fundamentais quanto o ar que eu respiro. Inspiração diária de carinho, confiança e respeito, alicerces do que sou e serei. Agradeço à tia Monique Lefebvre Dutra, tio Plauto e tia Yvone por serem grandes amigos, companheiros, incentivadores e acreditarem em mim como legado da família.

Tios, sem vocês eu sou menos da metade do que sou hoje. Sem vocês, o caminho não seria o mesmo. Por acreditarem sempre em mim, muito obrigado de coração e alma. Agradeço, novamente, à minha irmã (meia irmã depois da cirurgia) que depois de muito tempo sem saber que tinha uma grande amiga ao meu lado, “surgiu” como uma fada pra dar muito mais luz à minha vida. Te amo! Aliás, amo também as irmãs que a vida me deu: Clarice, Érica (tampinha), Danielle (Sequelinha) e Vanessa. Não posso esquecer de mencionar a amiga Maria Joana, que diversas vezes me divertiu, acalmou, relaxou... Agradeço muito à Paula Katelani que abriu as portas de sua casa, me abrigou e incentivou muito a fazer a prova para o mestrado do Nupem. Paula, você foi o *start* para esse projeto ser concluído com muito sucesso! Foram e serão tantos momentos bons partilhados que nem sei como agradecer. Aliás, como agradecer a pessoas que abriram seus corações, casas, famílias a mim? Só posso agradecer vocês fazerem parte da minha história e oferecer minha eterna amizade, gratidão, cumplicidade e amor sempre e sempre. Amigas, vocês completam minha vida. Dentre todas as irmãs de coração, agradeço muito à Clarice Silva Pinto por me dar o maior tesouro que eu poderia sonhar em receber: meu afilhado João Gustavo, se quero ser melhor do que sou hoje, saiba: muito é por causa dele. João, a dinda te ama! Por falar em amores, agradeço muito muito ao meu namorado, amigo, companheiro, cúmplice, motivador e...futuro marido Brian Njaine. Bribri, você não se cansa de me fazer feliz e me motivar a ser uma pessoa melhor, você é um dos meus grandes triunfos e por você faço coisas que até eu duvidava. Amante e amigo, não poderia querer ninguém diferente de você. “Guenta” que “to” chegando! Aproveitando os agradecimentos e dedicatórias a ti, Brian Njaine, agradeço aos Njaine e Njaine Vivant por abrirem seus corações e família a mim. Adriana e Gustavo Zanuto, meus afilhados de casamento, Camila, Daniel e Fernanda (Ferr) meus primos paulistas, Leandro meu primo e amigo carioca empreendedor, Celina, Jair, Kathie e Sherrine minhas tias e tio novos. Agradeço muito, com o maior carinho de todos à Dona Deusdete que me acolheu na sua família, me recebeu como amiga e me abençoa com carinho. Se nunca disse, D. Deus, a senhora é tão querida e amada quanto minhas avós! Por falar em avó, agora, agradeço àquela que é a avó do ano, minha orientadora: Professora Érica Caramaschi. Professora, o que seria de mim sem a senhora? Você, mais do que minha orientadora é minha oriente, àquela que me fez, não só na pesquisa, enxergar um Norte, analisar o leste e oeste, sem deixar o Sul para trás. Professora, mais do que uma pessoa que me ensina, a senhora é minha amiga e tem o meu respeito como minha mãe. Inigualável, inesquecível e indubitavelmente, muito querida e respeitada. Emendando no respeito, dedico muitos e vários agradecimentos ao meu Pai, apoio e direção que tenho nessa vida. Pai, parceiro, amigo, motorista (sempre socorrendo e resgatando) e orgulho da minha vida. A todas essas pessoas querida e especiais, meus agradecimentos eternos.

Àqueles que por grande infortuito não foram mencionados nos agradecimentos, por favor, não se chateiem, é porque minha cabeça já anda pelas tabelas!



## SUMÁRIO

<b>1. Introdução</b>	<b>11</b>
<b>1.1 Fundamentação teórica</b>	<b>13</b>
1.1.1 Hidrologia	13
1.1.2 Comunidade	16
1.1.3 Peixes Neotropicais e amazônicos	17
1.1.4 Lago Batata: história e estudos	18
<b>2. Objetivos</b>	
2.1 Objetivo geral	19
2.2 Objetivos específicos	20
<b>3. Material e métodos</b>	
3.1 Área de estudo	20
3.2 Coleta de dados	23
3.2.1 Coleta e análise de dados hidrológicos	23
3.2.2 Caracterização da taxocenose de peixes	24
3.3 Análise de dados	25
<b>4. Resultados</b>	
4.1 Aspectos hidrológicos do trecho médio-inferior do rio Trombetas	29
4.2 Ictiocenose	41
<b>5. Discussão</b>	<b>63</b>
<b>6. Conclusões</b>	<b>73</b>
<b>7. Perspectivas</b>	<b>75</b>
<b>8. Referências bibliográficas</b>	<b>75</b>
<b>9. Anexos</b>	<b>90</b>

CABRAL G. L. L. Efeitos de eventos climáticos globais, regionais e antrópicos sobre a taxocenose de peixes de um lago amazônico. 2014. 99 f. Dissertação – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Macaé, 2014.

## Resumo

Este estudo teve uma proposta inovadora ao procurar identificar efeitos de fenômenos climáticos ENOS (El Niño e La Niña) no pulso de inundação do médio-baixo rio Trombetas e consequentes reflexos na estrutura das ictiocenoses de um lago amazônico de águas claras parcialmente assoreado por rejeito de bauxita. Os índices de Oscilação Sul (IOS) e a temperatura da superfície do mar foram relacionados às medidas hidrológicas anuais do rio Trombetas entre 1971 e 2013. Verificou-se que os eventos ENOS não foram pronunciados na região, pois não houve relação entre o IOS e os níveis do rio ou chuvas acumuladas (anual e mensal), embora tenha influenciado a amplitude do pulso de inundação do rio Trombetas. Registros, de 2000 a 2012, da variação da estrutura (composição, abundância numérica e de biomassa, riqueza, diversidade, equabilidade e dominância) das taxocenoses de peixes das áreas natural e impactadas do lago foram analisados. Os dados fazem parte de um monitoramento anual da ictiofauna, realizado na enchente (março-abril), com coletas padronizadas com redes de emalhar. Foram registradas 192 espécies, mas a curva de acumulação ainda não atingiu a assíntota. As variações dos atributos das taxocenoses não se relacionaram significativamente aos eventos ENOS, nem às variações pluviométricas e fluviométricas locais durante tais eventos. Modelos Lineares Generalizados foram utilizados visando identificar possíveis filtros ambientais ou temporais relacionados aos atributos da ictiocenose e atributos hidrológicos. Observou-se que atrasos (*delay*) na pluviosidade afetaram os estimadores de diversidade; quanto mais longo o pulso, maiores foram os índices de diversidade e equabilidade. As análises comparando os eventos climáticos e antrópicos sobre a taxocenose de peixes (NMDS e PERMANOVA) sugeriram que a divisão entre áreas natural e impactada é mais relevante para a estrutura da ictiofauna do que os anos de ocorrência ou não dos eventos climáticos. As análises de coordenadas principais apontaram *Auchenipterichthys longimanus* e *Curimata vittata* como as espécies mais representativas do lago Batata como um todo devido à frequência de ocorrência, abundância e biomassa dessas espécies. *Hemiodus immaculatus* e *Triportheus albus* foram apontadas como indicadoras da área natural e da impactada, respectivamente. As abundâncias relativas e de biomassa da taxocenose de peixes mostraram-se significativamente diferentes entre as áreas natural e impactada do lago Batata, com valores elevados mais frequentes na área impactada. Recomendamos que o monitoramento da ictiofauna passe a compreender, também, a vazante e que análises considerando atrasos (*delay*) na pluviosidade sejam realizados e confrontados com os resultados de monitoramento nas demais comunidades do lago. Esses dados podem evidenciar diferenças na estrutura da ictiocenose, indicando se as ictiocenoses tendem a uma estrutura heterogenia entre as duas áreas do lago, de ocorrência de curtas migrações, mesmo entre as áreas e respostas a pluviosidade por exemplo.

Palavras chave: diversidade, lago Batata, PULSO, hidrologia, ENOS, rio Trombetas, bauxita

CABRAL G. L. L. Effects of global climatic, regional and human events upon the fish assemblage of an Amazonian Lake. 2014. 99 p. Master's thesis – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Macaé, 2014.

#### Abstract

This study was an innovative proposal to seek to identify effects of climatic phenomena ENSO (El Niño and La Niña) in the flood pulse of medium-low river Trombetas and consequent effects on the structure of fish assemblages in an Amazonian clear water lake partially silted by tailings bauxite. The Southern Oscillation index (SOI) and sea surface temperature were related to annual hydrological data of the Trombetas river between 1971 and 2013. Was found that the ENSO events were not pronounced in the region, there was no relationship between SOI and river levels and accumulated rainfall (annual and monthly), but influenced the magnitude of the flood pulse of Trombetas river. Records, 2000-2012, of the variation (composition, numerical abundance and biomass, richness, diversity, evenness and dominance) of the fish assemblage of natural and impacted areas of the lake structure were analyzed. The data are part of an annual monitoring of fish populations, conducted during the flood (March-April), with standardized gillnet. We recorded 192 species, but the accumulation curve has not reached asymptote yet. Changes the attributes of fish assemblages did not significantly related to ENSO events, or to variation of rainfall and local river level variations. Generalized Linear Models were used to identify possible environmental or temporal filters related to the attributes of fish assemblages and hydrological attributes. It was observed that the delay in rainfall affected the diversity estimators and the longer the pulse, the greater were the indices of diversity and evenness. Analyses comparing the climatic events and assemblage of fish (NMDS and PERMANOVA) suggested that the division between natural and impacted areas is more relevant to the structure of ichthyofauna than the years of the occurrence or not of climatic events. The principal coordinates analysis showed *Auchenipterichthys longimanus* and *Curimata vittata* as the most representative species of Lake Batata. *Hemiodus immaculatus* and *Triportheus albus* were identified as indicators of natural and area impacted, respectively. The relative abundance and biomass of the fish assemblage were significantly different between the natural and impacted areas of Lake Batata, with frequent high values in the impacted area. We recommend that the monitoring of fish assemblages hand the period of flowing waters to understand and analyzes considering delays in rainfall be performed and compared with the results of monitoring of all communities in the lake.

Key words: diversity, Batata lake, PULSO, hydrology, ENSO, Trombetas river, bauxite tailings.

## 1. INTRODUÇÃO

O interesse de pesquisadores pela Amazônia pode ser explicado pelas peculiaridades da região tais como: origem, extensão, diversidade, climatologia e a ocorrência regular de eventos como o pulso de inundação. Esse fenômeno cíclico de expansão e retração dos rios forneceu as bases para o desenvolvimento do conceito proposto por Junk, Bayley e Sparks (1989) de que os rios, sua área de captação e inundação são unidades ecológicas, onde grande parte dos nutrientes é fornecida e reciclada em áreas alagáveis adjacentes. Um ano após a publicação do Conceito do Pulso de Inundação, Neiff (1990) propôs o Conceito Hidrossedimentológico baseado em observações da bacia do rio Paraná, incluindo a importância da fase de estiagem para os ecossistemas adjacentes ao rio e à biota associada. Esse autor ressalta a importância da expansão e retração dos ambientes, variações sazonais nesses movimentos e os reflexos adaptativos da fauna e flora. Esses atributos podem ser divididos em duas dimensões: espacial, que determina os efeitos do pulso na planície (amplitude, intensidade e tensão) e temporal, relacionando o comportamento ao longo dos anos dos atributos frequência, recorrência e sazonalidade.

Em 2003 surgiu na literatura (Neiff e Neiff, 2003) publicaram um programa computacional (*software*) capaz de analisar séries temporais de dados de vazão ou altura de um rio visando estabelecer os parâmetros da função FITRAS. O *software* é uma ferramenta desenvolvida para diagnosticar as causas, estruturas e/ou processos relacionados à variação hidrológica de planícies de inundação. Um dos principais resultados do programa é a definição dos momentos de potamofase ou período de inundação, quando os valores estão acima da linha de transbordamento. Durante a potamofase ocorrem as trocas de informação (nutrientes, sedimentos, organismos), matéria e energia entre o canal principal do rio e a várzea adjacente e vice versa. Outro momento descrito pelo PULSO é a limnofase ou esvaziamento da várzea, onde há menos troca de informação entre rio e várzea. As análises realizadas com o *software* permitem conhecer quantitativamente a influência dos fenômenos hidrológicos na distribuição e abundância dos organismos em cada ponto (*site*) da planície de inundação ou várzea (Casco *et al.*, 2005). Visando descrever os atributos hidrológicos de modo padronizado, Neiff (1990) propôs a utilização da função FITRAS, sinônimo de Frequência, Intensidade, Tensão, Recorrência, Amplitude e Sazonalidade. Esses e outros atributos utilizados no estudo se encontram definidos na tabela 1.

Tabela 1: Descrição dos atributos da função FITRAS (Neiff e Neiff, 2003).

Função	Descrição
Frequência	Número de vezes em que o rio ultrapassa o nível de transborde
Intensidade da potamofase	Diferença entre a máxima histórica e a média (nível de transborde).
Intensidade da limnofase	Diferença entre a mínima histórica e a média.
Tensão ou stress	Diferença entre a cheia e a seca históricas.
Recorrência	Número de pulsos completos (dois momentos consecutivos de enchente) registrados durante o período.
Amplitude	Tempo de duração (dias) de um pulso completo.
Sazonalidade	Mês(es) que ocorre(m) as fases do pulso (enchente, cheia, vazante e seca).
Dias da potamofase	Número de dias com águas acima da média.
Dias da limnofase	Número de dias com águas abaixo da média.
Conectividade	Razão entre o número de dias da potamofase e limnofase.
Fração da potamofase	Razão entre a duração da potamofase e o período total.
Fração da limnofase	Razão entre a duração da limnofase e o período total.

Anterior e posteriormente à publicação desses conceitos, diversos estudos apresentaram evidências sobre as adaptações dos organismos aos ecossistemas pulsantes da América Latina, verificando a influência dos pulsos nas variações espaço-temporais das comunidades aquáticas em lagos, reservatórios e rios (e.g. Bozelli, 1992; Tejerina-Garro *et al.*, 1998; Fonseca e Esteves, 1999; Agostinho *et al.*, 2004; Galacatos *et al.*, 2004; Thomaz, Bini e Bozelli, 2007; Neiff *et al.*, 2008; Fernandes *et al.*, 2009; Stassen *et al.*, 2010; Simões *et al.*, 2013).

Em taxocenoses de peixes, em um primeiro momento, os resultados gerados por estudos realizados na Amazônia indicaram que as variações nas taxocenoses ocorrem de modo aleatório (Goulding *et al.*, 1988). Porém, com uma base de dados temporal (Winemiller, 1996) e espacialmente (Rodríguez e Lewis, 1997) mais ampla, verificou-se que as comunidades de peixes podem responder de forma não-aleatória, através de processos determinísticos e estocásticos. Um evento estocástico que afeta todo o planeta é o ciclo de Oscilação Sul, ou *El Niño Southern Oscillation* (ENSO), um componente climático, que influencia a temperatura da superfície do mar no Oceano Pacífico Equatorial, a intensidade dos ventos alísios, a precipitação regional e global e a temperatura atmosférica (Philander, 1990; Trenberth, 1997).

## 1.1 Fundamentação Teórica

### 1.1.1 Hidrologia

Para que haja uma melhor compreensão do presente trabalho, faz-se necessário definir os termos El Niño, La Niña e associações relevantes, visto que o uso destes termos pode gerar (e ainda gera) confusão. Assim sendo, aqui será utilizada a definição de Trenberth (1997), para quem El Niño está associado ao aquecimento anômalo (acima da média) da bacia do oceano Pacífico, formando uma conexão com padrões anômalos no clima (temperatura, ventos, precipitação) global. Os fenômenos atmosféricos e oceânicos juntos são denominados El Niño Oscilação Sul (ENOS), onde El Niño corresponde à fase quente (aumento da Temperatura da Superfície do Mar - TSM) e La Niña refere-se à fase de resfriamento da bacia do oceano Pacífico Equatorial. Para que ocorra um evento ENOS, a TSM deve estar  $0,4^{\circ}$  C acima (La Niña) ou abaixo (El Niño) da média (anomalias) por, pelo menos, uma estação (três meses), enquanto o IOS (Índice de Oscilação Sul) deverá permanecer abaixo de -1,0 (El Niño) ou acima de 1,0 (La Niña) (Trenberth, 1997). Esse índice está relacionado diretamente com a fase negativa da Oscilação Sul (OS), uma flutuação definida pela diferença normalizada da PNM (Pressão a Nível do Mar) entre Tahiti (Indonésia) e Darwin (Austrália) (Trenberth, 1997).

Os valores da TSM registrados para os últimos anos de ocorrência dos eventos El Niño (figura 1A) e La Niña (figura 1B) para a região Niño 3.4 do oceano Pacífico Equatorial encontram-se descritos abaixo. Ambas as imagens estão disponíveis no site do Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CPTEC) (CPTEC, 2014).

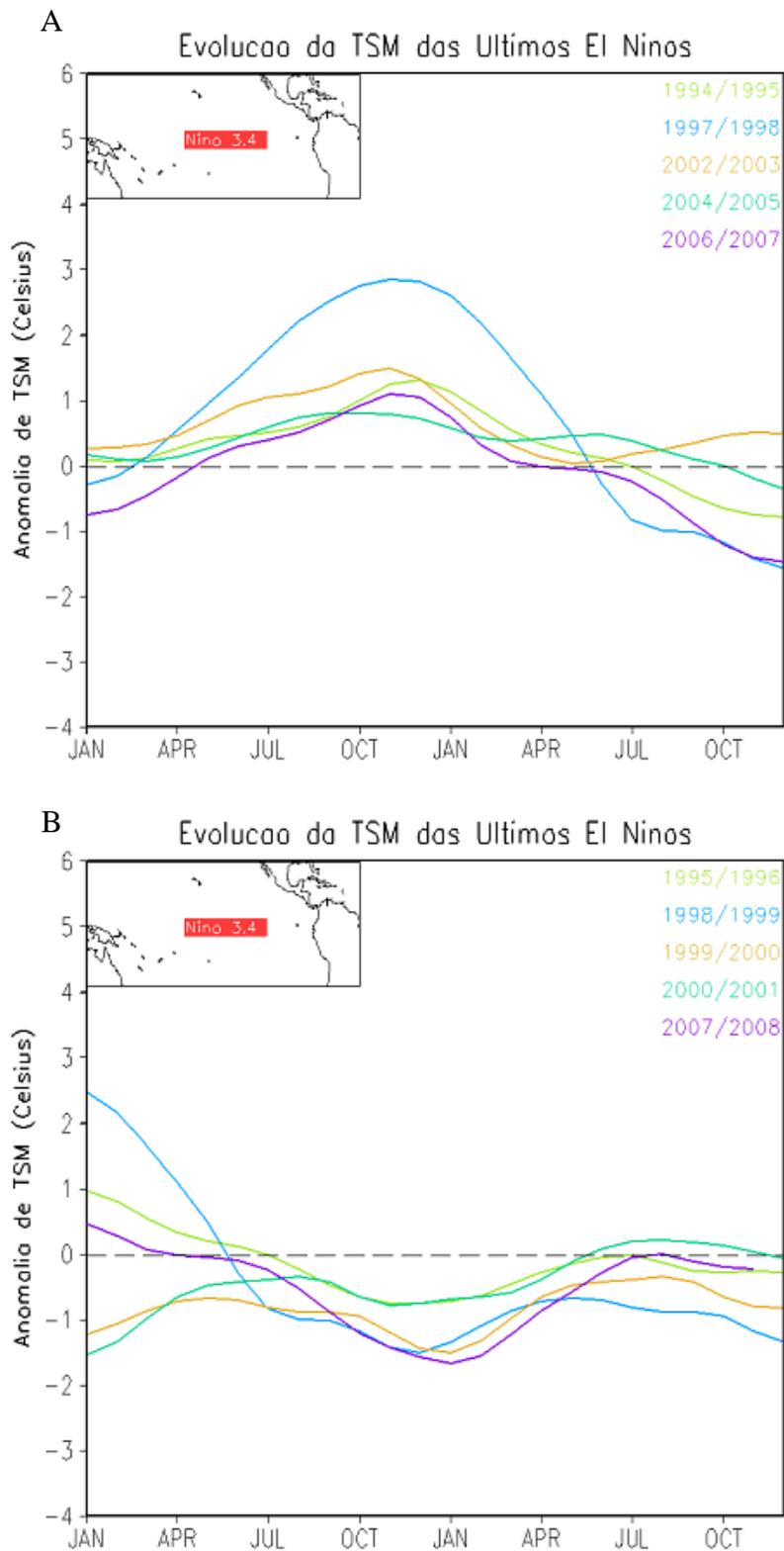


Figura 1: Variação mensal dos valores da TSM do Oceano Pacífico Equatorial na região Niño 3.4 do Oceano Pacífico Equatorial com dados mensais dos últimos anos de ocorrência dos fenômenos ENOS. A) Ocorrência de El Niño. B) Ocorrência de La Niña.

Esses ciclos climáticos globais afetam a região Amazônica alterando variáveis meteorológicas e hidrológicas de modo heterogêneo (Grimm *et al.*, 1998; Foley *et al.*, 2002). Com isso, fica evidente que as condições oceânicas são de grande importância para o clima global e regional e não faltam pesquisas corroborando esta assertiva. Por exemplo, a variabilidade nas precipitações da Amazônia podem ser atribuídas à Temperatura na Superfície do Mar (TSM) dos oceanos Pacífico e Atlântico Norte e/ou Sul, acima ou abaixo da normal e ao ramo descendente da célula de Walker que se intensifica e causa uma forte subsidência (declividade da encosta dos Andes) na região leste e nordeste da Amazônia, reduzindo a precipitação (Grimm *et al.*, 1998a, 1998b; Foley *et al.*, 2002). As anomalias da TSM do oceano Pacífico durante os eventos El Niño e La Niña estão associadas com períodos de extrema seca ou chuva na região, respectivamente e são apresentados na tabela 2 (Figuerola e Nobre, 1990; Grimm *et al.*, 1998a, 1998b; Borma e Nobre, 2013). Embora o ciclo anual domine a variabilidade climática na Amazônia, a variação interanual é bem marcante, como revelam os registros históricos dos rios amazônicos (Marengo *et al.*, 1998; Marengo *et al.*, 2009; Marengo *et al.*, 2012), inclusive no rio Trombetas (Molion e Moraes, 1987). Os reflexos dessas variações provocam anomalias nos valores de precipitação que, por sua vez, ampliam ou diminuem a área e o período de inundação das várzeas dos rios (Schöngart e Junk, 2007).

A ocorrência desses fenômenos e as mudanças climáticas passaram a ser analisadas com maior interesse, sobretudo após o evento El Niño de 1982/83, que causou efeitos desastrosos para a sociedade, com prejuízos em todos os setores (social, ambiental e econômico), em diferentes regiões do planeta, com diferentes magnitudes (Figuerola e Nobre, 1990; Caviedes, 2001). Os resultados de análises meteorológicas e climatológicas indicam que a bacia amazônica pode ser subdividida em seção Norte (lado esquerdo do rio Amazonas) e Sul (lado direito) devido às diferentes respostas pluviométricas em relação aos eventos ENOS (Foley *et al.*, 2002). Na seção norte observam-se variações mais fortes em relação ao El Niño, com diminuição da precipitação em 5% ( $-120\text{mm}\cdot\text{ano}^{-1}$ ), e na seção sul da bacia, verificou-se aumento de 8,5% ( $215\text{mm}\cdot\text{ano}^{-1}$ ) nas chuvas durante La Niña (Foley *et al.*, 2002). As secas na Amazônia causadas pelo El Niño são mais pronunciadas nas áreas centrais e norte da bacia amazônica, como indicado pelos registros no porto de Manaus nos anos 1926, 1983, 1998 e 2010 (Borma e Nobre, 2013). Diferentemente das secas mencionadas acima, a de 2005, bem como as de 1963–1964 e de 1979–1981 não foram associadas a

eventos de El Niño, mas a um aquecimento anômalo na TSM do norte do Oceano Atlântico (Marengo *et al.*, 2009; Borma e Nobre, 2013).

A hipótese que permeia este estudo foi criada com base nos dados apresentados pelas pesquisas antecedentes e os registros diários da régua fluviométrica do rio Trombetas, e prevê que os eventos climáticos ENOS modificam o comportamento do pulso de inundação a nível local. O presente estudo focará nos últimos eventos climáticos, apresentados na tabela 2.

Tabela 2: Anos de ocorrência dos fenômenos ENOS durante o período analisado, seguindo a classificação do NOAA para intensidade forte, moderada e fraca. Os eventos ENOS são definidos a partir de três meses com temperaturas na superfície do mar (TSM) acima (El Niño) ou abaixo (La Niña) de 0,5°C na região 3.4 do Pacífico Tropical. A classificação é: fraco; com anomalias TSM entre 0,5°C e 0,9°C; moderado entre 1,0°C e 1,4°C; forte acima de 1,5°C.

<b>El Niño</b>			<b>La Niña</b>		
<b>Fraco</b>	<b>Moderado</b>	<b>Forte</b>	<b>Fraco</b>	<b>Moderado</b>	<b>Forte</b>
1976	1986	1972	1971	1970	1973
1977	1987	1982	1974	1998	1975
2004	1991	1997	1983	2007	1988
2006	1994		1984		1999
	2002		1995		2010
	2009		2000		
			2005		
			2008		
			2011		
			2012		

### 1.1.2 Ictiocenose

O conceito que norteia o presente estudo é, dos mais discutidos, é o conceito de comunidades, que, em livros texto de Ecologia pode se restringir ao conjunto de populações encontradas dentro de uma determinada localidade (Krebs, 1999) ou, de forma, conceitual mais abrangente, a um conjunto de espécies recorrentes no tempo e no espaço, com interações entre si e relacionadas ao fluxo de energia e ciclagem de nutrientes de um sistema (Ricklefs, 2003; Begon; Townsend e Harper, 2007). O referido sistema neste caso é um lago, cujas variações estão intimamente relacionadas ao pulso de inundação e que, reiteradamente, é considerado o fator regional de maior importância

na estruturação das taxocenoses aquáticas (Agostinho *et al.*, 2000; Thomaz, Bini e Bozelli, 2005; Dembowski e Miranda, 2014) assunto tratado em detalhes mais adiante. Toda comunidade possui estrutura e composição específicas, variando no tempo e espaço de acordo com as mudanças na disponibilidade de recursos (alimento ou espaço), características ambientais e influência de competidores ou predadores e parasitas (Begon; Townsend e Harper, 2005). Os limites de uma comunidade são estabelecidos pelo pesquisador, que faz um recorte em função de seus objetivos. Neste estudo, o recorte foi taxonômico, considerando o segmento dos peixes da comunidade do lago Batata. O termo utilizado, nesse caso, é taxocenose de peixes, ou, ainda, ictiocenose, e corresponde, no diagrama conceitual de Fauth *et al.* (1996), à *assemblage*, onde são consideradas apenas o componente geográfico e taxonômico.

A estrutura da comunidade ou da taxocenose pode ser descrita pela listagem de espécies (composição) e a contagem de espécies e de indivíduos. As variações na composição, riqueza e distribuição de indivíduos por espécies no tempo ou no espaço podem refletir influências regionais, como o pulso de inundação, que facilita acesso ao pool regional de espécies, e a filtros locais, que podem ser de diferentes naturezas. A ecologia de comunidades visa encontrar padrões na variação da estrutura e composição da comunidade, baseando-se em “repetições consistentes” ao longo de um gradiente, seja este temporal, espacial, ambiental ou comportamental. Neste estudo são consideradas as vertentes espacial e temporal.

### **1.1.3 Peixes neotropicais e amazônicos**

Os peixes são conhecidos como o grupo mais antigo, numeroso (diverso) e heterogêneo dentre os vertebrados (Lévêque *et al.*, 2008). É extremamente difícil estabelecer um número preciso de espécies de peixes existentes, visto que novas espécies são descobertas ou descritas constantemente. Atualmente, das 32.500 espécies (Froese e Pauly, 2014) descritas para o mundo todo, há cerca de 6.000 espécies de peixes neotropicais dentre as 15.000 descritas para águas doces e salobras no mundo inteiro.

A região Neotropical é a mais diversa, contendo cerca de 4.500 espécies, sendo a região amazônica a mais diversificada do neotrópico (Reis, Kullander e Ferraris, 2003). Para a região amazônica foi citado o número de 1.300 espécies por Lowe-McConnell (1999), mas esse número já foi ultrapassado, dado o acréscimo

continuado de novas espécies. Apesar da diversidade de espécies sugerida para a região amazônica (Lowe-McConnell, 1999), o conhecimento sobre as espécies amazônicas ainda se mostra incipiente e esparso, devido às dificuldades na obtenção de dados em campo (acessibilidade, deslocamento de pessoal e equipamento), extensão da bacia hidrográfica ( $7,1 \times 10^6 \text{ Km}^2$ ), diversidade de ambientes e, principalmente, devido à grande quantidade de espécies crípticas, que dificultam a identificação.

A região amazônica vem sofrendo diferentes tipos de impactos antrópicos, como a sobrepesca (*e.g.* Freitas e Rivas, 2006), mineração (*e.g.* Bozzelli; Esteves; Roland, 2000) e construção de represas (*e.g.* Ferreira, 1993). Embora tais atividades causem grandes impactos para o ecossistema, também fomentam pesquisas científicas que incrementam o conhecimento em diferentes aspectos.

#### **1.1.4 Lago Batata: história e estudos**

Durante dez anos (1979 – 1989), o lago Batata, situado na margem direita do rio Trombetas (Oriximiná, PA), foi utilizado como receptáculo para um efluente rico em argila, resultante da lavagem do minério de bauxita, explorado na região (Esteves, 2000). A bauxita é a principal matéria prima na produção de alumínio; é inerte e não tóxica (Lapa, 2000). Como resultado do lançamento de 18 milhões  $\text{m}^3 \cdot \text{ano}^{-1}$  de rejeito, 30% da área total do lago foi assoreada (Panosso *et al.*, 1995), levando à elevação do leito do lago em cinco a seis metros em determinados trechos (Panosso, 2000). Com a suspensão da entrada do efluente com rejeito no lago em 1989, foram iniciadas medidas de mitigação, visando a recuperação da mata de igapó soterrada pelo rejeito, com experiências de retenção de matéria orgânica e sementes durante a vazante para incorporação ao substrato (Bozzelli e Esteves, 2000).

O plantio de mudas e a adição de serapilheira oriunda de igapó natural se mostrou, também, através de testes, uma técnica eficiente (Dias *et al.*, 2012). Em áreas onde a regeneração não foi acelerada pelo plantio, observaram-se processos de colonização natural por espécies de igapó em estágio de sucessão primária e por extensos bancos de arroz bravo (*Oryza glumaepatula*) que principiaram a reter matéria orgânica no substrato (Enrich-Prast e Esteves, 2002). Com a deposição gradativa de matéria orgânica ao substrato, atenuou-se também o grau de turbidez da água (Bozzelli,

Esteves e Roland, 2000), exceto durante períodos de águas baixas, em que a baixa profundidade e os ventos ressuspendem o rejeito (Carneiro, Bozzelli e Esteves, 2003).

Os estudos da ictiofauna no lago Batata iniciaram-se em 1990 e Halboth (1995) registrou 117 espécies de peixes e maior variação na composição da taxocenose em função do pulso de inundação do que em relação à presença do rejeito. Outros estudos realizados no lago Batata contemplaram a dieta e distribuição espacial de espécies residentes, como Mannheimer (1998), Reis (1998), Mannheimer *et al.*, (2003) e Pinto (2005). Caramaschi, Halboth e Mannheimer (2000) realizaram uma síntese do monitoramento, registraram a elevação da riqueza de espécies (para 124) e o aumento gradual da biomassa capturada. Entretanto, Lin (2003) e Lin e Caramaschi (2005) demonstraram que essa tendência não se manteve após 2007 e que variações sutis ocorriam nos compartimentos do lago (igapó, área pelágica, superfície, fundo). A abordagem dos compartimentos mostrou-se interessante e foi incorporada ao monitoramento anual do lago, efetuado durante a enchente na área impactada (e.g. Caramaschi, Reis e Cabral 2009; 2010, Caramaschi e Cabral, 2011; 2012).

Avaliando somente a área natural do lago Batata, Cabral (2009) e Cabral, Lazzarotto e Caramaschi (2011) analisaram as variações na estrutura da taxocenose de peixes na área natural do lago ao longo de dez anos e desse estudo surgiu a questão: haveria influência dos fenômenos climáticos globais no pulso de inundação do rio Trombetas e, conseqüentemente, na estruturação das taxocenoses de peixes do lago Batata? Considerando que os dados do monitoramento da ictiofauna do lago constituem uma rara série temporal que podem auxiliar na compreensão dos processos ecológicos em resposta a impactos locais e globais, pretendeu-se, neste trabalho, confrontar as variações fluviométricas e de pluviosidade com mudanças na composição e estrutura da ictiocenose do lago Batata, tanto na área assoreada como na área natural.

## 2. OBJETIVOS

### 2.1 Objetivo geral

Identificar efeitos de fenômenos climáticos ENOS no pulso de inundação do médio-baixo rio Trombetas e consequentes reflexos nas ictiocenoses do Lago Batata (rio Trombetas, PA).

## 2.2 Objetivos específicos

- Descrever a hidrologia do trecho médio-inferior do rio Trombetas com base em dados hidrológicos (fluviometria e de pluviosidade) e identificar os aspectos (FITRAS) do pulso de inundação na região.
- Verificar os efeitos dos eventos de El Niño e La Niña (ENOS) estabelecidos pelo CPTEC (2014) nos dados hidrológicos do rio Trombetas entre 1971 e 2013.
- Investigar as variações nos atributos (composição, riqueza, diversidade, abundância e biomassa) das taxocenoses de peixes do lago Batata entre 2000 e 2012 em função das variações fluviométricas e pluviométricas. Investigar os atributos de taxocenose de peixes em meso-escala, considerando as áreas natural e assoreada.
- Investigar as variações na abundância das principais populações de peixes do lago Batata em função das variações fluviométricas.

## 3. MATERIAL E MÉTODOS

### 3.1 Área de estudo

O rio Trombetas é afluente da margem esquerda do médio rio Amazonas com seus rios formadores com nascentes próximas ao escudo cristalino das Guianas (Panosso, 2000). Pertence à categoria de águas claras por apresentar as seguintes características: origem no escudo das Guianas, transparência da água variando entre 0,8 m e 4,0 m (Sioli, 1984), baixa condutividade, concentração de material em suspensão com média de 1,25 mg. l<sup>-1</sup> (Junk, 1980; Sioli, 1984; Anesio, 2000). A mais recente e significativa alteração ocorreu no trecho inferior do rio Trombetas que foi

dragado para permitir a navegação de navios de grande porte (figura 2), que adentram o rio Amazonas e chegam a Porto Trombetas para o embarque de bauxita, minério explorado nos altiplanos (platôs) da região.

O clima da região é definido como tropical chuvoso, com pluviosidade entre 2.300mm e 3.500mm ao ano (Figueiroa e Nobre, 1990); é classificado como grupo “Am” nas categorias de KÖPPEN, apresentando dias curtos, temperatura média com tendência isotérmica e temperaturas médias entre 24°C e 28°C (Salati e Marques, 1984). A umidade relativa se encontra entre 76%, durante o período de estiagem (com auge em setembro), e 87% no período de chuvas (com pico em abril) (Horel *et al.*, 1989). A oscilação diária na temperatura do ar é mais marcante do que as variações sazonais e pode ultrapassar 10°C entre dia e noite.



Figura 2: Foto de navio de transporte de bauxita se aproximando do porto da vila de Porto Trombetas (Oriximiná, PA). Fonte: Tiago Nomack (2011).

O lago Batata possui pulso monomodal de grande amplitude (até 6m) e a vegetação que o circunda é o igapó, florestas periodicamente inundadas. As profundidades do lago Batata variam entre 1,2 m e 5,5 m (seca e cheia, respectivamente); as margens são dendríticas e de relevo suave, permitindo o estabelecimento da mata de igapó (Panosso, 1993; 2000).

Situa-se lateralmente ao rio Trombetas (margem direita), entre as coordenadas coordenadas 1° 25' e 1° 35' S e 56° 15' e 56° 25' W, a cerca de seis quilômetros a

jusante da localidade de Porto Trombetas, município de Oriximiná, estado do Pará. A figura 3 mostra o mapa com a localização da área de estudo. Mantém permanente conexão com o rio em sua porção sul.

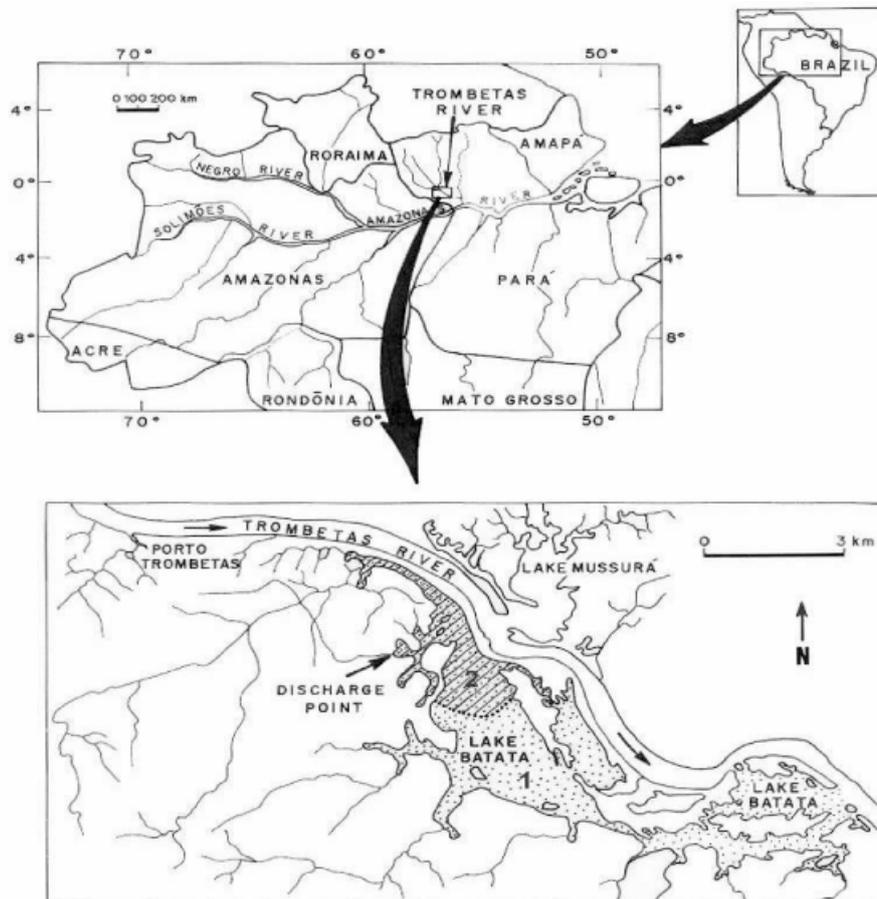


Figura 3: Mapa da área de estudo. Localização da bacia amazônica na América do Sul. Localização do rio Trombetas em relação à bacia Amazônica e a área do lago Batata em relação ao rio Trombetas. 1) Área livre da presença do rejeito de bauxita no substrato (área pontilhada). 2) Área considerada impactada, com uma camada de rejeito de bauxita sobre o substrato (área hachurada) (Bozelli, Esteves e Rolland, 2000).

A formação vegetal que circunda o lago Batata é comum a outras planícies de inundação é denominada por Prance (1997) como Floresta de Igapó Estacional, ou simplesmente igapó. Essa floresta é inundada a cada período de cheia, podendo permanecer nesse estado por até seis meses seguidos e contribui com matéria orgânica alóctone para o ecossistema límnic, principalmente na época de cheia (Forsberg *et al.*, 1993; Esteves, 2000). Os pulsos hidrológicos acarretam mudanças físicas e químicas

nos ambientes, agindo como determinantes da produtividade e das interações da biota que ocupa as áreas alagáveis (Junk, Bayley e Sparks, 1989). Esses autores sugerem, ainda, que as comunidades locais apresentam adaptações morfológicas, fisiológicas, anatômicas e etológicas para persistência e sucesso nesse ambiente.

Uma característica peculiar do lago Batata, já mencionada, é a presença de 24 milhões de toneladas de sólidos resultante da lavagem de bauxita despejados na porção norte do lago entre 1979 e 1989. O impacto assoreou 30% da área total do lago, gerando um impacto apontado por Esteves, Bozzelli e Roland (1990), como único no mundo (figura 4).



Figura 4: Foto aérea mostrando parte do lago Batata (Porto Trombetas, PA) impactada por rejeito de bauxita, durante o período águas baixas, na década de 1980. A seta vermelha indica a área impactada, a seta branca indica o canal e o sentido do rio Trombetas.

Fonte: <http://www.estadao.com.br/noticias/vidae,pobreza-reina-na-area-mais-prottegida-do-para>, acessado em 05 de abril de 2014.

## 3.2 Coleta de dados

### 3.2.1. Coleta e análise de dados hidrológicos

Os dados referentes à régua fluviométrica do rio Trombetas e à pluviosidade para a região foram cedidos pela Mineração Rio do Norte (MRN) e são oriundos da estação meteorológica localizada no porto da vila de Porto Trombetas. Com a

finalidade de descrever os atributos hidrológicos do rio, utilizou-se o *software* PULSO disponível em <http://www.neiff.com.ar>. Os atributos foram calculados de acordo com a função senoidal geral (Schnack *et al.*, 1995) conforme a flutuação sazonal dos níveis do rio, descrita por:

$$y = f(a \text{ sen } bx^n)$$

Onde:  $y$  = energia mecânica que atravessa o sistema (baseada nos níveis hidrométricos, caudais e variáveis associadas);  $x$  = tempo;  $a, b$  = coeficientes próprios de cada macrossistema fluvial ou ecorregião, determinam a intensidade ( $a$ ) e amplitude ( $b$ );  $n$  = expoente específico de cada macrossistema, determina a regularidade.

Uma análise de componentes principais, ou PCA (*Principal Component Analysis*) foi calculada com o objetivo de identificar quais, dentre todos os atributos obtidos pelo PULSO, respondem pela variação dos atributos hidrológicos, que são apresentados na tabela 1 e correspondem à função *f*FITRAS.

Os anos de ocorrência dos eventos climáticos ENOS são indicados na tabela 2, de acordo com os dados disponíveis pelo CPTEC (2014) e nortearam as análises realizadas. Os dados referentes às variações na temperatura da superfície do mar (TSM) e os valores do índice de oscilação sul (IOS) se encontram disponíveis no site da NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration - <http://www.cpc.ncep.noaa.gov/data/indices/soi>). Esses índices são amplamente utilizados para avaliar se existem relações entre os eventos ENOS e variáveis ambientais, climáticas, ecológicas e biológicas a nível local e regional, (*e.g.* Borma e Nobre, 2013).

### 3.2.2. Caracterização da taxocenose de peixes

Os dados utilizados no presente trabalho foram obtidos em coletas anuais, com exceção de 1994, 1995 e 2000, realizadas entre 1990 e 2012, totalizando 35 amostras por área.

As coletas foram realizadas em trechos litorâneos das áreas de desembocadura e de canal do lago (*sensu* Bozelli e Esteves, 2000), envolvendo a zona de igapó e a zona livre adjacente, aqui denominada limnética (figura 5). Para a captura dos peixes, utilizaram-se baterias de malhadeiras instaladas a partir das 16:00h, vistoriadas e

desinstaladas a partir das 20:00 h; reinstaladas a partir das 4:00 h e vistoriadas e retiradas a partir das 08:00h. O número de horas de exposição de cada rede foi registrado a cada coleta. Foram empregadas 36 redes de metragem e altura conhecidas e malhas variando entre 15 e 70 mm entre nós adjacentes, seguindo protocolo padronizado (Halboth, 1995; Caramaschi *et al.*, 2000; Lin e Caramaschi, 2005) quanto a local e características de instalação. Após a captura, exemplares que não geravam dúvida de identificação e/ou tinham uma série-testemunho fixada na mesma coleta, eram medidos (obtenção do comprimento padrão em centímetros – Cp), pesados (obtenção do peso total em gramas – Pt) e liberados. Os demais exemplares eram injetados com formalina 10%, etiquetados e imersos nesse fixador. Posteriormente eram enviados em recipientes com vapor de formol para o laboratório de Ecologia de Peixes da Universidade Federal do Rio de Janeiro, juntamente com as séries de exemplares-testemunho. Ali, os exemplares eram retirados do fixador, colocados em etanol 70% e com auxílio de bibliografia adequada e/ou consulta a especialistas, foram identificados. Os indivíduos foram medidos (Cp) e pesados (Pt), sendo estes dados expressos em centímetros e gramas, respectivamente.

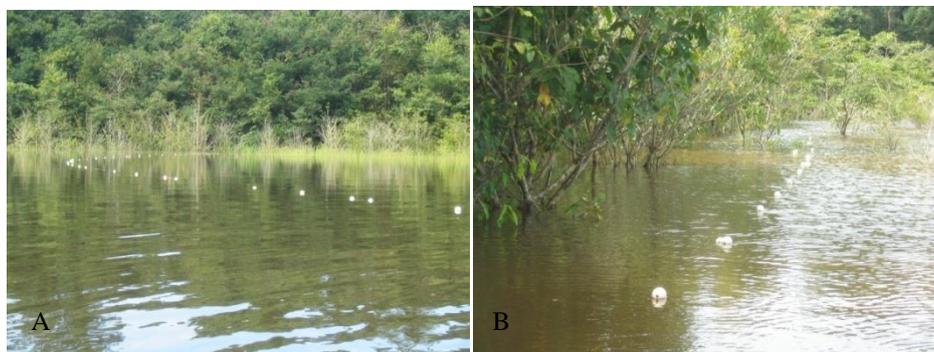


Figura 5: Registro fotográfico da metodologia de captura dos peixes no lago Batata (Porto Trombetas, PA). (A): rede de superfície disposta na região limnética em área natural. (B): rede de superfície disposta dentro do igapó em área impactada. Fotos: Rafael Leitão (2008).

### 3.3 Análise de dados

As categorias taxonômicas seguiram Nelson (1994). Morfotipos foram utilizados temporariamente no nível específico até que cada táxon fosse identificado através de artigos específicos de revisão e de consulta a especialistas. Para a atualização do status taxonômico de cada espécie foi consultado Eschemeyer e Fricker (2013), conforme

versão *online* do *Catalog of Fishes* elaborado pela *California Academy of Sciences*, atualizado em setembro de 2013.

Os dados referentes aos registros do Museu Nacional do Rio de Janeiro foram obtidos a partir do site <http://www.mnrj.ufrj.br/>, o qual faz parte do projeto PRONEX (SIBIP/NEODAT III). Esse projeto disponibiliza registros de museus nacionais que contenham coleções ictiológicas.

Para avaliar e comparar a abundância de peixes por coleta e por espécie, calculou-se a CPUE (captura por unidade de esforço) expressa em número de indivíduos [CPUE(n)] e peso [CPUE(g)]. A CPUE leva em consideração o número ou peso total de exemplares capturados na amostra divididos pelo esforço de amostragem, que é o produto da área total das redes utilizadas na coleta ( $m^2$ ) pelo tempo de exposição das redes (h), sendo:

$$CPUE (n) = N / (m^2 \cdot h) \text{ ou } CPUE (g) = g / (m^2 \cdot h)$$

Onde: CPUE (n) = captura por unidade de esforço para número de exemplares capturados; CPUE (g) = captura por unidade de esforço para biomassa coletada; N = número de exemplares e g = biomassa. A área total ( $m^2$ ) (verificada a cada coleta) representa o somatório da área de todas as redes utilizadas na amostra e o tempo (h) é dado pelo tempo em que determinada rede ou grupo de redes permaneceu exposto. A média é calculada segundo a fórmula a seguir:

$$Tm = (t_i^x + t_f^x) - (t_i^{x-1} + t_f^{x-1}) / 2$$

Onde:  $t_i^x$  indica o horário inicial da colocação das redes;  $t_f^x$  indica o horário final da colocação das redes;  $t_i^{x-1}$  é o horário inicial da vistoria propriamente dita e  $t_f^{x-1}$  o horário do término da vistoria. Em cada coleta foram realizadas duas instalações e duas vistorias das redes, e os valores resultantes das capturas foram somados e utilizados nos cálculos das CPUE.

A frequência de captura das espécies nas coletas gerou o dado de “constância”, que se baseia na presença ou ausência de exemplares de uma espécie em determinado conjunto de coletas.

$$C = p100/P$$

Onde: C significa constância; p significa número de coletas onde a espécie foi representada e P o número de coletas totais.

Dajoz (1978) estabelece a seguinte classificação:

100%  $\geq$  C > 50% - constante

50% > C > 25% - acessória

25% > C > 00% - acidental

As curvas de acumulação de espécies foram confeccionadas com a utilização do programa PRIMER<sup>®</sup>, versão 6, com base nas coletas realizadas na área natural e na área impactada, a fim de verificar a eficácia das amostragens (Clarke, 1993). Para estimar a riqueza das duas áreas (natural e assoreada) foi utilizado o estimador de riqueza não paramétrico Jackknife com 200 aleatorizações (Gotelli e Ellison, 2011). O modelo de Mao-Tau foi aplicado para verificar o número de espécies observadas.

Análises não-paramétricas multivariadas multidimensionais nMDS (*Non-metric Multidimensional Scaling*) foram realizadas com o programa PRIMER<sup>®</sup>, versão 6. Essa é uma técnica de ordenação baseada na similaridade do ranking entre as amostras, onde os resultados ordenados refletem as similaridades relativas à composição de espécies entre amostras (Clarke, 1993). Para essas análises criou-se uma matriz de similaridade de Bray-Curtis, onde os anos foram utilizados como réplicas e os dados transformados (raiz quadrada) de abundância das espécies de peixes. Essa análise permite a visualização dos resultados da nMDS, sendo as ordenadas geradas utilizadas para verificar as relações entre a composição da ictiocenose em cada ano de coleta.

Para testar a significância dos resultados da similaridade da composição da taxocenose de peixes nas áreas (natural e impactada) e entre os anos de coleta utilizou-se a análise ANOSIM, realizada no programa PRIMER<sup>®</sup>, versão 6 (Clarke e Warwick, 2001). Para estabelecer o percentual de similaridade entre os grupos amostrais (natural e impactada e ocorrência ou não de eventos ENOS) e a contribuição percentual de cada espécie de peixe coletada, foram conduzidas análises SIMPER com os dados brutos de abundância (Clarke, 1993). O resultado dessa análise indica quais espécies registraram maior contribuição percentual para dissimilaridade entre os grupos, com base na decomposição do índice de dissimilaridade de Bray-Curtis ( $d_{jk}$ ), representado pela equação:

$$d[ijk] = \text{abs}(x[ij]-x[ik])/\text{sum}(x[ij]+x[ik])$$

Onde: x é a abundância da espécie i nas unidades amostrais j e k.

O R estatístico do ANOSIM varia entre -1 e +1, tem como base as diferenças das médias entre os grupos ( $r_B$ ) e dentro dos grupos ( $r_W$ ), podendo ser calculado com base na equação:

$$R = (r_B - r_W) / (N(N-1) / 4)$$

A fim de verificar a estrutura da taxocenose de peixes da área em questão, foram aplicados descritores de taxocenose selecionados segundo as peculiaridades de cada um (Magurran, 1998). Devido à ampla utilização e por ser sensível à presença de espécies raras, utilizou-se o índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ). O índice de Berger-Parker ( $d$ ) é independente da riqueza de espécies e reflete a importância proporcional das espécies mais abundantes (dominância) mas, em contrapartida, ainda é um índice ainda pouco utilizado (Magurran, 1998). O índice de diversidade de Margalef ( $D_{Mg}$ ) é sensível ao tamanho das amostras e à riqueza de espécies, indicando o número de espécies presentes dentro de um determinado número de indivíduos. Esse último índice vem sendo classificado como o mais indicado para análises de riqueza de espécies (Magurran, 1998). As respectivas fórmulas são descritas a seguir:

$$H' = \sum p_i \cdot \ln p_i$$

$$D_{BP} = N_{\max} / N$$

$$D_{Mg} = (S-1) / \log_n N$$

Onde:  $p_i$  é a proporção de indivíduos da espécie  $p$ ;  $N$  é o total de indivíduos e  $N_{\max}$  indica o número de indivíduos da espécie mais abundante.

Os cálculos dos índices de diversidade foram realizados com auxílio do programa PAST, versão 1.89 (Hammer, Harper e Ryan, 2009).

Com o intuito de testar a variabilidade na composição das espécies (beta diversidade) entre amostras (anos), áreas (grupos natural e impactada) e eventos climáticos ENOS (grupos El Niño, La Niña e normal), foram realizadas análises multivariadas de variância, com base na matriz de distância de Bray-Curtis. Para gerar dados de significância, razões de pseudo-F são geradas a partir de permutações. Essa técnica, conhecida como PERMANOVA, testa a composição e abundância das espécies registradas a cada ano (réplicas) em relação à área (natural ou impactada), atributos hidrológicos e ocorrência (ou não) de eventos ENOS (grupos El Niño ou La Niña usados como fatores). Os resultados da PERMANOVA (máximo de permutações = 10.000) fornecem os graus de significância entre e dentro dos diferentes grupos

(ENOS), além dos coeficientes dos sites (anos) e coeficientes das espécies (Anderson, 2001; McArdle e Anderson, 2001). Para a visualização dos resultados, foram gerados gráficos baseados em Análises de Coordenadas Principais (PCoAs). Os procedimentos descritos acima foram realizados no programa R (pacote vegan, função adonis).

Visando estabelecer as conexões entre os atributos hidrológicos e os atributos da taxocenose de peixes do lago Batata, foram utilizados modelos lineares gerais (General Linear Models - GLM). As GLMs admitem como respostas variáveis que possuam distribuição normal de erros, permitindo que um modelo linear seja relacionado à variável resposta de uma função conectora, admitindo que a magnitude da variância de cada medida seja uma função de valor previsto. Essas análises foram realizadas no programa gratuito R ([www.r-project.org](http://www.r-project.org)), pacote vegan.

#### 4. RESULTADOS

##### **4.1. Aspectos hidrológicos do trecho médio-inferior do rio Trombetas**

As variações evidenciaram o comportamento do pulso de inundação na região do lago Batata, no trecho médio-inferior do rio Trombetas. A série histórica registrou em 22 de junho de 2009 a maior cheia com o nível do rio atingindo 48,6 m acima do nível do mar (tensão máxima). Os níveis acima da média máxima registrada (47,3m) indicam a ocorrência de eventos extremos e os anos em que ocorreram e respectivos níveis são mostrados na Tabela 3. O período total de cheias foi de 8.237 dias, dentre os quais 1.175 (14%) foram de cheias extremas.

Tabela 3: Parâmetros obtidos a partir de *software* PULSO, com base nos valores diários da curva hidrométrica do trecho médio do rio Trombetas (PA), próximo à localidade de Porto Trombetas (Oriximiná, PA). Registros diários entre março de 1971 e março de 2013 cedidos pela MRN (2014).

<b>Função</b>	<b>Valor</b>
<b>Frequência</b>	<b>49</b>
<b>Intensidade da potamofase</b>	<b>(+) 4,42 m</b>
<b>Intensidade da limnofase</b>	<b>(-) 5,62 m</b>
<b>Tensão máxima</b>	<b>48,58 m</b>
<b>Tensão mínima</b>	<b>38,54 m</b>
<b>Recorrência</b>	<b>49</b>
<b>Amplitude (média)</b>	<b>292 dias</b>
<b>Potamofase total</b>	<b>8283 dias</b>
<b>Limnofase total</b>	<b>7089 dias</b>
<b>Conectividade</b>	<b>1,26</b>
<b>Fração da potamofase</b>	<b>0,54</b>
<b>Fração da limnofase</b>	<b>0,46</b>

Em primeiro de novembro de 2010 registrou-se a seca histórica, com o rio Trombetas reduzido à marca de 38,5m (altura mínima) acima do nível do mar, e os anos com as secas mais pronunciadas, consideradas eventos extremos, apresentaram valores abaixo da média mínima (40,3m). Os anos de seca extrema e os valores de nível são apresentados na Tabela 2. Registrou se o total de 7045 dias de águas baixas, sendo 924 dias (13%) de águas mais baixas do que o normal.

A curva hidrológica (figura 6) evidencia maior frequência de eventos ENOS e diferenças maiores entre seca e cheia a partir da década de 90. O pulso de inundação nesse trecho do rio Trombetas apresentou tendência monotônica (isodinâmica), recorrente (alta periodicidade) e de alta flutuação (tensão), segundo postulado por Neiff (1990) no conceito hidrossedimentológico. Devido a essa tendência, a frequência e recorrência dos eventos possuem o mesmo valor (49 pulsos de inundação completos).

A duração do período de águas altas e baixas foi de seis meses, sendo que o período de enchente ocorre principalmente em março e a vazante em setembro (figura 7). A sazonalidade do período de águas altas (cheia) ocorre nos meses de abril, maio e junho, podendo se estender até julho e agosto com o ápice ocorrendo durante maio ou junho. A vazante se inicia em agosto e setembro, com a seca atingindo o ponto máximo em novembro ou dezembro. Ressalta-se que, para atingir o pico da cheia, são

necessários aproximadamente dois meses (fevereiro e março), enquanto para a seca é necessário somente um mês (setembro).

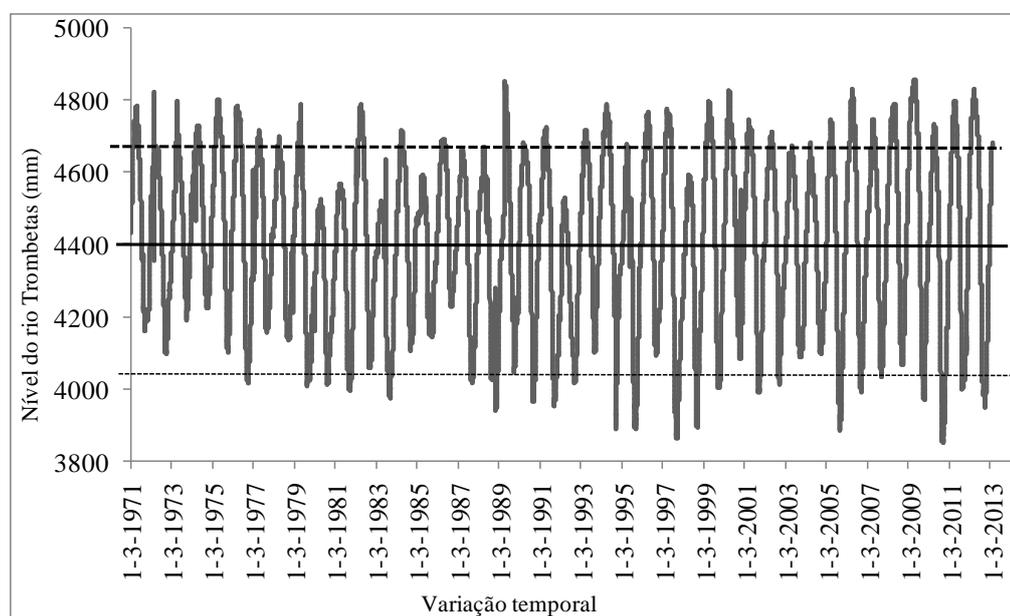


Figura 6: Curva hidrométrica do trecho médio do rio Trombetas (PA), próximo à localidade de Porto Trombetas (Oriximiná, PA) com registros diários entre janeiro de 1971 e março de 2013. A linha contínua indica o nível de transbordamento (44,14m); a linha tracejada indica a média dos valores máximos (47,32m); a linha pontilhada indica a média dos valores mínimos (40,32m).

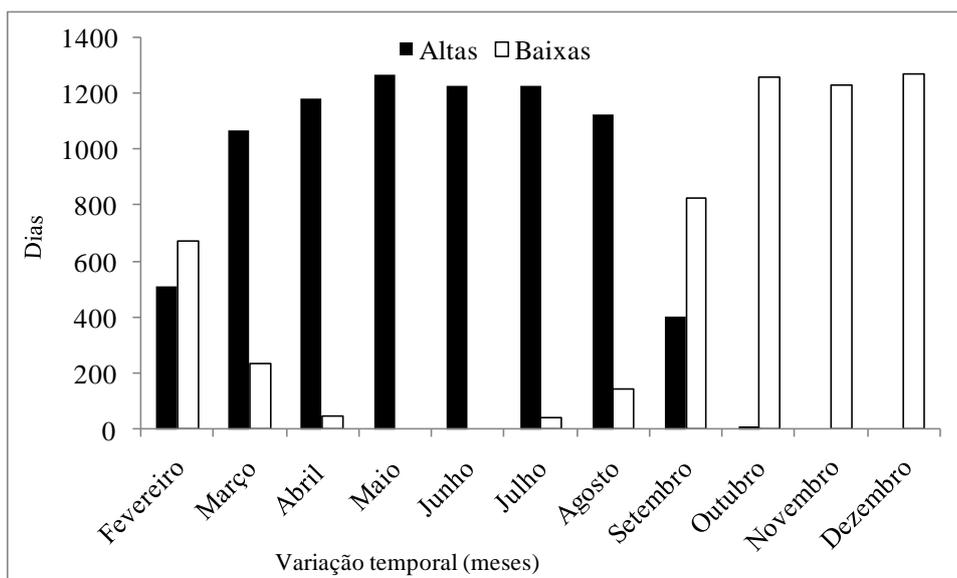


Figura 7: Sazonalidade do pulso de inundação, com indicação dos dias de águas altas e baixas durante os meses ao longo do período analisado (1971 a 2012 no trecho médio-inferior do rio Trombetas (Porto Trombetas, PA)).

Onze (11) anos, ao longo dos 43 analisados, registraram mais dias de águas baixas, sendo o máximo registrado em 1992, com 269 dias de águas abaixo dos 44,1m (linha de transbordamento), sendo que o mínimo ocorreu em 2010 com 184 dias. Em 1971, somente 103 dias de águas baixas foram registrados e, os demais anos, com níveis abaixo do normal foram 1980 (251 dias), 1983 (247 dias), 1998 (221 dias), 1995 (215 dias), 1989 (212 dias), 1981 (201 dias), 2005 (198 dias), 1977 (192 dias) e 2004 (187 dias). Foram somados 7.045 dias de águas baixas e 8.237 dias de águas acima do nível de transbordamento (44,1m). Embora seja mais comum observar-se ao longo de um ano um período de cheia mais prolongado do que de seca ( guas acima e abaixo do nível de transbordamento, respectivamente), a amplitude entre o máximo e mínimo de dias com águas altas foi menor do que o registrado para o período de seca. O tempo máximo de águas altas ocorreu em 1994, com 256 dias ao longo de um ano. Percebe-se um padrão entre os períodos de águas altas e baixas e o ano de 1992, quando ocorreu evento forte de El Niño registrou a máxima de águas baixas. Em contrapartida, a partir do final da década de noventa,   consp cia o predomínio de águas altas, mesmo durante o ano de 2009, quando o último evento de El Niño foi registrado. Os resultados são apresentados na figura 9.

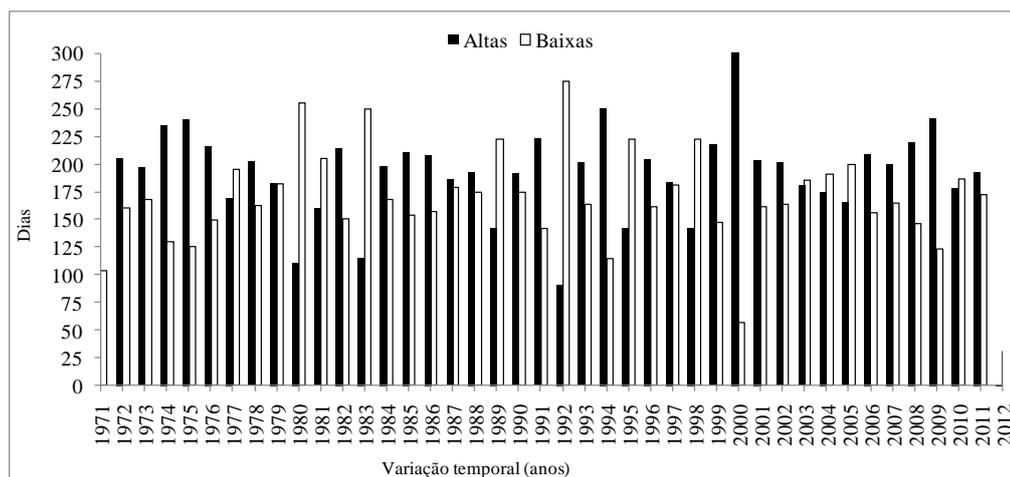


Figura 8: Variações entre o total anual de dias de águas altas linha cinza escuro e águas baixas (linha cinza claro) entre 1972 e 2012, com base nas alturas diárias registradas pela régua fluviométrica do rio Trombetas (Oriximiná, PA), representando seu trecho médio-inferior.

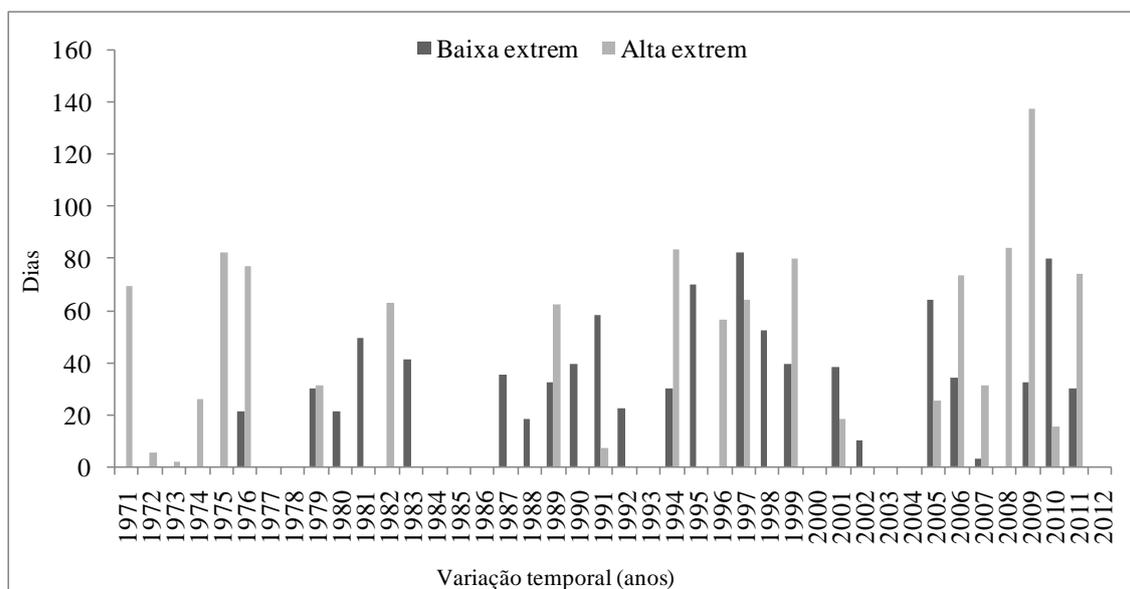


Figura 9: Números de dias de águas altas (colunas cinza) acima da média máxima e águas baixas abaixo das médias mínimas (colunas cinza escuro) entre 1971 e 2012. Esses valores indicam os eventos considerados extremos.

As curvas fluviométricas dos anos em que os fenômenos ENOS considerados fortes pela NOAA (*National Oceanic Atmospheric Administration*, 2014) foram registrados (figuras 10 e 11). Para comparar o comportamento do pulso de inundação da região durante tais eventos, foi gerada a curva climatológica do trecho, obtida a partir das médias mensais da série histórica. Comparando os anos de eventos e a climatologia, verifica-se que durante fenômenos El Niño há uma redução na amplitude (duração em

dias) do pulso de inundação, excetuando o ano de 2009 quando ocorreu evento moderado. Este ano foi inserido, pois o comportamento fluviométrico será relevante para as análises da taxocenose de peixes do lago Batata realizada *a posteriori*. Os anos de 1982 e 1997 apresentam ápice da cheia durante o mês de maio e em 1972 ocorre em abril, um e dois meses, respectivamente, antes do previsto para o pulso local (junho, julho). Os níveis durante o período de vazante se mantêm ligeiramente abaixo da climatologia, mas ressalta-se o período de seca, onde o ano de 1982 e 1972 mantiveram se próximos (1982) ou acima (1972) da climatologia. Os percentuais em relação à diferença entre a climatologia e os níveis de seca registrados foram, em ordem cronológica, 0,2% (1972) acima, 0,5% (1982), 5,2% (1997) e 2,7% (2009) abaixo da média. Para os períodos de cheia, os percentuais foram de 0,4% (1972), 2,3% (1982), 1,9% (1997) e 3,8% (2009), todos acima da média climatológica.

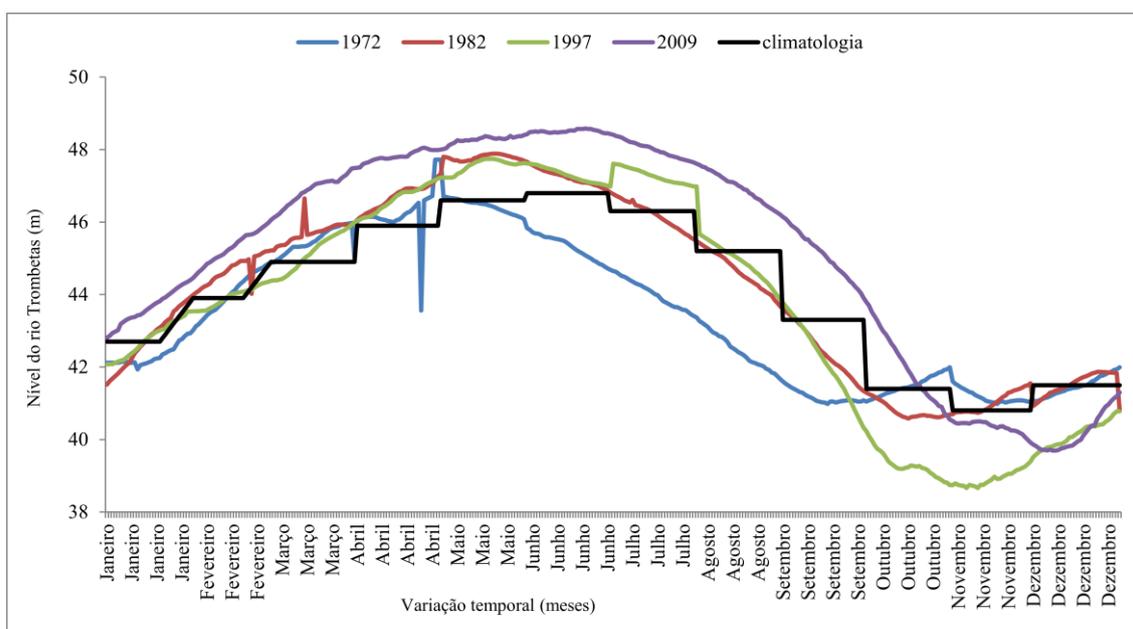


Figura 10: Curvas fluviométricas do rio Trombetas (trecho médio-inferior, município de Oriximiná, Porto Trombetas, PA) durante os anos de ocorrência de eventos El Niño (secas na Amazônia) considerados fortes pela NOAA (2014), exceto o ano de 2009 considerado moderado, mas que representa o último evento da década.

As variações hidrológicas do trecho estudado do rio Trombetas durante os anos em que fenômenos La Niña foram registrados são mostradas na figura 11. Comparando com a climatologia, percebe-se que a amplitude do pulso de inundação se estende e o nível do rio se mantém acima da climatologia durante todas as fases do pulso de

inundação. Esses resultados sugerem que a conexão entre rio e lago é ampliada, permitindo maior troca de informações, matéria e energia entre a várzea e o rio Trombetas. Os picos das cheias desses anos registraram 1,1% (1973 e 2010), 3,3% (1975) e 2,3% (1999) acima da climatologia e, em 1988, registrou-se máxima 1,1% abaixo. Durante o período de seca, os percentuais registrados foram de 2,7% (1973) e 0,5% (1975) acima da climatologia; 1,2% (1988), 1,7% (1999) e 5,6% (2010) abaixo da climatologia.

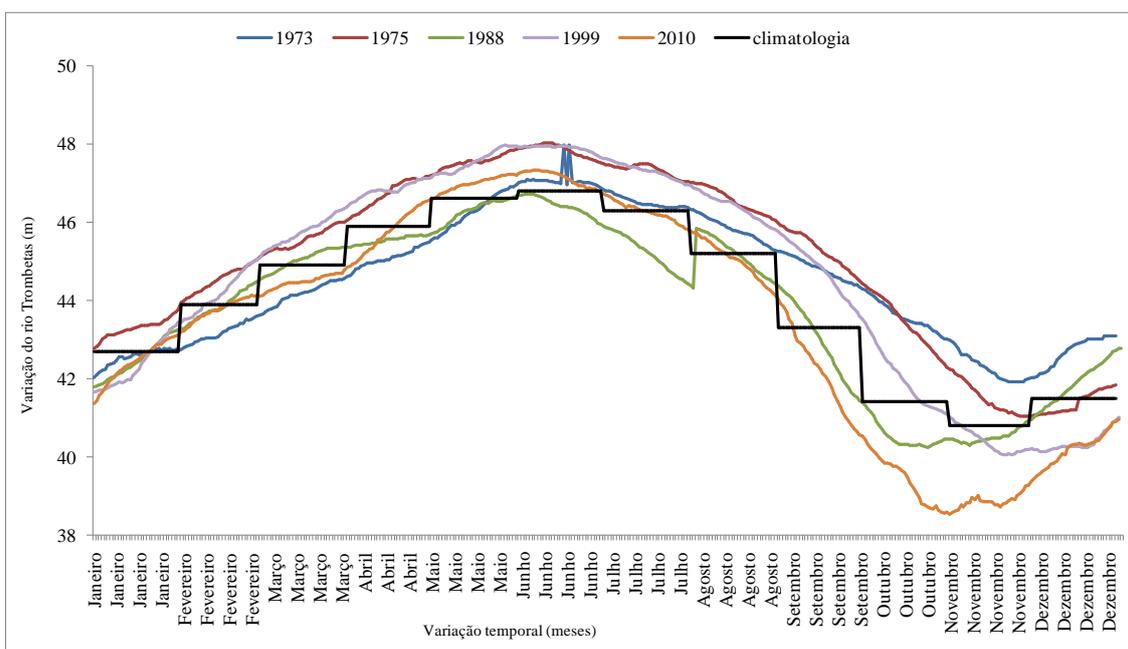


Figura 11: Curvas fluviométricas do rio Trombetas (trecho médio-inferior, município de Oriximiná, Porto Trombetas, PA) durante os anos de ocorrência de eventos La Niña (cheias na Amazônia) considerados fortes pela NOAA (2014).

Como pode ser observado, os anos com os menores acúmulos de chuvas foram 1983 ( $1.427 \text{ mm.ano}^{-1}$ ), 2010 ( $1.498 \text{ mm.ano}^{-1}$ ), 1997 ( $1.536 \text{ mm.ano}^{-1}$ ), 2012 ( $1.570 \text{ mm.ano}^{-1}$ ) e 1996 ( $1.625 \text{ mm.ano}^{-1}$ ) (figura 12). Os anos com os maiores valores pluviométricos foram 2006 ( $3.407 \text{ mm.ano}^{-1}$ ), 2008 ( $2.867 \text{ mm.ano}^{-1}$ ), 1989 ( $2.770 \text{ mm.ano}^{-1}$ ), 2005 ( $2.696 \text{ mm.ano}^{-1}$ ) (figura 12).

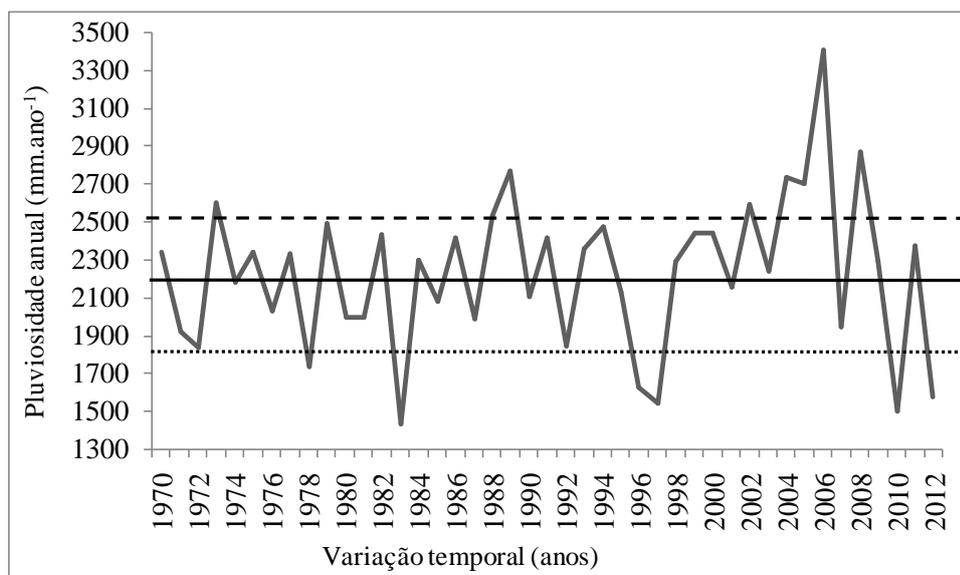


Figura 12: Variação pluviométrica anual registrada no trecho médio-inferior do rio Trombetas (Porto Trombetas, PA) com dados entre 1970 e 2012. A linha contínua preta indica a média climatológica anual da região ( $2.226 \text{ mm.ano}^{-1}$ ); a linha tracejada indica a média máxima climatológica ( $2.506 \text{ mm.ano}^{-1}$ ) e a linha pontilhada indica a média mínima climatológica ( $1.872 \text{ mm.ano}^{-1}$ ). Os valores acima (máxima) ou abaixo (mínima) dessas médias podem ser considerados extremos.

Percebe-se maior concentração de chuvas durante os meses de março com médias históricas de 358 mm e abril (323 mm), embora a máxima histórica tenha ocorrido em maio de 2006 (685 mm) (figura 13). Os demais picos de chuvas ocorreram em março de 2004 (629 mm), fevereiro de 1974 (614 mm), abril de 2003 (588 mm), maio de 1973 (658 mm) e janeiro de 2002 (535 mm) (figura 13). Ao longo dos 40 anos de coleta de dados, somente em fevereiro de 2010 e abril, maio e junho de 2012 não foram registradas chuvas na região. Os valores históricos de déficit pluviométrico ocorreram em setembro de 1997 (4,7 mm) e agosto de 1989 (6,6 mm) e 2008 (8,2 mm). Foram estabelecidas as médias máximas e mínimas visando definir os momentos de chuva ou estiagem extremas, sendo 455 mm para média mensal máxima e 29,5mm para mínima, respectivamente. Os cinco anos com os menores valores de chuvas acumuladas foram, em ordem crescente: 1983 (118 mm), 2010 (124 mm), 1997 (128 mm), 2012 (130 mm) e 1996 (135 mm). Em contrapartida, os cinco anos com registros acima da média climatológica foram, em ordem decrescente: 2006 (283 mm) sendo também registrado nesse ano o maior

acúmulo de chuvas do período analisado (685 mm); 2008 (239 mm), 1989 (230 mm), 2004 (227 mm) e 2005 (224 mm) (figura 13).

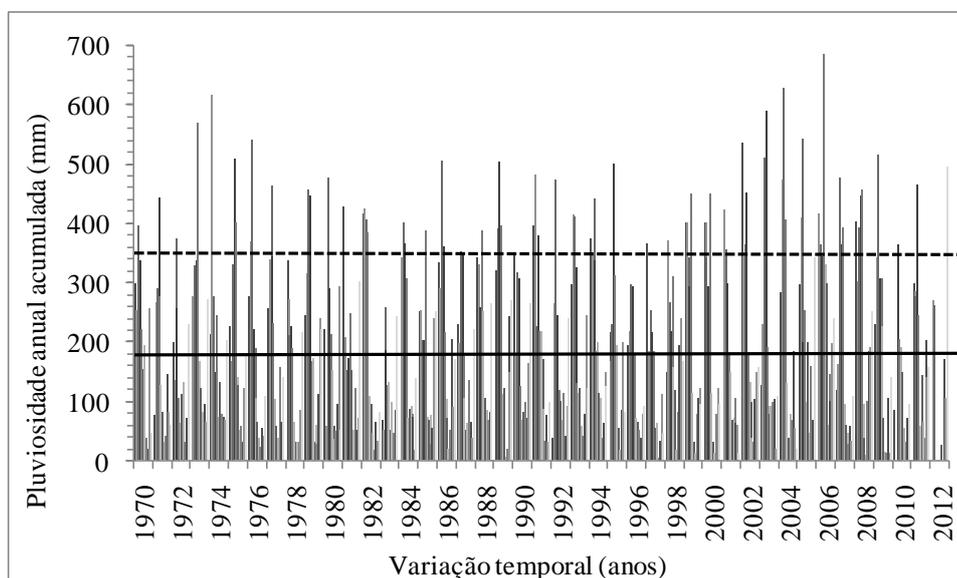


Figura 13: Pluviosidade mensal registrada na região de Porto Trombetas (PA) (trecho médio-inferior do rio Trombetas) com dados entre 1970 e 2012. A linha preta contínua indica a média climatológica ( $185 \text{ mm.ano}^{-1}$ ); a linha pontilhada indica a média climatológica máxima ( $455 \text{ mm.ano}^{-1}$ ) sendo os valores acima desse considerados extremos.

Percebe-se que, ao comparar com a climatologia, os anos de eventos mantêm os valores do acumulado pluviométrico mensal abaixo da climatologia, principalmente a partir do período de estiagem (agosto e setembro) (figura 14). O único ano que apresentou valores acima da climatologia durante esse período foi 1972 (figura 14). A distribuição das chuvas durante os demais anos com eventos (1982, 1997, 2009) não seguiram o padrão descrito pela climatologia, apresentando reduções abruptas em novembro (figura 14). O ano de 1997 registrou os menores valores de pluviosidade durante todo o pulso de inundação e queda, ao invés de elevação, dos índices durante o início do período de chuvas, que recomeçam em outubro e alcançam o ápice em março (figura 14). Os percentuais pluviométricos mantiveram-se abaixo da climatologia, registrando valores entre 8,3 (1997) e 54% (1972) do valor da calculado para a climatologia. Esses resultados indicam que há

uma redução nas chuvas durante os eventos, embora não seja significativo ( $p = 0,1$ ) ou correlacionado ( $R = 0,07$ ) ao IOS (Índice de Oscilação Sul).

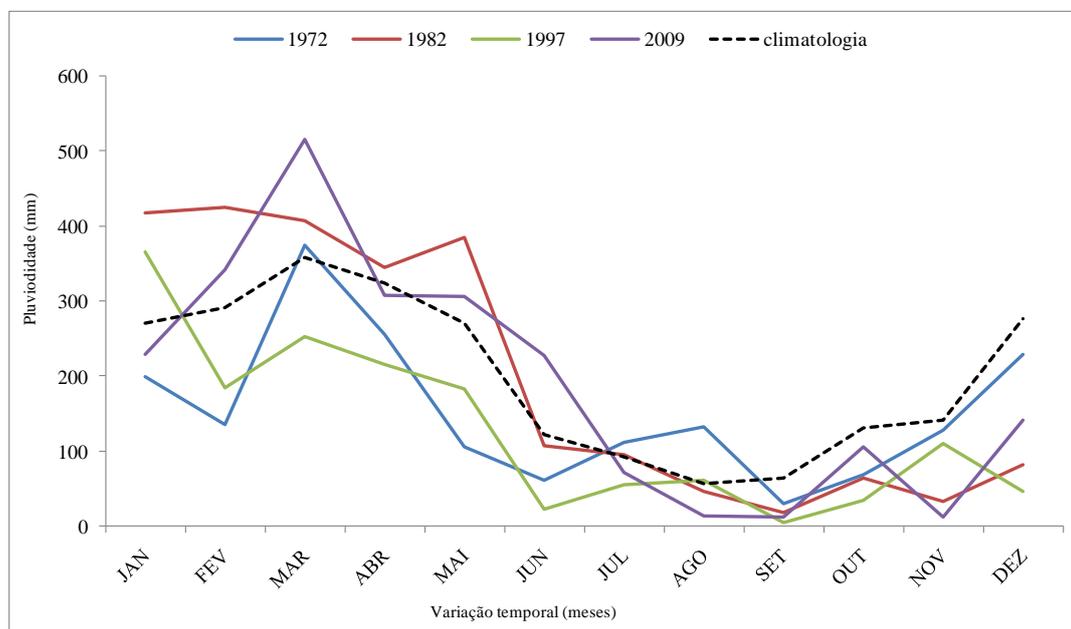


Figura 14: Variação pluviométrica mensal registrada no trecho médio-inferior do rio Trombetas (Porto Trombetas, PA) com dados entre 1970 e 2012. A linha pontilhada preta indica a média climatológica mensal da região; a linha tracejada indica a média máxima climatológica ( $2.506 \text{ mm}\cdot\text{ano}^{-1}$ ). Os valores apresentados representam os anos de ocorrência de eventos El Niño considerados fortes pela NOAA (2014).

Os valores pluviométricos mensais registrados na região de Porto Trombetas durante eventos La Niña são apresentados na figura abaixo (figura 15) e indicam um aumento sutil na pluviosidade durante a ocorrência dos fenômenos climáticos. Os valores mais elevados foram atingidos em abril (1975 e 2010) e maio (1973, 1988 e 1999), momento posterior à climatologia. O ano em que se registrou o valor mais elevado foi 1973 (568 mm), com mais do que o dobro do valor previsto para a média mensal (climatologia). Foi também o ano que apresentou a maior variação entre mínima e máxima (502 mm de diferença).

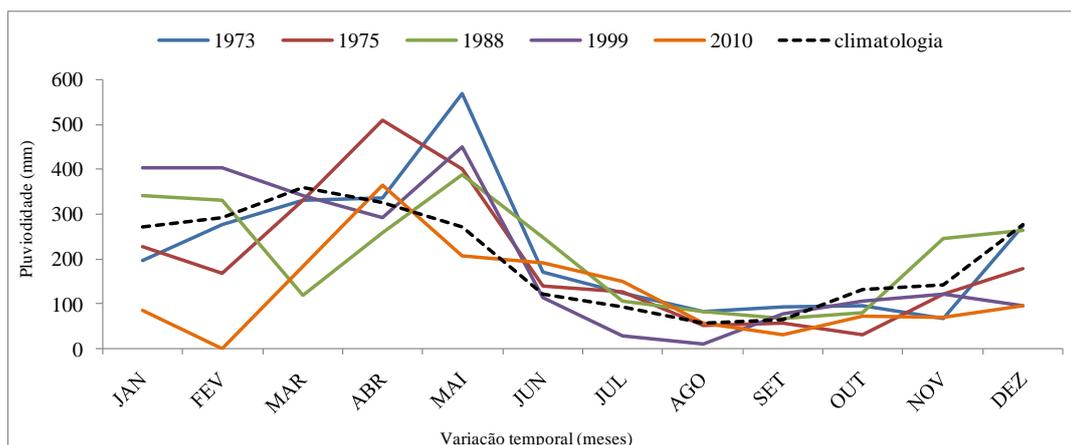


Figura 15: Variação pluviométrica mensal registrada no trecho médio-inferior do rio Trombetas (Porto Trombetas, PA) com dados entre 1970 e 2012. A linha pontilhada preta indica a média climatológica mensal da região; os demais anos representam a ocorrência de eventos La Niña considerados fortes pela NOAA (2014).

Para verificar quais atributos hidrológicos caracterizam o pulso de inundação no trecho médio-inferior do rio Trombetas, efetuou-se uma PCA (*Principal Component Analysis*), com os dois primeiros eixos respondendo a 60% da variância (tabela 4).

Tabela 4: Resultados da análise de componentes principais (PCA) dos atributos hidrológicos do trecho médio-inferior do rio Trombetas (Oriximiná, PA).

Eixos	Autovalor	Variância (%)	Broken-stick
1	6.5	43	3.3
2	2.5	17	2.3
3	2.4	16	1.8

Percebe-se que o eixo 1 concentrou os atributos temporais, com a amplitude (Amp), dias de águas altas (Da), fração total (Ft) e nível máximo do rio (Ma), contribuindo com os valores positivos. Para a porção negativa, os dias de baixa (Db) e a conectividade baixa (Cb) foram os atributos mais representativos. O eixo 2 da PCA reuniu os atributos hidrológicos, sendo os níveis das áreas natural (Nna) e impactada (Nimp) mais representativos para a porção positiva do eixo. A parte oposta foi representada pelas chuvas mínimas (Chm) e máximas (ChM), principalmente (figura 15). Os anos que se destacaram foram 2004 e 2005; 2009; 2010 e 2012.

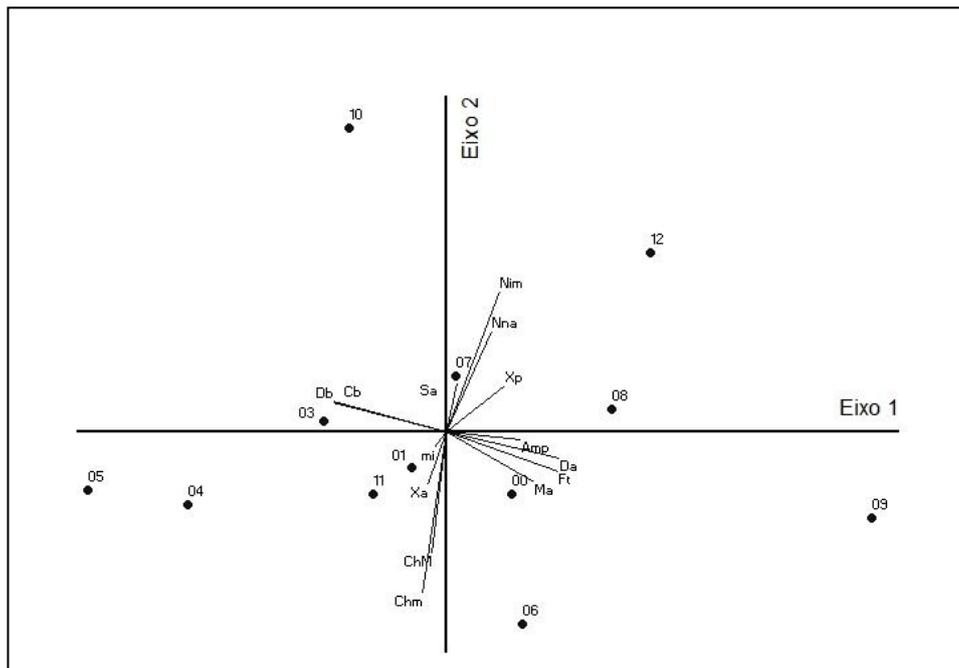


Figura 15: Dois primeiros eixos da PCA gerada a partir dos dados hidrológicos do trecho médio-inferior do rio Trombetas (Oriximiná, PA). Os números indicam os anos de coleta e as letras os atributos hidrológicos.

Com o intuito de verificar se os eventos ENOS se relacionam com os níveis máximos e mínimos registrados no rio Trombetas, foram feitas correlações entre esses valores. Os resultados indicaram correlações fracas entre esses fatores, com valores entorno de 0,2 tanto para os níveis máximos quanto mínimos (figura 16).

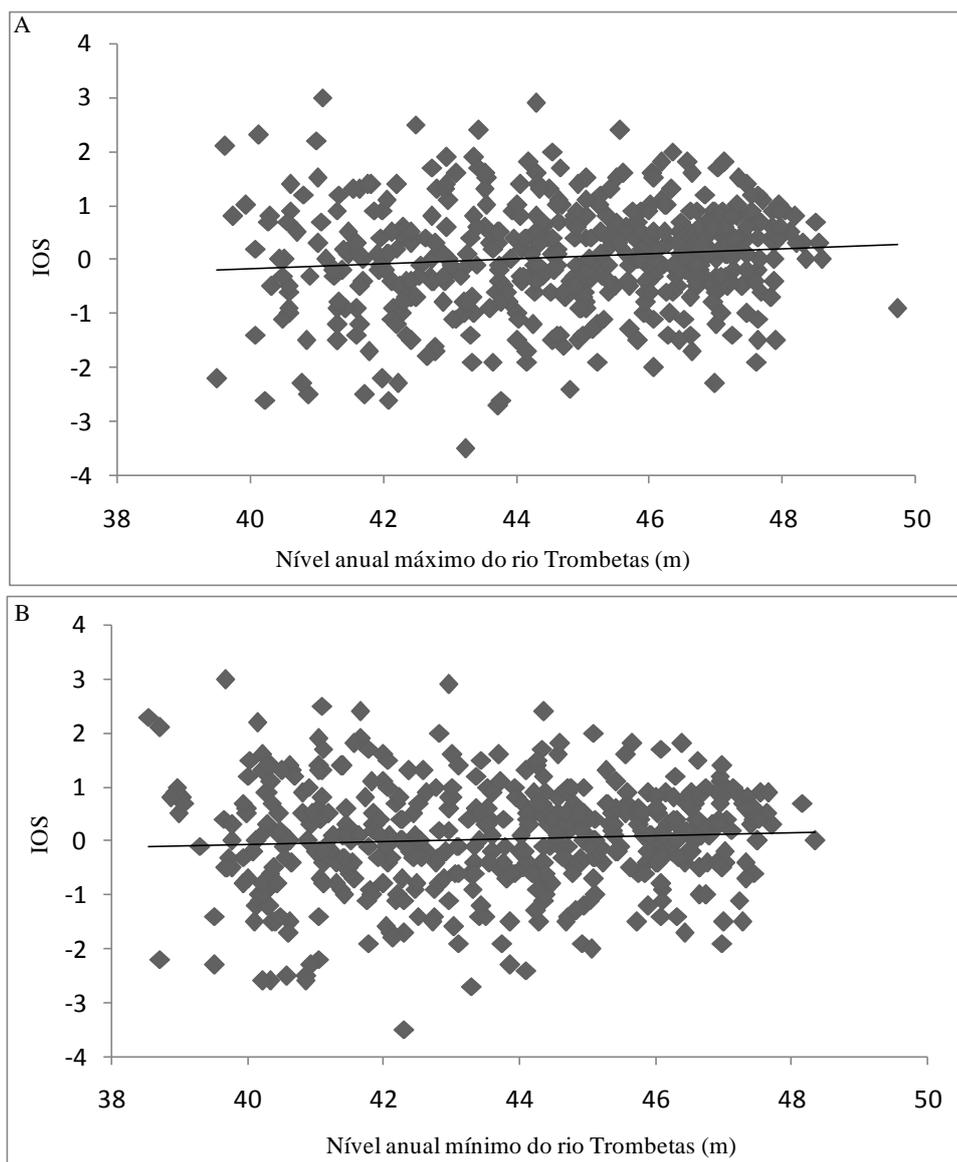


Figura 16: Correlações entre os valores do IOS (Índice de Oscilação Sul) e os níveis máximos (A) e mínimos anuais (B) registrados no rio Trombetas, próximo ao porto da vila de Porto Trombetas (PA).

## 4.2 Ictiocenose

A ictiofauna do lago Batata somou, após 35 coletas realizadas anualmente no mês de março (período de enchente), 192 espécies de peixes pertencentes a 121 gêneros, 34 famílias, nove ordens e duas classes. A classe Elasmobranchii foi representada pela ordem Rajiformes e família Potamotrygonidae (*Potamotrygon* sp.), a classe Actinopterygii contém as demais ordens, sendo que Osteoglossiformes (*Osteoglossum bicirrhosum*), Beloniformes (*Pseudotylorus* sp.) e Pleuronectiformes (*Achirus* sp.)

foram representadas por uma única espécie. Dentre as demais ordens, Characiformes é a de maior representatividade com 44% (15) do total de famílias, seguida por Siluriformes com 23,5% (oito famílias) e juntas somam 76,2% das espécies registradas. Gymnotiformes (quatro famílias), Clupeiformes e Perciformes, com duas famílias cada, completam a lista, sendo que Perciformes possui a família Cichlidae, a qual contém 10,6% (20 espécies) do total de espécies observadas. Essa família, junto com Serrasalmidae (19 espécies) e Loricariidae (19 espécies), compõem 30% do total da ictiofauna observada, e em contrapartida, onze famílias possuem uma única espécie. Os resultados desse levantamento se encontram no quadro 1 (anexos).

Na atualização da lista de peixes coletados no lago Batata entre 1990 e 2012, verificou-se que 24 espécies tiveram seu status modificado desde a lista publicada por Caramaschi, Halboth e Mannheimer (2000), com 14 mudanças de nomenclatura e dez sinônimos encontrados (quadros 2 e 3 dos anexos).

Os registros do Museu Nacional do Rio de Janeiro (MNRJ) indicam que doze lotes de peixes oriundos do lago Batata foram depositados em sua coleção ictiológica e na coleção do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP). Os números dos lotes e espécies se encontram nos anexos do presente estudo.

Os percentuais das categorias de frequência de ocorrência de Dajoz (1978) indicam que a maior parte da taxocenose em ambas as áreas do lago Batata é formada por espécies acidentais, com 71% (116 espécies) na área impactada e 65% (106 espécies) na área natural. As espécies acessórias perfizeram totais de 12% (19 espécies) na área impactada e 22% (35 espécies) na área natural. As espécies constantes, que ocorreram em pelo menos sete das doze coletas realizadas, obtiveram 17% (27 espécies) na área impactada e 13% (21 espécies) na área natural.

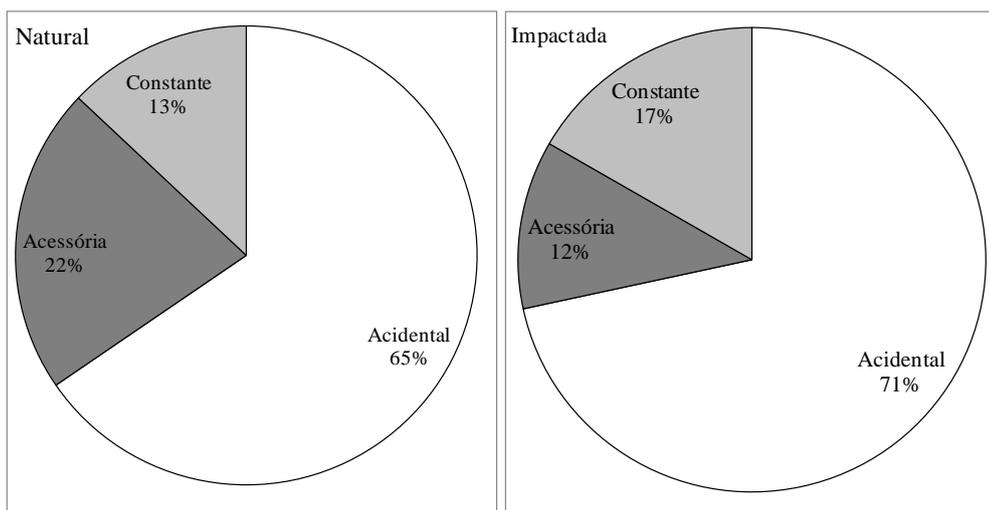


Figura 17: Percentuais de frequência de ocorrência das espécies de peixes coletadas no lago Batata (PA) durante o período de enchente entre os anos 1991 e 2012.

As abundâncias relativas se apresentaram mais elevadas na área impactada do lago Batata, com médias de  $34,1 \text{ indiv.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$  nessa área e  $21,7 \text{ indiv.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$  na área natural. Os menores valores registrados demonstram essa diferença sendo três vezes maior na área impactada, como apresentado na tabela 5. Os valores máximos mantêm o mesmo padrão sendo 79% mais elevados na área impactada do que na área natural (tabela 5 e figura 18). Somente no ano 2000 registraram-se valores similares entre ambas as áreas, com  $15,3 \text{ indiv.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$  e  $15,2 \text{ indiv.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$  (natural e impactada, respectivamente). Dentre os quinze anos analisados, 2008, 2009 e 2012 apresentaram valores de abundância relativa maiores na área natural. Em contrapartida, 1999 apresentou a diferença mais elevada entre áreas, com a área natural registrando 11% do total registrado na área impactada ( $4,2 \text{ indiv.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$  e  $39,2 \text{ indiv.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ , respectivamente).

Tabela 5: Variações das abundâncias relativas totais de peixes coletados nas áreas natural e impactada do lago Batata (Porto Trombetas, PA) entre 1991 e 2012 durante períodos de enchente. Os valores são apresentados em ordem crescente.

<b>Anos</b>	<b>CPUE(n)</b>	
	<b>Natural</b>	<b>Impactada</b>
1991	25.16	26.62
1993	17.43	24.62
1999	4.18	39.24
2000	15.31	15.21
2001	19.31	58.47
2003	27.52	44.2
2004	17.84	32.5
2005	18.43	52.07
2006	13.35	17.32
2007	30.32	53.73
2008	37.72	32.58
2009	13.28	12
2010	20.17	32.27
2011	18.98	33.23
2012	46.24	37.68

Os valores de biomassa das taxocenoses ictílicas amostradas nas áreas impactada e natural do lago Batata se apresentaram mais elevados na área impactada, mantendo o padrão verificado para a abundância relativa. Somente o ano de 2009 apresentou valores similares entre as áreas, registrando aproximadamente 1,0 grama.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>. Dentre os quinze anos de amostragens, 1991, 2008 e 2012 apresentaram valores mais elevados de biomassa na área natural, os demais registros foram mais elevados na área impactada. O ano de 1999 se sobressaiu, pois a biomassa da área impactada foi dez vezes superior à área natural, como apresentado na tabela 6 e figura 18.

Tabela 6: Variações das biomassas totais de peixes coletados nas áreas natural e impactada do lago Batata (Porto Trombetas, PA) entre 1991 e 2012 durante períodos de enchente. Os valores são apresentados em ordem crescente.

<b>Anos</b>	<b>CPUE(g)</b>	
	<b>Natural</b>	<b>Impactada</b>
1991	3.11	1.95
1993	1.88	2.10
1999	0.26	3.02
2000	1.5	2.43
2001	0.86	3.97
2003	1.89	3.45
2004	0.81	1.89
2005	1.28	3.65
2006	1.16	1.75
2007	2.29	3.8
2008	3.79	3.25
2009	0.97	1.07
2010	1.20	2.82
2011	1.75	2.33
2012	2.13	1.82

É interessante comparar as variações temporais na abundância e biomassa ao longo da série histórica, pois os resultados apresentados na figura 18 evidenciam comportamentos diferentes entre as áreas. A área impactada apresenta maior abundância (valor de  $t = -2,76$ ;  $gl = 28$ ;  $p = 0,01$ ) e biomassa (valor de  $t = -2,93$ ;  $gl = 28$ ;  $p = 0,007$ ) ao longo da série histórica.

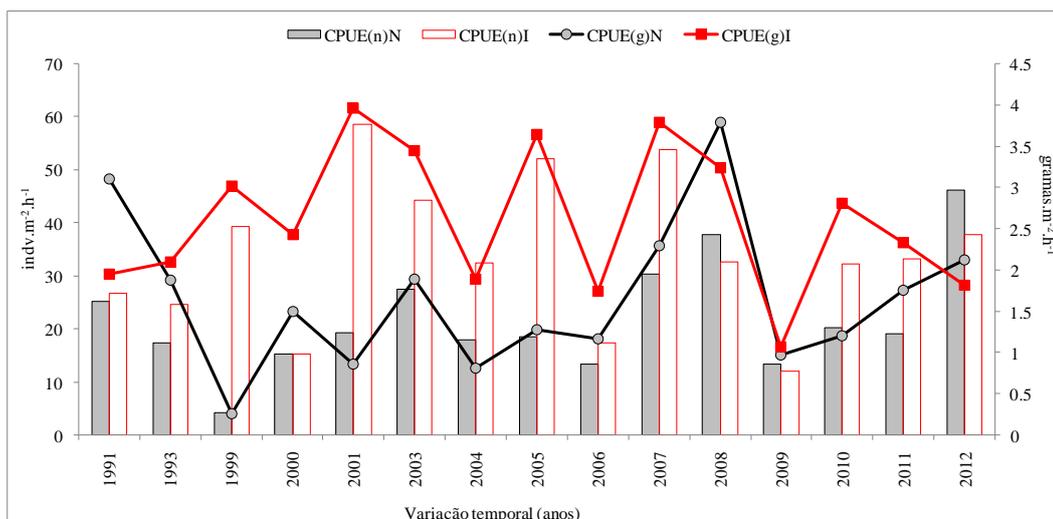


Figura 18: Variações das abundâncias relativas e biomassas nas áreas natural e impactada do lago Batata (Porto Trombetas, PA) entre os anos 1991 e 2012.

A variação do número de espécies (riqueza) registradas ficou entre 18 (2000) e 49 (2008). A riqueza de espécies de peixes do lago Batata variou entre os anos e áreas amostrais e, de modo geral, a área impactada registrou o maior número de espécies (figura 19), com média de 37 espécies coletadas por campanha. A área natural apresentou maior variação de riqueza de espécies, apresentando o máximo em 2008 (49) e mínimo em 2000 (18), com média de 34 diferentes espécies registradas por campanha. Dentre os quinze anos amostrados, somente em 2008, 2009 e 2010 a área natural obteve valores maiores do que a área impactada. Durante o monitoramento de 2004, 2005 e 2006, foram coletadas 28, 43 e 32 espécies em ambas as áreas (figura 19). Em nove campanhas a riqueza de espécies foi maior na área impactada, sendo registradas, em 2011, 48 espécies. Os anos apresentados a seguir registraram valores de riqueza menores, seguindo em ordem decrescente: 1991 e 2001 (46), 2007 (45), 1999 e 2003 (37), 2012 (36), 2000 (34) e 1993 (31).

Os resultados dos diferentes índices de diversidade calculados para ambas as áreas do lago entre 2000 e 2012 são apresentados nas próximas figuras. Na área impactada o índice de Shannon ( $H'$ ) variou entre 2,2 (2004) e 3,0 (2001 e 2008); para área natural foram obtidos valores entre 2,0 em 2004 e 3,2 no ano seguinte (2005) (figura 20).

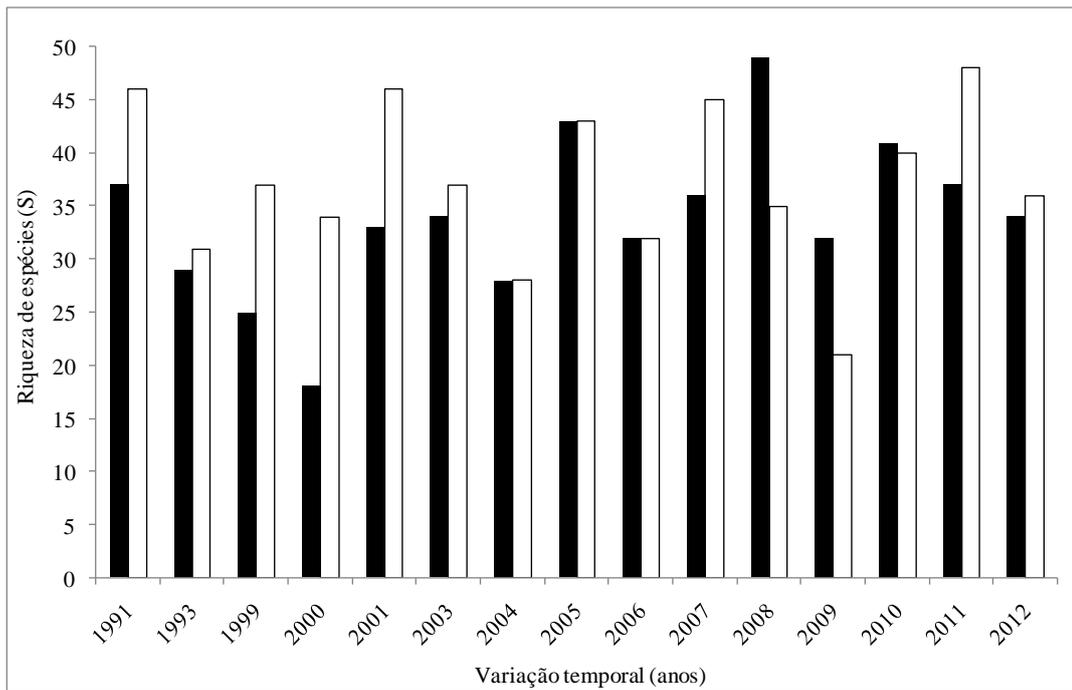


Figura 19: Representação gráfica das variações anuais da riqueza de espécies (S) da taxocenose de peixes coletada durante campanhas de monitoramento realizadas no período de enchente, entre 1991 e 2012, na área natural (colunas cinza) e impactada (colunas brancas) do lago Batata (Porto Trombetas, PA).

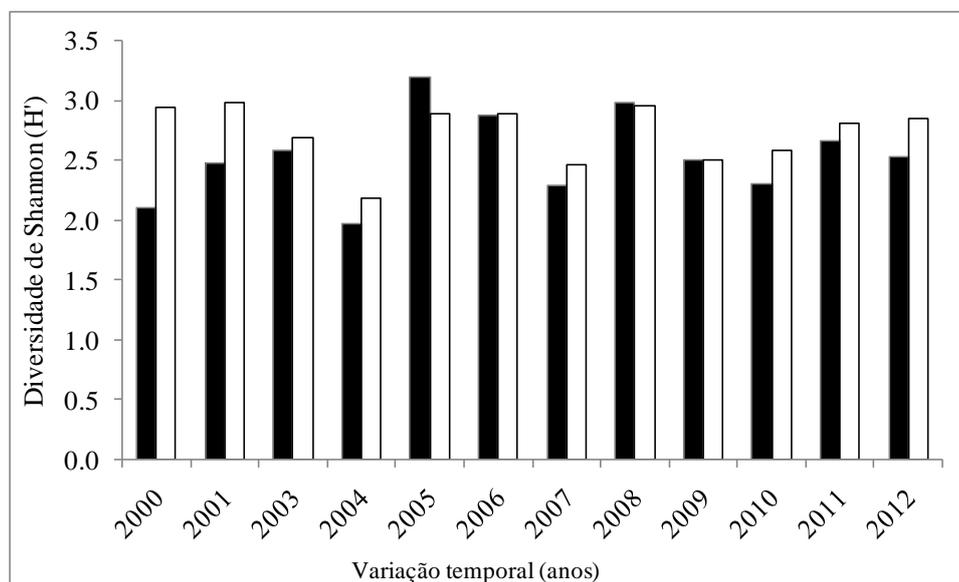


Figura 20: Variações anuais dos índices de diversidade de Shannon ( $H'$ ) da taxocenose de peixes coletadas durante campanhas de monitoramento entre 2000 e 2012, com exceção de 2002, na área natural (colunas cinza) e impactada (colunas brancas) do lago Batata (Porto Trombetas, PA).

A diversidade de Margalef para as diferentes áreas do lago Batata variou entre 3,6 (2000) e 8,2 (2008) na área natural (figura 21). A área impactada do lago apresentou menor variação com valores de diversidade entre 4,4 (2009) e 7,7 (2011) (figura 21). Do mesmo modo que os demais estimadores utilizados (índice de Shannon e riqueza de espécies), a área impactada apresentou valores mais elevados que a natural ao longo do período analisado.

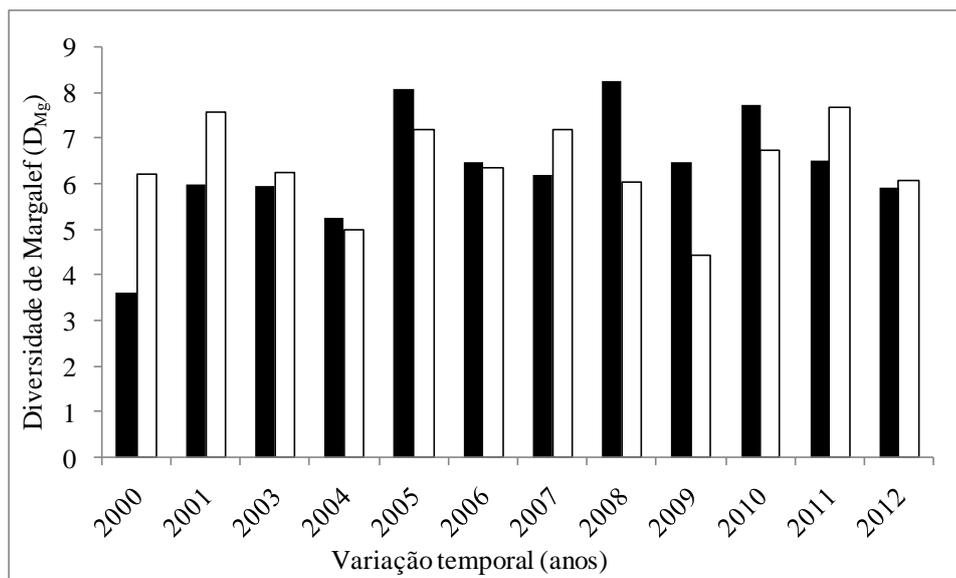


Figura 21: Variações anuais do índice de diversidade de Margalef ( $D_{Mg}$ ) da taxocenose de peixes coletadas durante campanhas de monitoramento entre 2000 e 2012, com exceção de 2002, na área natural (colunas pretas) e impactada (colunas brancas) do lago Batata (Porto Trombetas, PA).

A dominância de Berger-Parker na área natural variou entre 0,12 (2008) e 0,44 (2007), sendo este o único ano com valor acima do encontrado para área impactada. Para essa área, os valores se mantiveram entre 0,17 (2005) e 0,53 (2010). A espécie mais abundante em ambas as áreas durante todo período foi *Auchenipterichthys longimanus* (figura 22); na área natural, a segunda espécie mais abundante foi *Hemiodus immaculatus* e, na área impactada, *Triportheus albus*.

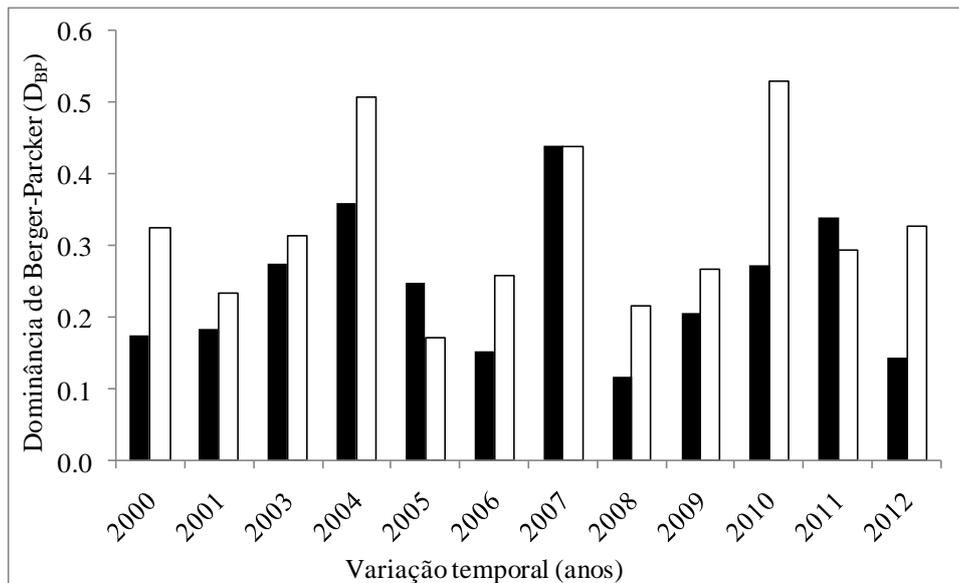


Figura 22: Variações anuais do índice de dominância de Berger-Parker ( $D_{BP}$ ) da taxocenose de peixes coletadas durante campanhas de monitoramento entre 2000 e 2012 na área natural (colunas pretas) e impactada (colunas brancas) do lago Batata (Porto Trombetas, PA).

Com relação à questão de suficiência amostral, as curvas de acumulação de espécies são apresentadas na figura 23 e indicam que a assíntota não foi atingida, mesmo após 13 anos de monitoramento (2000-2012), sendo 120 espécies registradas na área natural e 124 na área impactada. Pelo modelo Jackknife 1projeta-se que o platô será atingido quando um total de 160 e 180 espécies forem registradas nas áreas natural e impactada, respectivamente. O modelo de Mao-Tau indica exatamente o número de espécies observadas em cada área, com a assíntota sendo alcançado com 130 e 135 diferentes espécies nas áreas natural e impactada, respectivamente. Mesmo que os resultados da curva de acumulação de espécies tenham registrado valores diferentes para as áreas amostradas, a análise da riqueza total não indica a existência de diferença significativa.

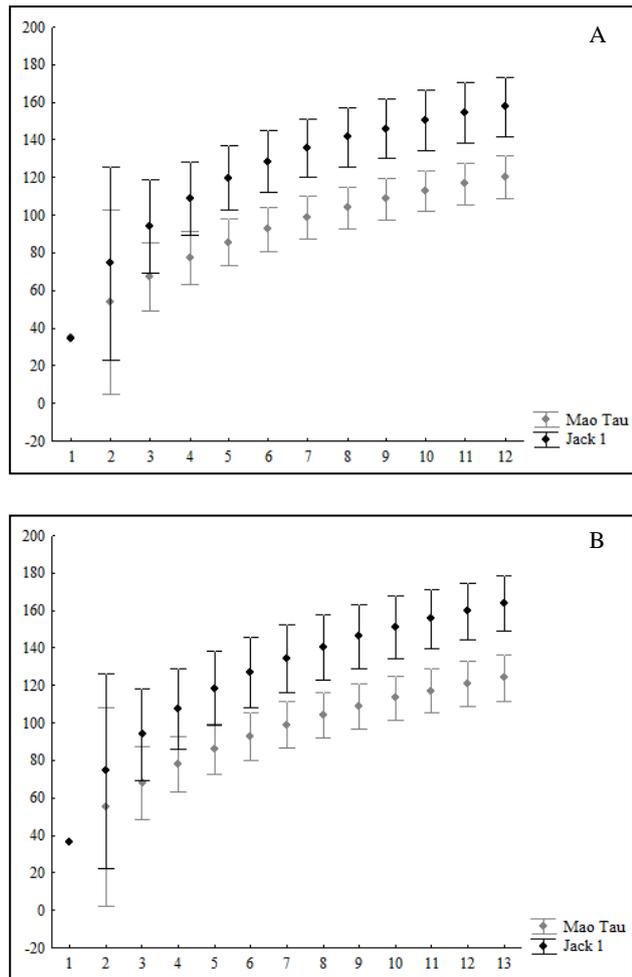


Figura 23: A) Curva de acumulação das espécies de peixes coletadas na área natural do lago Batata (PA) no período de enchente entre os anos 2000 e 2012, com exceção de 2002. B) Curva de acumulação de espécies coletadas na área impactada do lago Batata (PA) entre 2000 e 2012 no período de enchente.

O resultado da análise nMDS (*Non-metric Multidimensional Scaling*) considerando a composição de espécies e abundância das mesmas, as áreas amostradas (natural e impactada) e os anos de coleta (2000 a 2012) é apresentado na figura 24. A visualização desse gráfico foi gerada a partir dos resultados da ANOSIM (análise de variância), que indica similaridade de 40,3% entre as áreas natural e impactada ( $R = 0,2$ ;  $\text{stress} = 0,23$ ;  $p > 0,05$ ). As duas espécies que mais contribuíram para a separação entre os grupos foram *Triportheus albus* (4,13% do total da dissimilaridade) para a área impactada e *Hemiodus immaculatus* com (3,8%) para a área natural. Esse resultado sugere que 86, dentre as 120 espécies consideradas nas análises, contribuíram na dissociação das áreas amostrais (tabela

5). As espécies presentes somente na área natural foram *Cichla vazzoleri*, *Hassar* sp.1, *Agoniates anchovia* e *Trachycoristes* sp.. Por outro lado, as espécies exclusivas da área impactada foram *Pimelodus blochii*, *Ossancora eigenmanni*, *Serrasalmus elongatus*, *Hassar orestis* e *Trachelyopterichthys taeniatus*.

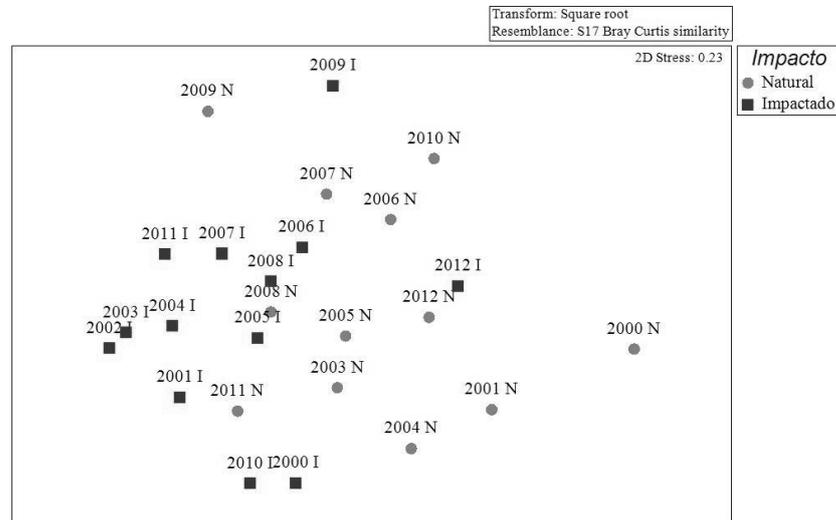


Figura 24: Análise de ordenação (nMDS) da composição da ictiofauna coletada no lago Batata (PA) durante o período de enchente entre os anos 2001 e 2012.

Devido a seu papel, as abundâncias da espécie *T. albus* (figura 25) ao longo dos anos e entre as áreas foram plotadas (figura 26). Essa espécie foi o principal colaborador para a dissimilaridade (2,5) entre áreas e anos de coleta segundo a análise nMDS, contribuindo com 4,13% da dissimilaridade total. Evidencia-se uma separação entre as áreas impactada (à esquerda do gráfico) e natural (área à direita do gráfico), sendo as maiores abundâncias da espécie registradas na área impactada. Essas abundâncias variaram entre aproximadamente 140 indivíduos capturados em 2007 e entre 50 e 20 exemplares nos demais anos de coleta e somente em 2012 não houve coleta da espécie. Os anos de 2008 e 2009 registraram abundâncias semelhantes entre ambas as áreas amostrais e em 2001, 2005 e 2006 as abundâncias foram maiores na área impactada do que na área natural. Os anos de 2000, 2003, 2004, 2010, 2011 e 2012 não registraram nenhum exemplar na área natural, contribuindo para a dissimilaridade entre as áreas de coleta.



Figura 25: Exemplar de *Triportheus albus* (Cp = 15cm) coletado no lago Batata (Porto Trombetas, PA) durante a campanha de 2009. Foto: Henrique Lazzarotto.

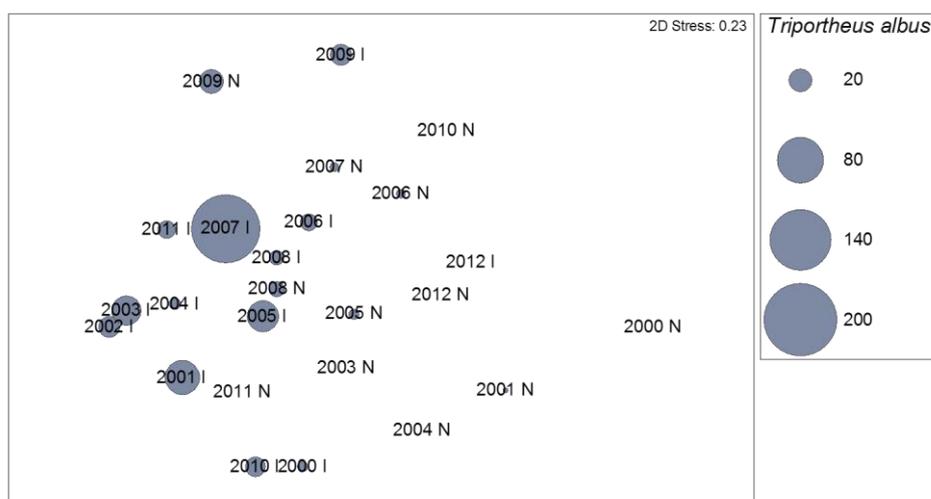


Figura 26: Número de indivíduos de *Triportheus albus* coletados nas áreas natural (N) e impactada (I) durante as campanhas de monitoramento do lago Batata (Porto Trombetas, PA), no período de enchente (março) entre os anos 2000 e 2012, com exceção de 2002.

Os resultados sugerem similaridade entre as áreas amostradas, com média de 40,3%. Demonstram também que, das 120 espécies analisadas, 29 contribuem para a similaridade entre as amostras (anos de coleta). A abundância de *Auchenipterichthys longimanus* se mostrou importante, contribuindo com 22% na área natural e 16% da similaridade na área impactada.

As análises de nMDS considerando os anos com eventos climáticos El Niño (figura 27) e La Niña (figura 28) em relação à composição e abundância das mesmas nas diferentes áreas amostrais. Foram utilizados os anos de acontecimento de eventos,

independente de sua intensidade, como utilizado para as análises hidrológicas. Não houve diferença significativa entre as taxocenoses de peixes durante os eventos ( $R = 0,1$ ;  $p = 0,2$ ). Entretanto, a separação entre áreas (natural e impactada) continuou sendo clara, e se mostrou mais relevante do que os efeitos dos fenômenos climáticos. Considerando a área impactada, os anos que se destacaram foram 2009, por apresentar a menor abundância e riqueza de espécies e 2012, registrando o oposto, maior abundância da série temporal.

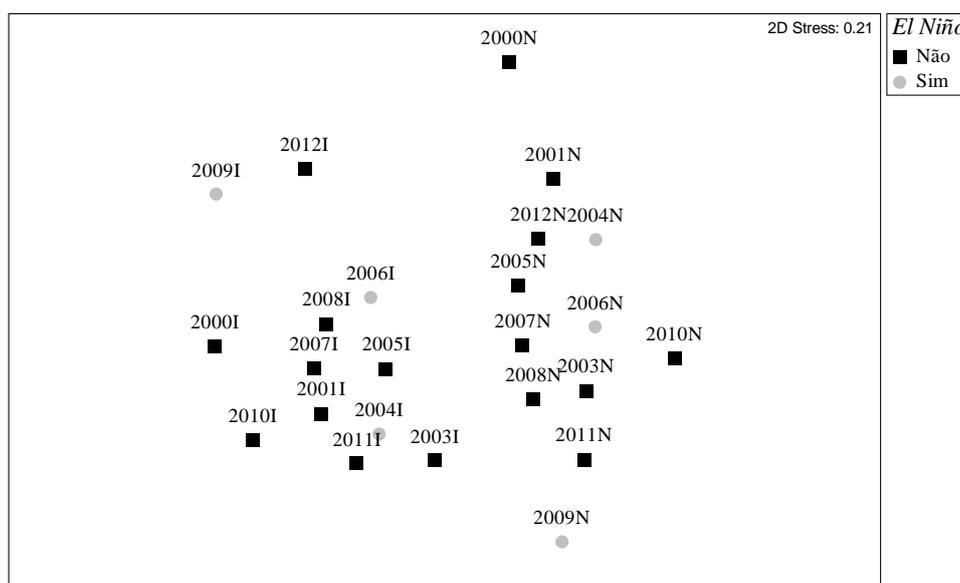


Figura 27: Análise de ordenação (nMDS) da composição da ictiofauna coletada no lago Batata (Porto Trombetas, PA) durante o período de enchente entre os anos 2000 e 2012 em relação às áreas amostrais (N – natural; I – impactada) e anos com eventos climáticos El Niño ( $R = 0,1$ ;  $p = 0,2$ ).

A análise do nMDS em relação aos anos de La Niña (figura 27) não indica diferenças significativas entre as taxocenoses de peixes registradas ( $R = 0,7$ ;  $p = 0,2$ ), mantendo a segregação entre áreas mais evidente do que entre os anos. Embora nessa análise um número maior de anos tenham sido relacionados aos eventos. Na área impactada, 2009 e 2012, se destacaram pelos mesmos motivos apresentados na nMDS anterior (figura 27). Na área natural, os anos de destaque foram 2000 quando foram registradas as mesma abundâncias em ambas as áreas e 2009 com o menor registro feito entre os anos verificados.

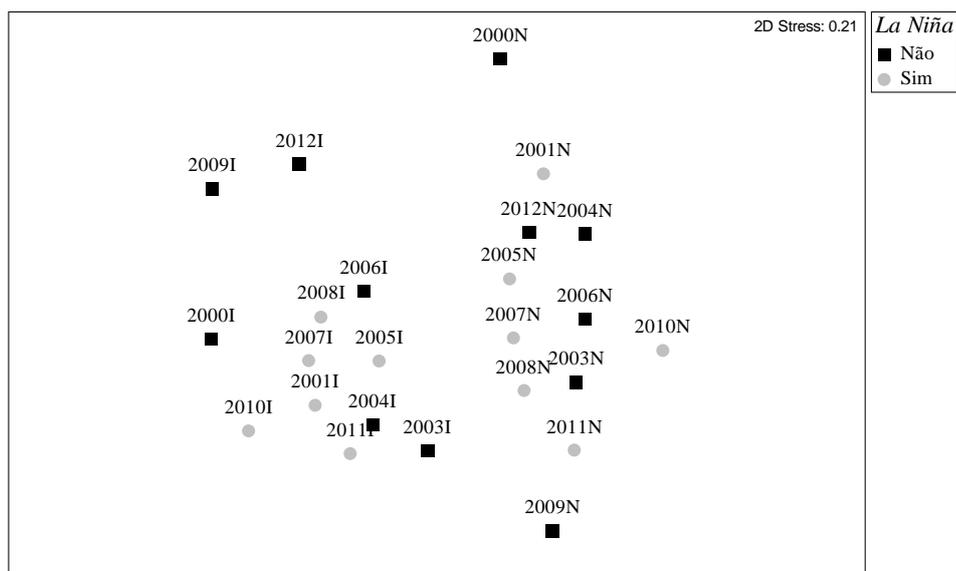


Figura 28: Análise de ordenação (nMDS) da composição da ictiofauna coletada no lago Batata (Porto Trombetas, PA) durante o período de enchente entre os anos 2000 e 2012 em relação às áreas amostrais (N – natural; I – impactada) e anos com eventos climáticos La Niña ( $R=0,1$ ;  $p= 0,2$ ).

As análises PERMANOVA apresentadas a seguir se baseiam na distribuição ao longo dos anos dos atributos de taxocenose da taxocenose de peixes do lago Batata, nos estimadores de riqueza (riqueza de espécies, diversidade de Margalef, diversidade e equabilidade de Shannon, dominância e equabilidade de Simpson) e nos atributos hidrológicos da região (amplitude do pulso de inundação, seca antes da coleta, pluviosidades máximas e mínimas, pluviosidade anual, mensal para o ano anterior e mês anterior à coleta e altura do rio). Como não houve número suficiente de anos com ocorrência de ambos os eventos, não foi possível calcular as interações entre os mesmos. As análises realizadas corroboram a hipótese nula (de que não há diferenças significativas entre as ictiocenoses), embora haja uma separação entre os conjuntos de dados.

Cabe ressaltar que os gráficos apresentados nas figuras 29 e 31 apresentam as abundâncias totais, sem diferenciar as áreas amostrais (natural e impactada), visto que as análises de nMDS apresentadas anteriormente (figuras 27 e 28) indicaram que a separação da taxocenose em áreas é mais importante do que a ocorrência ou não dos eventos. Os resultados obtidos nas PCoAs (figura 29) sugerem alta sobreposição dos centróides entre os momentos de La Niña e normais, ou anos se eventos. Foi verificado elevado valor de  $p$  (0,5) e baixo valor de variância ( $R^2 = 9\%$ ), apresentados na tabela 7.

Contudo, é possível nomear algumas espécies como indicadoras dos eventos, sendo *Curimata vittata* e *Triportheus albus* representadas nas áreas positivas do gráfico e *Micromischodus sugillatus* e *Bryconops alburnoides* representados na área negativa do gráfico (tabela 14 dos anexos). O ano de 2004 se destacou na área negativa, no lado oposto, e, com dados mais similares aos anos de La Niña, destacaram-se os anos de 2009 (onde ocorreu momento de cheia extrema do rio Trombetas e registrou a menor abundância da série), 2007 e 2012. Os anos mais similares entre si, independente dos eventos foram 2005, 2006 e 2008.

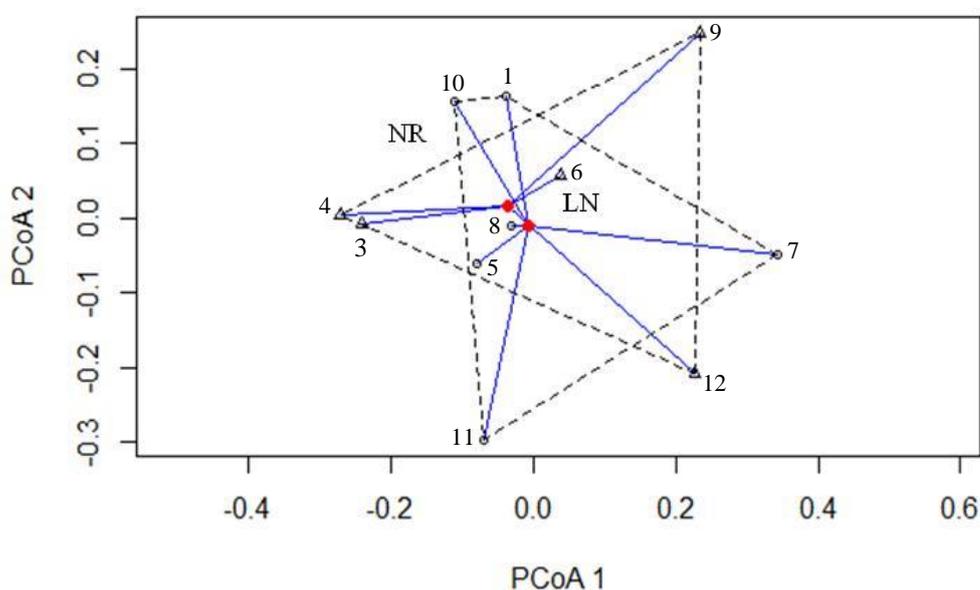


Figura 29: Análise de Coordenadas Principais (PCoA) com o número total de espécies de peixes coletadas no lago Batata (Porto Trombetas, PA) durante o período de enchente (março) entre os anos 2001 e 2012. Os pontos vermelhos indicam os centróides (LN[-0,007; -0,01] e NR[-0,04; 0,02]), os triângulos menores representam os anos normais (NR) e os círculos abertos representam os anos com ocorrência de eventos La Niña. As áreas delimitadas pelas linhas pontilhadas indicam as distâncias (calculadas pelo método de Bray-Curtis) dos centróides e as coordenadas das espécies de peixes do lago.

A diferença entre as distâncias dos centróides para cada fator (LN e NR) não se mostrou significativa e os conjuntos de espécies registradas não podem ser considerados diferentes. Os anos (ou grupo) considerados “normais” (sem a ocorrência dos eventos climáticos) registraram maior variância em relação aos anos de eventos. Esse resultado

sugere que, mesmo com a ocorrência de La Niña, a composição e abundância da taxocenose de peixes do lago não registraram mudanças significativas.

Tabela 7: Resultados da PERMANOVA para análises da influência dos anos de eventos La Niña na taxocenose de peixes do lago Batata entre os anos 2001 e 2012.

	GL	SQ	MQ	F	R <sup>2</sup>	p
La Niña	1	0,14	0,14	0,92	0,09	0,55
Resíduos	9	1,39	0,15		0,91	
Total	10	1,53			1,00	

As análises (nMDS e PERMANOVA) realizadas com as taxocenoses de peixes do lago Batata apontaram espécies indicadoras devido às abundâncias e frequência registradas ao longo do período. O bagre *A. longimanus* e a branquinha (*C. vittata*) são os mais abundantes e principais separadores entre áreas do lago. O charuto (*H. immaculatus*) e *B. alburnoides* foram apontados como indicadores dos eventos climáticos, e são mostrados na figura 30.

Da mesma forma, durante análise do fenômeno climático El Niño, não foi possível evidenciar diferenças significativas entre os anos de eventos (EN) e normais (NR) (figuras 33 e tabela 8). Os fenômenos naturais foram observados em três anos, sendo 2009 considerado de intensidade moderada e 2004 e 2006 fracos (tabela 1). Assim como na análise anterior, o ano de 2009 se destaca pela baixa captura de exemplares, baixo valor de riqueza de espécies e alto nível do rio durante o momento da coleta. Em contrapartida, esse ano foi característico de El Niño, pois após março as chuvas diminuíram e nesse ano registrou-se a seca histórica em momento posterior à coleta. As espécies sugeridas como indicadoras pelos coeficientes apresentados (tabela 21 dos anexos) são, para a área positiva, *Loricariichthys acutus* e *Auchenipterus nuchalis*. Para a área negativa do gráfico *Curimata vittata* e *Hemiodus microlepis* se apresentaram com os menores valores de coeficiente.

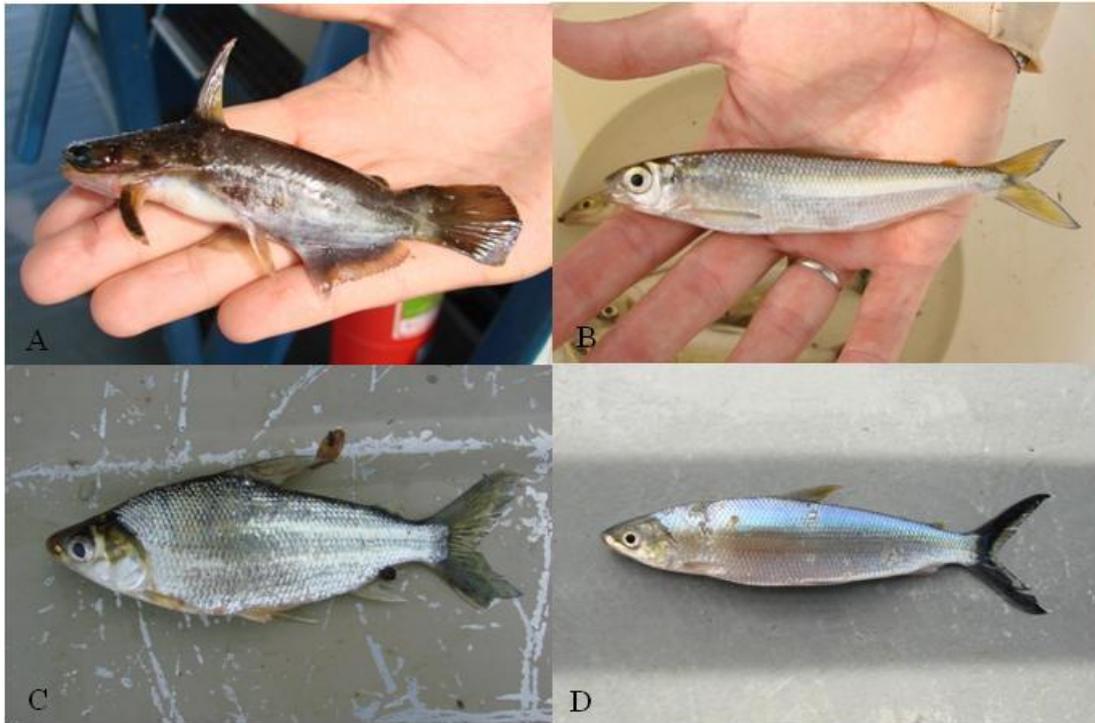


Figura 30: Espécies da ictiofauna do lago Batata (Porto Trombetas, PA) apontadas como indicadoras (da ictiocenose em áreas natural ou impactada) e fenômenos climáticos ENOS. A) *Auchenipterichthys longimanus* – rec-rec; B) *Bryconops alburnoides*; C) *Curimata vittata* – branquinha; D) *Hemiodus immaculatus* – charuto. Fotos: Henrique Lazzarotto.

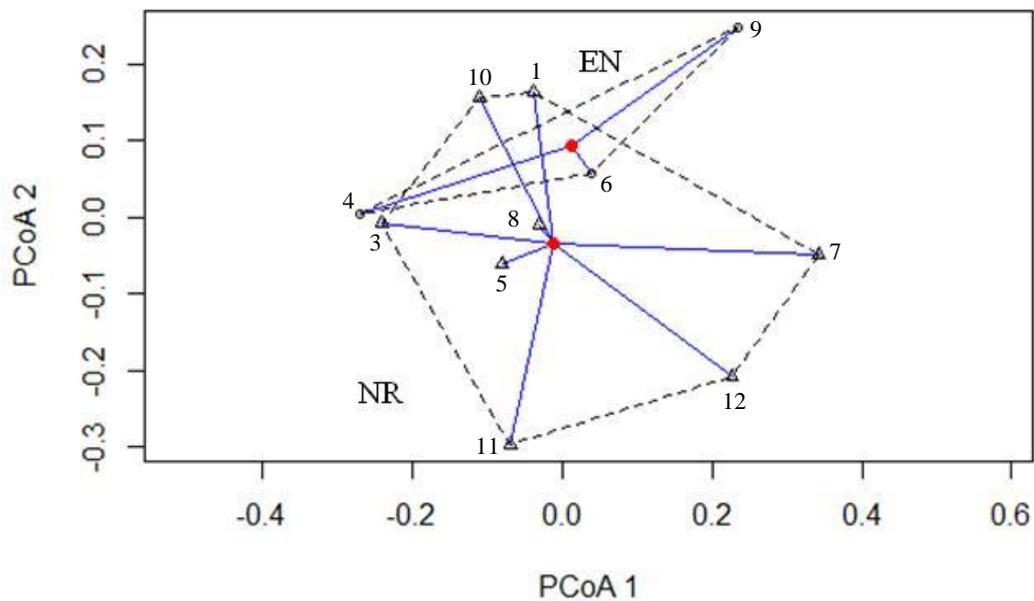


Figura 31: Análise de PCoA com o total de espécies de peixes coletadas no lago Batata (Porto Trombetas, PA) no período de enchente (março) entre os anos 2001 e 2012. Os pontos vermelhos representam os centróides [EN (0,013; 0,093); NR (-0,012; -0,033)]; os triângulos menores representam os anos normais; e os círculos abertos representam os anos com El Niño. As áreas delimitadas pelas linhas pontilhadas indicam as distâncias (calculadas pelo método de Bray-Curtis) do centróide e as coordenadas (coeficientes das espécies) das espécies da taxocenose de peixes do lago em relação a sua abundância.

Os resultados apresentados até o momento sugerem que não há diferenças significativas na composição e abundância das taxocenoses de peixes, estimadores de riqueza e atributos hidrológicos verificados no lago Batata durante anos com ocorrência ou não de eventos El Niño (figuras 31 e 32). De fato, os valores de  $p$  (0,47) e de  $R^2$  (9%) entre fonte (El Niño) e resíduos corroboram tal resultado, indicando que as diferenças dentro dos grupos (resíduos) é maior do que as diferenças entre os grupos (fontes, no caso fenômenos El Niño) (tabela 8).

Tabela 8: Resultados da PERMANOVA para análises da influência dos anos de eventos El Niño na taxocenose de peixes do lago Batata entre os anos 2001 e 2012. G =; SQ =; MQ =; F = teste F; R<sup>2</sup> = correlação; p = valor de significância.

	GL	SQ	MQ	F	R <sup>2</sup>	p
El Niño	1	0,15	0,15	0,99	0,09	0,47
Resíduos	9	1,38	0,15		0,90	
Total	10	1,53			1,00	

Os resultados apresentados nas análises de PCoA para as áreas (natural e impactada) e eventos climáticos analisados separadamente (figura 33) mantiveram os resultados das análises para o lago todo, não apresentando diferenças significativas entre as taxocenoses de peixes durante momentos de ocorrência dos fenômenos ENOS (tabelas 22 e 23 dos anexos). As variâncias encontradas pelas PERMANOVAS se mantiveram baixas com valores entre 7% (La Niña na área natural – tabela 22 dos anexos) e 14% (El Niño na área impactada – tabela 23 dos anexos). As figuras apresentadas a seguir indicam maior sobreposição das taxocenoses durante ocorrência de eventos La Niña (figura 32) e maior separação durante eventos El Niño (figura 32). O padrão de distribuição dos componentes das análises (abundância e composição de espécies, estimadores de diversidade e atributos hidrológicos) parece ser diferente em cada compartimento do lago Batata. Na área natural, os centróides não se distanciam da origem (coordenadas 0,0) durante os momentos de La Niña ou El Niño, embora neste segundo momento a intercessão pareça menor, quando comparada ao momento oposto (La Niña). Os anos que se destacam são (em sentido horário) 2009, 2007, 2012, 2004 e 2003. Em se tratando da área impactada, o evento El Niño apresenta separação mais evidente durante sua ocorrência. Embora a dispersão dos dados avaliados (atributos hidrológicos, da estrutura da taxocenose e dos eventos climáticos) seja reduzida quando comparada aos momentos de La Niña, a separação dos centróides e dos conjuntos de dados é mais evidente. Nessa área (impactada) é possível observar uma separação entre momentos de La Niña (negativa no eixo 1 e positiva no eixo 2) e momentos de El Niño (positivos no eixo 1 e negativos no eixo 2 da PCoA). Os anos em destaque são, em sentido horário, 2012, 2006, 2009, 2004 e 2003 (figura 32). Ressalta-se que em nenhuma das análises os valores de p para significância da diferença foram menores do

que 0,05, indicando que não há diferenças significativas entre as taxocenoses de peixes do lago Batata tanto na área natural quanto na impactada (tabelas 22 e 23 dos anexos).

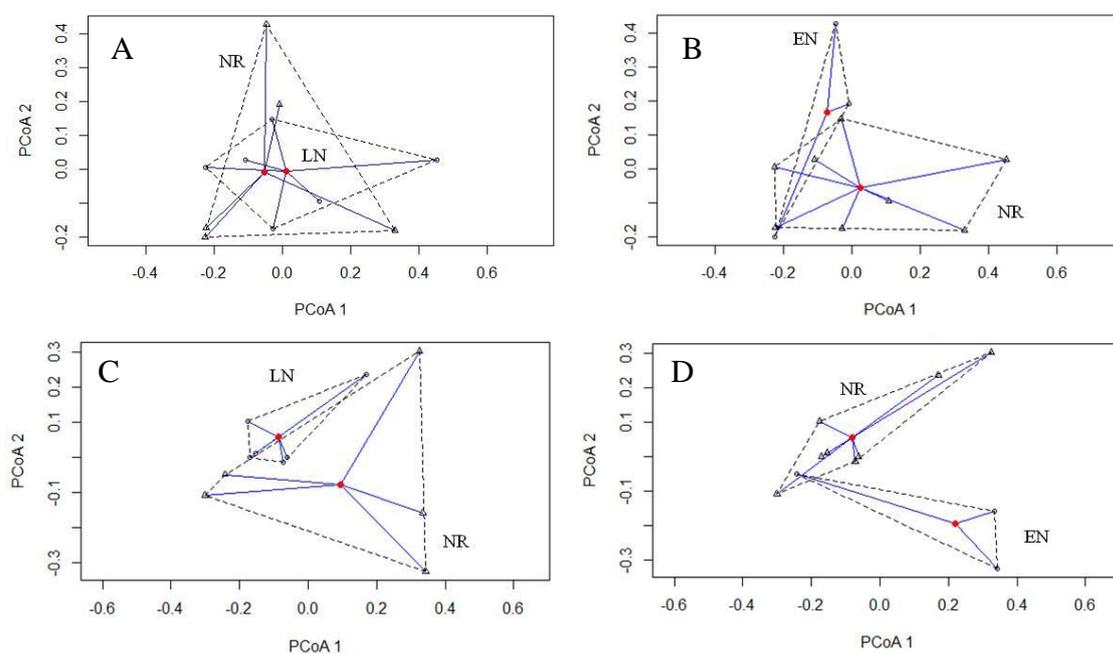


Figura 32: PCoAs (Análises de Coordenadas Principais) feitas a partir dos atributos hidrológicos, estimadores de diversidade, abundância e composição de espécies das ictiocenoses das áreas natural e impactada com dados coletados entre 2001 e 2012, durante período de enchente no lago Batata (Porto Trombetas, PA). LN, refere-se à análises onde La Niña é a fonte de alteração; EN quando a fonte são eventos El Niño e NR em anos “normais” ou sem eventos. Os pontos vermelhos indicam os centróides (pontos onde todas as espécies possuem a mesma importância), os conjuntos marcados com círculos abertos indicam os anos de eventos e os triângulos abertos indicam anos normais. A) fator La Niña na área natural; B) fator El Niño na área natural; C) fator La Niña na área impactada e D) fator El Niño na área impactada.

Visando verificar quais dos atributos hidrológicos influenciaram os atributos da ictiocenose do lago Batata, modelos lineares generalizados (GLMs) foram calculados. Os resultados apresentados nas tabelas 9 (La Niña) e 10 (El Niño), tanto para a área total do lago quanto para os compartimentos natural e impactado, indicaram que a amplitude do pulso de inundação e a pluviosidade são os fatores mais relevantes dentre todos os atributos verificados. Durante os momentos de La Niña, a amplitude se relacionou significativamente com a área total e impactada do lago Batata, com valores significativos em relação à riqueza de espécies e equabilidade (Shannon) e, na área impactada, influenciou também a diversidade de Margalef. Esse estimador ( $D_{Mg}$ )

também foi influenciado pela chuva no mês de coleta; para a diversidade ( $H'$ ) e equabilidade de Shannon ( $e$ ) e equabilidade de Simpson, as chuvas do mês anterior à coleta se mostraram significativamente relevantes (tabela 9). Considerando a área natural, o acumulado de chuvas do ano da coleta influenciaram as equabilidades ( $H'$  e  $J$ ) e a dominância de Simpson, mesmo apresentando valores “periféricamente” significativos (0,08). Nessa área as chuvas mínimas anuais também se mostraram significativamente relevantes para ambas as equabilidades.

No que se refere aos momentos de El Niño, a tabela 10 aponta para os mesmos atributos hidrológicos, sendo acrescido da chuva do ano anterior, influenciando significativamente os atributos da taxocenose de peixes. Durante esses eventos, os valores de  $p$  foram marginalmente significativos para a amplitude do pulso em relação à diversidade e equabilidade de Shannon (0,06). A pluviosidade do mês se relacionou com a diversidade de Margalef (0,06) e as chuvas do mês anterior influenciaram significativamente a diversidade ( $H'$ ) e equabilidade de Shannon (0,05) e a equabilidade de Simpson (0,03). As chuvas dos anos anteriores às coletas estiveram relacionadas à riqueza de espécies (0,08), mesmo que marginalmente. Para a área impactada do lago, somente a amplitude se apresentou significativa em relação à riqueza (0,01), equabilidade de Shannon (0,06), diversidade de Margalef (0,02) e Dominância (0,01). Para a área natural, as chuvas do ano e chuva mínima foram significativas para  $H'$  (0,03 e 0,02, respectivamente) e equabilidade (0,08 e 0,06, respectivamente). A dominância de Simpson (0,08) foi influenciada somente pela chuva do ano (tabela 10).

TABELAS 9 E 10

## 5. DISCUSSÃO

A hipótese inicial deste estudo, preconizando diferenças na estrutura da ictiocenose entre anos com e sem eventos climáticos ENOS, foi refutada, pois não foram encontradas diferenças significativas entre os atributos hidrológicos dentre os diferentes grupos de anos, mesmo com a realização de diferentes análises estatísticas.

Este estudo foi realizado em três etapas visando responder à questão inicial sobre os efeitos dos eventos climáticos sobre a taxocenose de peixes do lago Batata. A primeira etapa focou na definição dos atributos hidrológicos do trecho médio-inferior do rio Trombetas, visando principalmente, estabelecer seu nível de transbordamento. Posteriormente, definir o comportamento do pulso de inundação local (efeito regional) durante os anos em que os fenômenos climáticos ENOS (efeito global) foram registrados. Um dos resultados mais interessantes foi a construção da curva climatológica para a pluviosidade e fluviometria, estabelecendo, assim, os momentos que podem ser considerados extremos de cheia ou seca local. Embora o comportamento do pulso de inundação não seja o mesmo previsto pelo padrão climatológico, os anos normais e durante a ocorrência de fenômenos não apresentaram diferenças em relação à intensidade do pulso, níveis máximos e mínimos, pluviosidade mensal e anual. De modo análogo ao esperado, os registros feitos durante os anos de fenômenos ENOS não apresentaram valores extremos, mesmo os eventos considerados fortes. Dentre os 17 atributos hidrológicos calculados, sete (amplitude do pulso de inundação e variações pluviométricas mensais, anuais e com atraso) influenciaram significativamente parâmetros da taxocenose de peixes. Um exemplo deste comportamento análogo foi o ano de 2006, com registros de pluviosidade histórica máxima, embora fosse ano de evento El Niño, mesmo que fraco. Esse ano foi precedido e sucedido por anos de La Niña fraca e moderada, sugerindo um efeito cumulativo dos eventos. O mesmo pode ser observado no ano de 2009, posterior a 2008 (La Niña fraca) e antecessor de 2010 (La Niña forte), onde as menores abundâncias e elevado nível do rio Trombetas durante a coleta foram registrados.

A segunda etapa se constituiu na descrição da estrutura da taxocenose de peixes ao longo dos anos e em dois ambientes distintos (natural e impactado) e foram utilizados como descritores a composição e estimadores de diversidade e equabilidade. Não foram observadas diferenças notáveis entre os diferentes anos, nem entre as áreas

natural e impactada, embora os maiores valores de todos os atributos tenham sido registrados para a área impactada e a maior variação para a área natural.

A terceira etapa foi verificar se os fenômenos globais alteravam a estrutura da ictiocenose do lago Batata levando em consideração os diferentes compartimentos do lago (áreas natural e impactada) e a área total. Esses resultados foram sumarizados pelas análises de coordenadas principais (PCoAs), utilizando os registros da última década, incluindo os atributos bióticos e abióticos. Mesmo que o comportamento do pulso de inundação tenha sido diferente entre os grupos de anos com e sem eventos, a ictiocenose não se alterou de modo significativo, sugerindo que outras variáveis bióticas e abióticas possam maior influência sobre os peixes.

O *software* PULSO, desenvolvido por Neiff e Neiff (2003) mostrou-se de fácil manuseio e gerou dados hidrológicos aplicáveis às análises de variação da estrutura da taxocenose de peixes do lago Batata. As curvas hidrológicas geradas entre 1970 e 2013 para a régua do rio Trombetas são aplicáveis a qualquer comunidade biótica do lago Batata ou do próprio rio e representam uma contribuição para estudos futuros.

Correlações entre os eventos ENOS e os níveis do rio Trombetas (máximo e mínimo) apresentaram valores muito baixos, não sendo significativas. Entretanto, apesar dessa fraca correlação, os resultados apresentados indicaram que os eventos climáticos influenciam a hidrologia local e, possivelmente, utilizando uma série temporal mais ampla, as variáveis hidrológicas apontem de modo mais evidente a ação dos fenômenos ENOS. Ao longo da série temporal verificada para as análises hidrológicas, somente três eventos El Niño considerados fortes pela NOAA (2014) ocorreram. Considerando os eventos La Niña, mesmo com um maior número de eventos fortes registrados (cinco), não foi possível verificar relações diretas e significativas com as variações dos níveis fluviométricos e de pluviosidade local. No entanto, observou-se que, no rio Trombetas, nos anos de La Niña as chuvas foram mais intensas, começaram mais cedo (fevereiro/março) e terminaram mais tarde (abril/maio/junho), ampliando o período do pulso de inundação, o momento de enchente/cheia e a conectividade. O oposto foi observado para momentos de El Niño, quando houve uma redução nos valores de chuvas acumuladas, o pico do período de cheia foi atrasado em quase um mês e a amplitude dos pulsos de inundação foi reduzida. Correlações (positivas e/ou negativas) entre os dados pluviométricos e os índices de ENOS foram observadas para diversas regiões amazônicas (Grimm *et al.*, 1998; Foley *et al.*, 2002; Schongart e Junk, 2007; Stassen *et al.*, 2010). Por exemplo, Schongart e Junk (2007) registraram vazões

no porto de Manaus significativamente mais baixas do rio Amazonas em função de precipitação anormalmente baixa causada pelo El Niño entre os anos 1903 e 1999. Ao contrário dos resultados obtidos por Borma e Nobre (2013), no qual as secas na região amazônica se tornaram mais intensas durante esses últimos 10 anos, verificamos um aumento na ocorrência de eventos La Niña, níveis fluviométricos mais elevados e maior duração (amplitude) dos momentos de enchente/cheia no trecho médio-inferior do rio Trombetas para o mesmo período. Tal fato pode ser decorrente da posição geográfica do trecho médio-inferior do rio Trombetas, que segundo Grimm *et al.* (1998 a; 1998 b), encontra-se na Amazônia Central onde não há influência direta dos Andes ou das correntes de ar do oceano Atlântico. Essa região não apresenta eventos El Niño tão intensos quanto os eventos observados próximo ao porto de Manaus, por exemplo (Marengo, 2010).

O presente estudo registrou 192 espécies de peixes para o lago Batata. Um dos primeiros e mais abrangentes estudos realizados no rio Trombetas foi o de Ferreira (1993) que descreveu a ictiofauna acima e abaixo de Cachoeira Porteira (acidente geográfico que separa as porções da bacia que ocorrem em terreno cristalino, a montante, e sedimentar, a jusante), registrando, no total, 342 espécies. No trecho que o autor denominou “região de Oriximiná” e que inclui a área a jusante da Cachoeira Porteira até Oriximiná, incluindo igapós, igarapés e outros lagos, além do próprio lago Batata, 130 espécies foram identificadas. Em estudos posteriores, o total coletado para o lago Batata como um todo (área natural e impactada nas quatro fases do pulso de inundação) foi de 117 espécies por Halboth (1995) e de 122 espécies por Lin (2003). Esses valores não são muito distantes do registrado por Ferreira (1993), que utilizou um esforço mais intenso e uma área de amostragem mais abrangente e diversificada. A lista atual para o período de enchente já ultrapassa o observado por Ferreira (1993), mas espécies como o tambaqui (*Colossoma macropomum*) e o pirarucu (*Arapaima gigas*), jamais foram capturadas no lago durante as campanhas de monitoramento. Entrevistas recentes com ribeirinhos confirmam que nenhum pirarucu foi capturado ou visto no lago nos últimos vinte anos, e esses atribuem o fato à pesca predatória da qual essa espécie é alvo (Érica Caramaschi com. pes.). De qualquer forma, com os resultados obtidos neste trabalho com as curvas de acumulação de espécies, podemos enfatizar a importância de manter a amostragem do lago Batata com a finalidade de completar o inventário da ictiofauna do mesmo. A continuidade da pesquisa, mantendo a

metodologia padronizada, permitirá também a elaboração de hipóteses a partir de uma base de dados históricos, cuja ausência é considerada um dos fatores mais problemáticos para a realização de trabalhos de longa duração, uma vez que as metodologias tendem a variar conforme a necessidade (pergunta) de cada pesquisador (Müller *et al.*, 2010).

Dentre as ordens capturadas, Characiformes e Siluriformes juntas compreenderam 76% das espécies registradas. Esse valor corrobora a constatação de Lowe-McConnell (1999) sobre a predominância dessas ordens na região Amazônica, confirmada por estudos realizados em diferentes localidades na bacia (e.g. Ferreira *et al.*, 1988; Santos, 1991; Ferreira, 1993; Saint-Paul *et al.*, 2000; Ferreira, Santos e Zuanon, 2006). Dentre os objetivos deste trabalho estava a atualização dos dados relativos à composição de espécies e uma dificuldade encontrada foi que, embora material testemunho do lago Batata tenha sido enviado a várias instituições ao longo dos anos de monitoramento e desenvolvimento de dissertações, verificamos que poucas informações foram acrescentadas à base de dados de coleções ictiológicas nacionais (SIBIP/NEODAT III).

Um banco de dados atualizado é uma ferramenta necessária e fundamental para validar dados oriundos de monitoramentos. Descritores como composição e riqueza de espécies dependem de ferramentas como essas. Para o lago Batata, foi realizada, neste estudo, uma atualização de nomes específicos, com a conferência do status das espécies em sites especializados, mas os exemplares de doradídeos e serrasalmídeos, por exemplo, devem ser reavaliados à luz de revisões e artigos recentes (e.g. Birindelli, Fayal e Wosiacki, 2011; Andrade, Giarizzo e Jegu, 2013; Pérez e Birindelli, 2013) e atualizações continuadas devem ser mantidas para estudos futuros.

Ao agrupar as informações de constância e frequência das espécies, sugerimos que a elevada riqueza esteja relacionada ao número de habitats utilizados pelos peixes no lago Batata. Os habitats disponíveis são: o igapó, as margens de terra firme, as imediações de *Oryza glumaepatula*, a região limnética do lago (espécies pelágicas) e o substrato litorâneo (espécies bentônicas). Esse cenário indica que as condições ambientais do lago Batata são favoráveis à diversidade da comunidade de peixes e explica, parcialmente, a alta riqueza verificada. A conexão com o rio Trombetas, por outro lado, facilita os movimentos laterais das espécies fluviais, que adentram o lago e são acidentais na taxocenose. A importância desses movimentos laterais foi enfatizada

por Goulding (1980), Cox-Fernandes (1997), Lowe-McConnell (1999) e Santos e Ferreira (1999), que sugerem que movimentos migratórios dos peixes e a conexão permanente com o canal principal dos rios são fatores que elevam a riqueza e diversidade de espécies em toda a região amazônica, através desses movimentos de dispersão da ictiofauna.

Como a maior parte dos dados deste estudo se refere a peixes capturados na enchente, não se pode avaliar a frequência temporal (ao longo do ciclo) das espécies no período, mas a literatura (Agostinho, Gomes e Pelicice, 2007; Fernandes *et al.*, 2009; Stassen *et al.*, 2010) indica que várias das espécies mais representativas em nossas análises são migratórias (e.g. hemiodontídeos, triporteíneos e mileíneos). O período de enchente é presumivelmente atrativo para os peixes porque representa a disponibilidade de novos recursos, com a subida das águas do lago.

Índices de diversidade viabilizam comparações entre diferentes estudos, áreas e períodos (Magurran, 2004). Considerando o lago Batata entre 1990 e 1991 Halboth (1995) registrou valores limite de  $H'$  de 2,5 (área assoreada na enchente) a 5,3 (área natural na seca), mas não foi constatada diferença significativa entre os períodos e áreas amostrados. Para o mesmo lago, em um estudo realizado quase uma década depois (Lin e Caramaschi, 2005) os valores de  $H'$  registrados nas áreas impactada e natural durante o período de enchente foram 3,4 e 3,3, respectivamente, sem diferença significativa. Ao contrário do apresentado por Lin (2003) e Lin e Caramaschi (2005), quando analisamos os estimadores de diversidade (índice de diversidade de Shannon e Margalef e dominância de Berger-Parker), a área impactada se mostrou mais favorável à captura de peixes durante a maior parte das amostragens realizadas. Em relação à abundância relativa [CPUE(n)] e biomassa [CPUE(g)], os resultados desta pesquisa são similares aos apresentados pelos autores anteriores, visto que as abundâncias relativas [CPUE(n)] mais elevadas foram registradas para a área impactada durante o período de enchente.

Fatores como profundidade (Thomaz, Bini e Bozelli, 2007; Dembkowski e Miranda, 2014), turbidez (Thomaz, Bini e Bozelli, 2007), presença de bancos de arroz-bravo (*Oryza glumaepatula*) (Caliman *et al.*, 2006) influenciam a distribuição dos organismos. Sugerimos, através dos dados de variação da abundância e biomassa, que esses fatores afetam a abundância e a capturabilidade dos peixes nas áreas impactada e natural do lago Batata. Nesta última, a maior profundidade e homogeneidade ambiental parecem manter as capturas em níveis mais baixos.

Quando as ictiocenoses foram analisadas em relação à presença ou ausência dos eventos climáticos, tanto a análise de ordenação nMDS como a PERMANOVA não corroboraram a hipótese de que haveria modificações na taxocenose frente aos fenômenos ENOS. No entanto, os resultados obtidos por Stassen *et al.* (2010) em relação à variação na captura do curimatã (*Prochilodus lineatus*) são explicados pelas mudanças no regime hidrológico ocasionadas pelos eventos ENOS. A diminuição das chuvas durante períodos de ocorrência de fenômenos El Niño acarretam uma menor conectividade entre a várzea e o rio Pilcomayo e reduzem a área de inundação, levando à diminuição no recrutamento dos indivíduos dessa espécie e consequente redução nas capturas da mesma. Os autores registraram forte relação entre a descarga do rio e as capturas de curimatãs entre 1990 e 95, período de ocorrência de El Niño.

A riqueza de espécies, a CPUE total e a de peixes migradores de longa distância foram relacionadas positivamente à duração das cheias (amplitude) e conectividade do alto rio Paraná em estudo de Fernandes *et al.* (2009). Nesse estudo, as variações constatadas no ciclo hidrológico anual e seus reflexos sobre a estrutura das assembléias de peixes do alto rio Paraná, rio Ivinheima e Baía pareceram decorrer do efeito combinado de eventos naturais (El Niño – ENSO) e artificiais (controle da vazão pelas barragens). Essa pesquisa indicou diferentes atributos hidrológicos como principais responsáveis pelas variações nos atributos da assembléia de peixes registrada nesses rios. De acordo com os autores, a duração do pulso de inundação e a conectividade do alto rio Paraná e rio Baía se relacionaram positivamente com a riqueza de espécies e o índice de diversidade utilizado, no caso desse estudo, o índice de Simpson. Diferentemente do rio Trombetas, no rio Paraná, os eventos climáticos afetaram de forma mais intensa o pulso de inundação. No entanto, somente os eventos El Niño considerados fortes resultaram em mudanças na riqueza de espécies e abundância assembléias de peixes.

Ao considerar os fenômenos La Niña, durante os quais ocorrem os eventos de cheias extremas na região Amazônica, efeitos positivos na abundância e riqueza de espécies foram observados com base nos resultados da PCoA, mesmo que não sejam significativos (resultado da PERMANOVA).

As espécies *Triportheus albus*, *Hemiodus immaculatus*, *Curimata vittata* e *Auchenipterichthys longimanus* foram apontadas, tanto pela análise NMDS, como pela PCoA, como espécies indicadoras das áreas ou do lago como um todo. *Triportheus albus* (“sardinha”) ocorreu em elevada abundância e frequência na área impactada, não

sendo relevante na área natural. *T. albus* é espécie de hábito diurno, migradora, desova total e fecundação externa; em rios de água preta forma cardumes na vazante que se deslocam em direção às águas turvas dos rios de água branca para desovar (Soares *et al.*, 2004). Não há dados sobre o comportamento da espécie em água clara, mas no lago Batata, claramente juvenis e adultos adentram a área assoreada para se alimentar. O elevado consumo de insetos na enchente por indivíduos de *T. angulatus* é atribuído, por Yamamoto, Souza e Freitas (2004) à alta disponibilidade de insetos, especialmente formigas, devido à grande quantidade de colônias espalhadas nos galhos, folhas e troncos caídos das árvores, tornando-se assim presas fáceis para peixes de hábito pelágico.

Talvez o igapó incipiente e mais sujeito à ação do vento da área assoreada ofereça melhor acesso a insetos que o denso igapó da área natural do lago Batata e seja por isso preferido pela sardinha. *Hemiodus immaculatus* foi apontada como espécie indicadora da área natural, por sua maior abundância e frequência nessa área. Sua presença na área impactada foi esporádica e de baixa representatividade numérica, ao contrário de outros hemiodontídeos (*H. unimaculatus* e *H. microlepis*). *H. immaculatus* habita águas claras e rasas da zona de igapó natural e foi a espécie que apresentou maior riqueza de itens alimentares no estômago no estudo de Pinto, Lin e Caramaschi (2005). Na enchente, os itens com maior importância alimentar para *H. immaculatus* foram ovos de invertebrados, material vegetal, conchostraca, matéria orgânica, sedimento e algas. O volume de sedimento foi menor nesta espécie que nos e mais hemiodontídeos e Pinto, Lin e Caramaschi (2005) sugeriram que a maior seletividade na ingestão dos itens explicaria menor afinidade com a área impactada. *Auchenipterichthys longimanus* e *Curimata vittata* foram ambas as mais abundantes e frequentes nas duas áreas. Halboth (1995) e Lin (2003) verificaram sua presença e abundância durante todas as fases do ciclo.

A alimentação e reprodução de *A. longimanus* no lago Batata foi alvo de estudos de Mannheimer (1998). Os padrões alimentares são ditados principalmente pela variação sazonal e não pela presença do rejeito. Segundo Mannheimer e Caramaschi (2007), a espécie é generalista e oportunista e leva vantagem sobre as outras espécies na área impactada devido a algumas características: a) o fato de ser generalista permitiu que a ausência de determinados itens não prejudicasse sua alimentação; b) por possuir hábito noturno, não necessita da visão para capturar o alimento; c) o fato de obter seu alimento na coluna d' água a tornou mais independente de itens autóctones. A.

*longimanus* parece desempenhar um papel importante no lago Batata, colonizando a área degradada do lago e auxiliando na sua recuperação através da dispersão de sementes (Mannheimer *et al.*, 2003). Quanto a *Curimata vittata* (“branquinha”) é bentopelágica, habita as margens de lagos e rios de águas brancas, claras, pretas e mistas (Soares *et al.*, 2007); é iliófaga e ingere algas, perifíton e detritos (Soares *et al.*, 2007). Espécie de hábito diurno, desova total e fecundação externa, no lago Batata, na enchente, todos os indivíduos apresentam gônadas maduras e próximas da desova (Erica Caramaschi, obs. pessoal).

Em relação às pesquisas realizadas com a estrutura das taxocenoses de peixes e a verificação à luz das análises de PERMANOVA, poucos resultados foram obtidos. As taxocenoses do lago Batata, embora tenham apresentado separação em relação à ocorrência ou não de eventos, não se mostraram significativamente diferentes quanto à composição, abundância, estimadores de diversidade e atributos hidrológicos. Comparando os eventos, percebe-se que os eventos El Niño apresentam diferenças não significativas, entretanto, pouco mais evidentes, sobretudo na área impactada, indicando ser, provavelmente, esse o evento mais influente do que os extremos de cheia. Uma possível explicação para essa não diferenciação entre as ictiocenoses é a baixa frequência com que os eventos fortes ocorreram. Por exemplo, durante as duas últimas décadas, somente um evento forte (2010) ocorreu. Regionalmente, ocorreram efeitos contraditórios, como o ano de 2006 (El Niño fraco) em que, surpreendentemente, foi registrada a pluviosidade histórica observada. Um fator que pode ser lembrado para explicar a ausência de correlação observada entre os peixes e os fenômenos climáticos é que as amostras foram realizadas apenas durante a enchente, não permitindo, portanto, avaliar o efeito local da amplitude do pulso de inundação. Recomenda-se a inclusão de coletas durante a vazante, pois as cheias levam a uma homogeneização das taxocenoses locais e subsequente diferenciação durante os períodos de vazante e seca, inclusive no lago Batata (Bozelli, 1992; Thomaz, Bini e Bozelli, 2007).

Os atributos hidrológicos como, por exemplo, extremos de pluviosidade e fluviometria mínimas e máximas, no trecho médio-inferior do rio Trombetas não foram verificados. Entretanto, mudanças no comportamento do pulso de inundação foram detectadas e atrasos nos momentos de cheia ou seca podem ser indicados como os principais resultados encontrados.

As análises comparando os eventos climáticos e a taxocenose de peixes (NMDS e PERMANOVA) sugerem que a divisão entre áreas natural e impactada é mais relevante para a estrutura da ictiofauna do que os anos de ocorrência ou não dos eventos.

Embora o efeito do lançamento de rejeito de bauxita tenha sido deletério para diferentes táxons (e.g. Bozelli, 1997; Reis, 1997; Bozelli, Esteves e Rolland, 2000; Enrich-Prast e Esteves, 2002; Leal e Esteves, 2003), parece haver uma preferência dos peixes pelas áreas afetadas. A turbidez é um importante filtro ambiental para as taxocenoses aquáticas e vêm apresentando valores gradativamente menores no decorrer do monitoramento do lago Batata (Bozelli e Esteves, 2000), embora possam se elevar subitamente em períodos de águas baixas e ventos (Carneiro, Bozzelli e Esteves, 2003). Esses autores verificaram que espécies zooplancônicas abundantes ocorriam igualmente nas áreas impactadas e natural, apesar da turbidez claramente reduzir a quantidade das algas fitoplanctônicas que lhes serviriam de alimento. Os autores sugerem que, ao material em suspensão (flocos de rejeito), estariam aderidas bactérias que passaram a ser ingeridas pelos cladóceros. Para os peixes, por outro lado, a turbidez poderia diminuir a acuidade de espécies visualmente orientadas (Rodriguez e Lewis Jr., 1997), reduzindo sua presença na comunidade e, conseqüentemente, alterando a estrutura da taxocenose.

No lago Batata, a guilda de piscívoros se manteve entre as mais representativas da taxocenose ao longo do período de monitoramento (Caramaschi, Reis e Cabral, 2009; 2010; Caramaschi e Cabral 2011; 2012), sugerindo tolerância à turbidez da área impactada.

As análises GLMs apresentam as conexões entre os atributos da comunidade e hidrológicos. Além dos atributos calculados pelo programa PULSO os acumulados pluviométricos anual, mensal, e os picos de pluviosidade foram acrescentados às análises. Assim como na pesquisa de Fernandes *et al.* (2009), observou-se que a amplitude do pulso de inundação, ou duração do pulso, registrou influencia, mesmo que periférica, em diferentes atributos da taxocenose. Quanto mais longo o pulso, maiores foram os índices de diversidade e equabilidade encontrados na presente pesquisa. A conectividade, ou ligação entre rio e lago, não se mostrou significativa, mesmo sendo um fator temporal importante identificado pela PCA. É oportuno ressaltar que as análises aqui realizadas (GLMs) foram diferentes das utilizadas por Fernandes *et al.* (2009) (ANCOVA), além de não termos considerado as abundâncias relativas e sim as abundâncias totais. Talvez os resultados se aproximassem se analisados de modo

similar. Entretanto, a relevância da amplitude do pulso de inundação mostrou-se notória, independente da latitude do sistema (Amazônico ou região Sul). Os Modelos Lineares Generalizados foram utilizados visando identificar possíveis filtros ambientais ou temporais relacionados aos atributos da ictiocenose e atributos hidrológicos. Dos 17 atributos hidrológicos utilizados nas análises iniciais, só foram aproveitados nos GLMs os atributos que se mostraram significativos, ou marginalmente significativos, e observou-se que atrasos na pluviosidade afetaram os estimadores de diversidade. Sugere-se, então, que análises considerando tais atrasos (ou *delay*) na pluviosidade sejam realizados e confrontados com os resultados do monitoramento da ictiofauna do lago. Além do *delay* nas chuvas, pode haver um atraso nas respostas pluviométricas e os índices dos fenômenos, como o IOS e TSM.

Em estudo realizado em 53 lagos localizados ao longo do vale de inundação dos rios Mississippi e Arkansas (Estados Unidos), Dembkowski e Miranda (2014) analisaram a existência de correlações entre as estruturas das assembléias de peixes e variáveis ambientais em escalas: dentro dos lagos, escala local e regional. Os resultados indicaram que as características ambientais registradas dentro dos lagos possuem correlação mais forte com as estruturas das assembléias de peixes. Assim como a presente pesquisa, Dembkowski e Miranda (2014) não encontraram relação significativa entre a conectividade entre o canal principal dos rios e lagos e as assembléias de peixes não se mostraram significativamente diferentes em relação aos anos, com base numa PERMANOVA com medida de distância de Bray-Curtis. Outro ponto em comum com o lago Batata foi a questão da profundidade do lago em relação aos atributos das assembléias de peixes, que se mostraram negativamente correlacionadas aos estimadores de diversidade. As áreas e lagos mais rasos se mostraram mais diversos, assim como observado na área impactada do lago Batata. Em estudo prévio, Dembkowski e Miranda (2012) demonstraram que a conectividade, profundidade e área da superfície afetaram significativamente a estrutura da assembléia de peixes em lagos de planícies de inundação desses rios. Embora a metodologia de verificação da conectividade seja distinta entre as pesquisas (Galacatos *et al.*, 2004; Casco *et al.*, 2005; Stassen *et al.*, 2010; Dembkowski e Miranda, 2014), em todos esses estudos observou-se que a conectividade entre lagos e canal principal do rio age como fator estruturador da assembléia de peixes. Uma similaridade apresentada entre os resultados obtidos e os estudos de Dembkowski e Miranda (2012) e Dembkowski e Miranda (2014) foi em

relação à profundidade. Quanto mais rasa a área, maior correlação (positiva) com a diversidade biótica local.

O lago Batata foi alcunhado um “laboratório natural de limnologia tropical” por Esteves, Bozzelli e Roland (1990) e, com o investimento em pesquisa na área, um vasto número de estudos sobre esse sistema, englobando diferentes abordagens e comunidades, têm ocorrido (e.g. Callisto e Esteves, 1995; Halboth, 1995; Leal e Esteves, 1998; Anesio, 2000; Melo e Huszar, 2000; Carneiro, Bozzelli e Esteves, 2003; Lin e Caramaschi, 2005; Brum, Enrich-Prast e Esteves, 2006; Leal *et al.*, 2007; Dias *et al.*, 2012). Nesse cenário, a abordagem utilizada neste estudo foi inovadora, visto tratar-se do primeiro estudo em que fenômenos climáticos globais foram confrontados com as variações hidrológicas locais. Observou-se que esses fenômenos não influenciaram significativamente os atributos hidrológicos locais nem a estrutura da ictiocenose, mas abriram-se perspectivas para verificação, por exemplo, de como outros eventos climáticos globais, como as Oscilações do Atlântico Norte, poderiam influenciar o comportamento do pulso de inundação e das diferentes comunidades do lago.

## 6. CONCLUSÕES

Em relação aos objetivos propostos, pode-se concluir:

- Foram identificados e caracterizados aspectos hidrológicos do pulso de inundação da região de Porto Trombetas, sendo estabelecido o nível de transbordamento (44,1 m).
- As secas e cheias extremas ocorridas no trecho médio-inferior do rio Trombetas foram identificadas e há uma tendência à manutenção dos níveis do rio acima da linha de transbordamento e maior amplitude dos pulsos de inundação nessa última década (2000 a 2013).
- Verificou-se que os eventos ENOS influenciaram a amplitude do pulso de inundação do rio Trombetas no período de 1971 a 2012.

- Eventos ENOS não são pronunciados no trecho médio-inferior do rio Trombetas e não há relação entre o Índice de Oscilação Sul e os níveis do rio ou chuvas acumuladas (anual e mensal).
- As medidas utilizadas por climatologistas (TSM e IOS) para a verificação dos efeitos ENOS não se mostraram boas indicadoras para o registro desses eventos no trecho médio-inferior do rio Trombetas.
- As variações dos atributos (composição, riqueza, diversidade, abundância e biomassa) das taxocenoses de peixes do lago Batata entre 2000 e 2012 não apresentaram diferenças significativas relacionadas aos eventos ENOS.
- As variações dos atributos (composição, riqueza, diversidade, abundância e biomassa) das taxocenoses de peixes do lago Batata entre 2000 e 2012 não se mostraram relacionadas às variações pluviométricas e fluviométricas locais.
- As abundâncias relativas e de biomassa da taxocenose de peixes mostraram-se significativamente diferentes entre as áreas natural e impactada do lago Batata, com valores elevados mais frequentes na área impactada.
- As espécies mais representativas da ictiocenose do lago Batata, independente dos compartimentos são *Auchenipterichthys longimanus* e *Curimata vittata*. As espécies indicadoras das áreas naturais e impactadas do lago Batata são *Hemiodus immaculatus* e *Triportheus albus*, respectivamente.

## 7. PERSPECTIVAS

Para avaliar o efeito anual do pulso de inundação o monitoramento da ictiofauna deveria passar a abarcar, também, a fase da vazante. Nessa fase há uma heterogenização das taxocenoses no lago Batata (Thomaz, Bini e Bozelli, 2007), podendo ocorrer também com a ictiocenose.

É promissora a abordagem de que análises considerando atrasos (*delay*) na pluviosidade sejam realizadas e confrontadas com os resultados do monitoramento de todas as comunidades do lago.

## 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGOSTINHO, A. A., THOMAZ, S. M., MINTE-VERA, C. V. e WINEMILLER, K. O. 2000. Biodiversity in the high Paraná River floodplain. IN: **Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation**. Gopal B., W. J. Junk e J. A. Davis (eds), Backhuys Publishers, Leiden, p. 89–118.

AGOSTINHO, A. A., GOMES, L. C., VERÍSSIMO, S. e OKADA, E. K. 2004. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. **Reviews in Fish Biology and Fisheries.**, 14 (1): 11-19.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. 2007. **Ecologia e Manejo dos Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil**. Maringá. EDUEM. 501p.

ANDERSON, M. J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, n. 26, p. 32–46.

ANDRADE, M. C., GIARIZZO, T., JEGU, M. 2013. *Tometes camunani* (Characiformes: Serrasalminidae), a new species of phytophagous fish from the Guiana Shield, rio Trombetas basin, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 11 (2): 297-306.

ANESIO, A. M. Bacterioplâncton. 2000. IN: BOZELLI, R.; ESTEVES F. A. e ROLAN, F. (eds), **Lago Batata: impacto e recuperação de um ecossistema amazônico**. Rio de Janeiro: IB-UFRJ/ Sociedade Brasileira de Limnologia, pp.73-88.

BEGON. M.; HARPER, J. L. e TOWNSEND, C. R. 2005. **Ecology: Individuals, Populations and Communities**, 2ªed. USA: Blackwell Science. 738 pp.

BIRINDELLI, J. L. O., FAYAL D. F. e WOSIACKI, W. B. 2011. Taxonomic revision of the thorny catfish *Hassar* (Siluriformes, Doradidae). **Neotropical Ichthyology**, 9 (3): 515–542.

BORMA, L.S. e NOBRE, C. A. (orgs.) 2013. **Secas na Amazônia – Causas e Consequências**. Oficina de Textos, São Paulo. 367 pp.

BOZELLI, R. L. 1992. Composition of the zooplankton community of Batata and Mussurá lakes and the Trombetas River, State of Paraná, Brazil. **Amazoniana-Limnologia et Oecologia Regionalis Systemae Fluminis Amazonas** 12: 239–261.

BOZELLI, R. L., ESTEVES e F.A., ROLAND, F. 2000. Mitigação do impacto: passado, presente e futuro. IN: BOZELLI, R.; ESTEVES F. A. e ROLAND, F. (eds), **Lago Batata: impacto e recuperação de um ecossistema amazônico**. Rio de Janeiro: IB-UFRJ/ Sociedade Brasileira de Limnologia, p. 295-332.

BOZELLI, R. L. e ESTEVES, F. A. 2000. Recuperação das áreas de igapó impactadas: situação atual. IN: BOZELLI, R.; ESTEVES F. A. e ROLAND, F. (eds), **Lago Batata: impacto e recuperação de um ecossistema amazônico**. Rio de Janeiro: IB-UFRJ/ Sociedade Brasileira de Limnologia, p. 261-294.

BOZELLI, R. L., CALIMAN, A., GUARIENTO, R..D., CARNEIRO, L. S., SANTANGELO, J. M., FIGUEIREDO-BARROS, M. P., LEAL, J. J. F., ROCHA, A. M., QUESADO, L. B., LOPES, P. M., FARJALLA, V. F., MARINHO, C. C., ROLAND, F. e ESTEVES, F. A. 2009. Interactive effects of environmental variability and human impacts on the long-term dynamics of an Amazonian floodplain lake and a South Atlantic coastal lagoon. **Limnologica**, 39 (4): 306-313.

BUCKUP, P. A. e MENEZES, N.A. (eds.). 2003. **Catálogo dos Peixes Marinhos e de Água Doce do Brasil**. 2a.ed. <http://www.mnrj.ufrj.br/catalogo/>. Acessado em setembro de 2012.

BRUM, P., ENRICH-PRAST, A. e ESTEVES, F. A. 2006. Changes in the allocation of some chemical compounds in structures of *Oryza glumaepatula* (Steud) in an Amazonian lake subjected to an anthropic impact (Lake Batata, Porto Trombetas). **Hydrobiologia**, 570: 27-33.

CABRAL, G. L. L. 2009. **Variação temporal na estrutura da comunidade de peixes da área natural do lago Batata (Porto Trombetas, PA)** 2009. Monografia. Universidade Gama Filho. Rio de Janeiro. 100p.

CABRAL, G. L. L.; LAZZAROTTO, H. A. e CARAMASCHI, E. P. 2011. **Variação temporal na estrutura da comunidade de peixes do lago Batata (Porto Trombetas, PA)**. **Resumos do Encontro Brasileiro de Ictiologia**. Manaus.

CALLISTO, M. F. P. e ESTEVES, F. A. 1995. Distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um ecossistema amazônico impactado por rejeito de bauxita – Lago Batata (Pará, Brasil). IN: ESTEVES, F. A. (ed.). **Oecologia Brasiliensis**, 1: 335-346.

CARAMASCHI, E. P.; HALBOTH, D. A.; MANNHEIMER, S. 2000. Ictiofauna. IN: BOZELLI, R.; ESTEVES F. A. e ROLAN, F. (eds), **Lago Batata: impacto e recuperação de um ecossistema amazônico**. Rio de Janeiro: IB-UFRJ/ Sociedade Brasileira de Limnologia, pp. 153-178.

CARAMASCHI, E. P.; REIS, V. C.; CABRAL, G. L. L. 2009. **Relatório do monitoramento da ictiofauna do lago Batata no ano de 2009**. Laboratório de Ecologia de Peixes/IB/UFRJ.

\_\_\_\_\_. 2010. **Relatório do monitoramento da ictiofauna do lago Batata no ano de 2010**. Laboratório de Ecologia de Peixes/IB/UFRJ.

CARAMASCHI, E. P., CABRAL, G. L. L. 2011. **Relatório do monitoramento da ictiofauna do lago Batata no ano de 2011**. Laboratório de Ecologia de Peixes/IB/UFRJ.

\_\_\_\_\_. 2012. **Relatório do monitoramento da ictiofauna do lago Batata no ano de 2012**. Laboratório de Ecologia de Peixes/IB/UFRJ.

CASCO, S. L., NEIFF, M. e NEIFF, J. J. 2005. Biodiversidad en ríos del litoral fluvial. In: Aceñolaza, F.G. IN: Coord. Temas de la biodiversidad del litoral fluvial argentino II.INSUGEO, **Miscelánea**, 14: 419–434.

CARNEIRO, L. S., BOZELLI, R. L. e ESTEVES, F. A. 2003. Long-term changes in the density of the copepod community in an Amazonian lake impacted by bauxite tailings. **Amazonian Limnology. Oecology Regional. Systems. Fluminis Amazon** 17: 553–566.

CAVIEDES C. 2001. **El Niño In History**: Storming throughout the Ages. University Press of Florida: Gainesville, FL. 279 p.

CLARKE, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. **Australian Journal of Ecology** 18:117–143.

CLARKE K. R. e WARWICK, R. M. 2001. A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. **Marine Ecology of Progress in Series**, 216: 265-278.

COX-FERNANDES, C. 1997. Lateral migration of fishes in Amazon floodplains. **Ecology of Freshwater Fish**, 6: 36-44.

CPTEC, 2012, 2014. Centro de Previsão do Tempo e Estudos Climáticos. Disponível em <<http://www.cptec.inpe.br/>> acessado em 12 de abril de 2012.

DAJOZ, R. 1978. Ecologia Geral. Editora Vozes. Rio de Janeiro. 472 pp.

DEMBKOWSKI, D. J. e MIRANDA, L. E. 2012. Hierarchy in factors affecting fish biodiversity in floodplain lakes of the Mississippi Alluvial Valley. **Environmental Biology of Fishes**, 15: 81-89.

DEMBKOWSKI, D. J. e MIRANDA, L. E. 2014. Environmental variables measured at multiple spatial scales exert uneven influences on fish assemblages of floodplain lakes. **Hydrobiologia**, 721:129-144.

DIAS, A. T. C., BOZELLI, R. L., DARIGO, R. M., ESTEVES, F. A., SANTOS, H., FIGEUIREDO-BARROS, M. P., NUNES, M. F. Q. S., ROLAND, F., ZAMITH, L. R. e SCARANO, F. R. 2012 Rehabilitation of a Bauxite Tailing Substrate in Central Amazonia: The Effect of Litter and Seed Addition on Flood-Prone Forest Restoration. **Restoration Ecology**, 20 (4): 483–489

ENRICH-PRAST, A., ESTEVES, F. A. & BREVES, A. 2002. Variation of biometric parameters and C, N and P concentrations of *Oryza glumaepatula* at different depths of Amazonian lake impacted by bauxite tailings (lake Batata, Pará, Brazil). **Brazilian Journal Biology**, 62(1): 1-8.

ENRICH-PRAST, A. e ESTEVES, F. 2005. Flood pulse influence and anthropic impact on the chemical composition and energy content of *Oryza glumaepatula* in an Amazonian lake. **Brazilian Journal Biology**, 65(3): 451-458.

ESCHEMEYER, W. N. e FRICKE, R. Editores. 2013. **Catalog of fishes**. Net, California. Atualizado em fevereiro de 2013. Disponível em URL <http://research.calacademy.org/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>.

ESTEVES, F. A., BOZELLI, R. L. e ROLAND, F. 1990. Lago Batata: um laboratório de Limnologia tropical. **Ciência Hoje**, 11 (64): 26-33.

ESTEVES, F. A. 2000. Princípios ecológicos para mitigação do impacto antrópico. IN: BOZELLI, R.; ESTEVES F. A.; ROLAN, F. (eds), **Lago Batata:**

impacto e recuperação de um ecossistema amazônico. Rio de Janeiro: IB-UFRJ/Sociedade Brasileira de Limnologia, pp. 1-16.

FAUTH, J. E., BERNARDO, J. CAMARA, M. RESETARITS, W. J., VAN BUSKIRK, J. e MCCOLLUM, S. A. 1996. Simplifying the jargon of community ecology: a conceptual approach. **American Naturalist**, 147: 282 - 286.

FERREIRA, E. J. G. 1993. Composição, distribuição e aspectos ecológicos da ictiofauna de um trecho do rio Trombetas, na área de influência da futura UHE Cachoeira Porteira, Estado do Pará, Brasil. **Acta Amazonica**, 23, n. 1 (4), 88 pp.

FERREIRA, E. J. G., SANTOS, E. M. e JEGU, M. 1988. Aspectos ecológicos da ictiofauna do Rio Mucajai, na área da ilha Paredão, Roraima, Brasil. **Amazoniana**, 10 (3): 316-339.

FERNANDES, R., AGOSTINHO, A. A., FERREIRA, E. A., PAVANELLI, C. S., SUZUKI, H.I., LIMA, D. P. e GOMES, L. C. 2009. Effects of the hydrological regime on the ichthyofauna of riverine environments of the upper Paraná river floodplain. **Brazilian Journal Biology**, 69 (2, *suppl.*), 669-680.

FIGUEROA, S. N. e NOBRE, C. A. 1990. Precipitations distribution over Central and Western Tropical South America. **Climanálise - Boletim de Monitoramento e Análise Climática**, 5 (6): 36-45.

FROSE, R. e PAULY, D. 2014. Editores. FishBase. World Wild Web electronic publication. URL <http://www.fishbase.org.br>, atualizado em 02/2014.

FOLEY, J. A., BOTTA, A., COE, M. T. e COSTA, M. H. 2002. El Niño-Southern Oscillation and the climate, ecosystems and rivers of Amazônia. **Global Biogeochemical Cycles**, 16(4): 1132.

FORSBERG, B. R.; ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; MARTINELLI, L. A.; VICTORIA, R. L. e BONASSI, J. A. 1993. Autotrophic Carbon sources for fishes of the Central Amazon. **Ecology**, 74: 643-652.

FREITAS, C. E. C. e RIVAS, A. A. F. 2006. A pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia Ocidental. **Ciência e Cultura** [online]. 58 (3): 30-32.

GALACATOS, K., BARRIGA-SALAZAR, R. e STEWART, D. 2010. Seasonal and habitat influences on fish communities within the lower Yasuni River basin of the Ecuadorian Amazon. **Environmental Biology of Fishes**, 71: 33–51.

GARCIA, A. M., VIEIRA, J. P. & WINEMILLER, K. O. 2001. Dynamics of shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil) during cold and warm ENSO episodes. **Journal of Fish Biology**, 59:1218-1238.

GARCIA, A. M., VIEIRA, J. P., WINEMILLER, K. O. & GRIMM, A. M., 2004. Comparison of 1982-83 and 1997-98 El Niño Effects on the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon Estuary (Brazil). **Estuaries**, 27(6): 905-914.

GOULDING, M. 1980. **The fishes And The Forest**: explorations in amazonian natural history. USA: University of California Press.

GOULDING, M.; LEAL, M. C. e FERREIRA, E. G. 1988. **Rio Negro**: rich life in poor water. Netherlands: SPB Academic Publishing.

GRIMM, A. M., ZARATINI, P. e MARENGO, J. 1998a. Sinais de El Niño na precipitação da Amazônia. Anais do X Congresso Brasileiro de Meteorologia. Sociedade Brasileira de Meteorologia.

GRIMM, A. M., ZARATINI, P. e MARENGO, J. 1998b. Sinais de La Niña na precipitação da Amazônia. Anais do X Congresso Brasileiro de Meteorologia. Sociedade Brasileira de Meteorologia.

GOTELLI, N.J. E ELLISON, A.M. 2004. **A primer of ecological statistics**. Sinauer Ass. Inc.USA.

HALBOTH, D. A. 1995. **Estrutura da comunidade de peixes do lago Batata (Rio Trombetas, PA)**. Dissertação de Mestrado, Rio de Janeiro, PPGE/UFRJ, 1995. 110 p.

HAMMER, Ø., HARPER, D.A.T., RYAN, P.D. 2001. PAST: Paleontological statistics *software* package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, 1(4): 9 pp. [http://palaeo-electronica.org/2001\\_1/past/issue1\\_01.htm](http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm). Acessado em dezembro de 2013.

HOREL, J.D.; HAHMANN, A.N. e GEISLER, J.E. 1989. An investigation of the annual cycle of convective activity over the tropical Americas. **Journal of Climate**, 2 (11), p. 1388 - 1403.

HUSZAR, V. L. M. 2000. Fitoplâncton. IN: BOZELLI, R.; ESTEVES F. A.; ROLAN, F. (eds), **Lago Batata: impacto e recuperação de um ecossistema amazônico**. Rio de Janeiro: IB-UFRJ/ Sociedade Brasileira de Limnologia, p. 89-104.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R.E. 1989. The flood pulse concept in riverfoodplain systems, In: D. P. Dodge [ed] Proceedings of the International Large River Symposium **Canadian. Special. Publication in Fish and Aquatic. Sciences**, Ottawa, 106: 110-127.

JUNK, W. J. 1980. Áreas inundáveis – Um desafio para Limnologia. **Acta Amazônica**, 10(4): 775-795.

JUNK, W. J., PIEDADE, M. T. F., LOURIVAL, R., WITTMANN, F. KANDUS, LACERDA, P., BOZELLI, R. L., ESTEVES, F. A., NUNES DA CUNHA, C., MALTCHIK, L., SCHÖNGART, J., SCHAEFFER-NOVELLI, Y. e AGOSTINHO, A. A. 2014. Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**. 24: 5–22

KREBS, C. J. 1994. **Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance**. 4th ed - New York: Harper Collins College Publishers. 801 pp.

LAPA, R. P. 2000. A bauxita e o rejeito de bauxita. IN: BOZELLI, R.; ESTEVES F. A.; ROLAN, F. (eds), **Lago Batata: impacto e recuperação de um ecossistema amazônico**. Rio de Janeiro: IB-UFRJ/ Sociedade Brasileira de Limnologia, p. 25-36.

LEAL, J. J. F. 1998. **Densidade e Biomassa da Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos, com Ênfase no Ciclo de Vida e Produção Secundária de *Campsurus sp.* EATON, 1868 (Ephemeroptera, Polymitarcyidae) em um Lago Amazônico Impactado com Rejeito de Bauxita (Pará, Brasil)**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). 101 p.

LEAL, J. J. F. e ESTEVES, F. A. 1999. Density and biomass of *Campsurus sp.* (Ephemeroptera) and other macroinvertebrates in an Amazonian lake impacted by bauxite tailings (Lago Batata, Pará, Brazil). **Amazoniana**, 15: 193–209.

LEAL, J. J. F., FURTADO, A. S., ESTEVES, F. A., BOZELLI, R. L. e FIGUEIREDO-BARROS, M. P. 2007. The role of *Campsurus notatus* (Ephemeroptera: Polymitarcyidae) bioturbation and sediment quality on potential gas fluxes in a tropical lake. **Hydrobiologia**, 586:143–154.

LÉVÊQUE, C.; OBERDORFF, T.; PAUGY, D.; STIASSNY M. L. J.; TEDESCO, P. A. 2008. Global diversity of fish (Pisces) in freshwater. **Hydrobiologia**, 595 (1): 545–567

LIN, D. S. C. 2003. **Hábitat, pulso de inundação e assoreamento por rejeito de bauxita como determinantes da estrutura e resiliência da comunidade de peixes de um lago amazônico (Lago Batata, PA)**. 2003. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). 171 p.

LIN, D. S. C. e CARAMASCHI, E. P. 2005. Responses of fish community to the flood pulse and siltation in a floodplains lake of the Trombetas River, Brazil. **Hydrobiology**, 545: 75-91.

LOWE-MCCONNELL, R. H. 1999. **Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais**. São Paulo: Edusp. 535 pp.

MAGURRAN, A. E. 1988. **Ecological Diversity and its Measurement**. New Jersey: Princeton University Press. 179 pp.

MAIA-BARBOSA, P. M. e BOZELLI, R. L. 2006. Community structure and temporal dynamics of cladocerans in an Amazonian lake (lake Batata, PA, Brazil) impacted by bauxite tailings. **Acta Limnol. Brasilientia**, 18: 67– 75.

MANNHEIMER, S. 1998. **Distribuição, alimentação e aspectos da reprodução de *Auchenipterichthys longimanus* (Guenther, 1864) em um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita (lago Batata, PA)**. Dissertação de Mestrado, Museu Nacional/Universidade Federal do Rio de Janeiro. MN/UFRJ, RJ.

MANNHEIMER, S.; BEVILACQUA, G.; CARAMASCHI, E. P. e SCARANO, F. R. 2003. Evidence for seed dispersal by catfish *Auchenipterichthys longimanus* in an Amazonian lake. **Journal of Tropical Ecology**, 19: 215-218.

MANNHEIMER, S. e CARAMASCHI, E. P. 2007. Distribuição, alimentação e aspectos da reprodução de *Auchenipterichthys longimanus* (Guenther, 1864) em um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita (lago Batata, PA). In: **Relatórios de Perícia Ambiental** (org. J. Martins e M. Bodmer). Série Urbenviron-Rio. H.P. Comunicação Editora. Rio de Janeiro. 29-50.

MARENGO, J. A. 2013. Prefácio. In: **Secas na Amazônia: causas e consequências**. Eds:L.D.S. Borma e C. A. Nobre. Editora Oficina de Textos. São Paulo. p. 8-11.

MARENGO, J. A.; AMBRIZZI, T.; ROCHA, R. P.; ALVES, L. M.; CUADRA, S.V.; VALVERDE, M. C.; TORRES, R. R.; SANTOS, D. C. e FERRAZ, S. E. T.2009. Future change of climate in South America in the late twenty-first century: intercomparison of scenarios from three regional climate models. **Climate Dynamics**. DOI 10.1007/s00382-009-0721-6

MARENGO, J. A.; NOBRE, C. A. e SALAZAR, L. F. 2010. Regional climate change scenarios in South America in the late XXI century: projections and expected impacts. **Nova Acta Leopoldina** NF 112, Nr. 384: 29-42.

MCARDLE, B. H. e ANDERSON, M. J. 2001. Fitting multivariate models to community data: A comment on distance-based redundancy analysis. **Ecology**, 82: 290–297.

MELO, S. e HUSZAR, V. L. M. 2000. Phytoplankton in an Amazonian floodplain lake (Lago Batata, Brasil): diel variation and species strategies. **Journal of Plankton Research**, 22 (1): 63-76.

MOLION, L. C. B. e MORAES, J. C. 1987. Oscilação Sul e Descarga de Rios na América do Sul Tropical. **Revista Brasileira de Engenharia**, Caderno de Recursos Hídricos, 5 (1): 53-63.

NATIONAL OCEANIC and ATMOSPHERIC ADMINISTRATION. 2014. URL:[http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis\\_monitoring/ensostuff/ensoyears.shtml](http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ensoyears.shtml).

NEIFF, J. J. 1990. Ideas para la Interpretación Ecological del Paraná. **Interciência**, 15 (6): 424-441.

NEIFF, J. J., IRIONDO. H. e CARIGNAN. R. 1994. Large Tropical South American Wetlands: An Overview. **Proceedings of the International Workshop on the Ecology and Management of Aquatic-Terrestrial Ecotones**: p. 156-165.

NEIFF, J. J. e NEIFF, M., 2003. **PULSO**: *software* para análisis de fenómenos recurrentes. Buenos Aires: Dirección Nacional de Derecho de Autor N°. 236164. Disponível em URL <http://www.neiff.com.ar>

NELSON, G. J. 1994. **Fishes of the World**. New York: Wiley and Sons. 600 pp.

OKSANEN, J. BLANCHET, F. G., KINDT, R., LEGENDRE, P., MINCHIN, P. R., O'HARA, R. B., SIMPSON, G. L., SOLYMOS, P., STEVENS, M. H. H. e WAGNER, H. 2013. Vegan: Community Ecology Package. R package versão 2.0-10. URL <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.

PANOSSO, R. F. 1993. **Influência do Regime Hidrológico e das Características Morfométricas Sobre Algumas Variáveis Limnológicas de um Lago Amazônico (Lago Batata, PA) Impactado por Rejeito de Bauxita**. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós Graduação em Ecologia. Universidade Federal do Rio de Janeiro. 140 p.

PANOSSO, R. 2000. Considerações geográficas e geomorfológicas. IN: BOZELLI, R.; ESTEVES F. A.; ROLAN, F. (eds), **Lago Batata: impacto e recuperação de um ecossistema amazônico**. Rio de Janeiro: IB-UFRJ/ Sociedade Brasileira de Limnologia, p. 37-54.

PINTO, M. F. O. 2005. **Efeitos do Pulso de Inundação e do assoreamento por Rejeito de Bauxita na Dieta de Cinco Hemiodontidae (Osteichthyes, Characiformes) em um Lago Amazônico do rio Trombetas, Estado do Pará, Brasil**. Monografia, Universidade Gama Filho, RJ. 68 p.

PINTO, M. F. O.; LIN; D. S. C.; CARAMASCHI, E. P. 2005. Efeitos do pulso de inundação e do assoreamento por rejeito de bauxita na dieta de cinco Hemiodontidae (Osteichthyes, Characiformes) em um lago amazônico do rio Trombetas, estado do Pará, Brasil. **Resumos expandidos do VII Congresso da Sociedade Brasileira de Ecologia**. Caxambu, MG. 2p.

PHILANDER, S. G. 1990. **El Niño, La Niña and the South Oscillation**. USA: Academic Press. 293 pp.

POVEDA G., WAYLEN P. R. e PULWARTY, R. S. 2006. Annual and interannual variability of the present climate in northern South America and southern Mesoamerica. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, 234: 3–27.

PRANCE, G. T. 1980. A terminologia dos tipos de florestas amazônicas sujeitas a inundação. **Acta Amazonica**, 10 (3): 495 –504.

R CORE TEAM (2013).R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.URL <http://www.R-project.org/>

REIS, R. A. 1997. **Caracterização, distribuição espacial e temporal e alimentação de ciclídeos (Cichlidae, Perciformes) no Lago Batata, Porto Trombetas, PA.** Dissertação de Mestrado, Dissertação de Mestrado, Programa de Pós Graduação em Ecologia. Universidade Federal do Rio de Janeiro. 201 p.

REIS, R. E.; KULLANDER, S. O.; FERRARIS, C. J. (orgs.) 2003. **Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America.** Porto Alegre: EDIPUCRS. 729 pp.

RICKLEFS, R. E. e SCHLUTER, D. 1993. **Species diversity in ecological communities. Historical and geographical perspectives.** USA. University of Chicago Press. 414 pp.

RODRÍGUEZ, M. A. e LEWIS, Jr, W. M. 1997. Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the Orinoco River. **Ecological Monographs**, 67(1): 109-128.

SAINT-PAUL, U.; ZUANON, J.; CORREA, M. A. V.; GARCÍA, M.; FABRÉ, N. N.; BERGER, U. e JUNK, W. J. 2000. Fish Communities in Central Amazonian White and Blackwater Floodplains. **Environmental Ecology of Fishes**, 57 (3): 235-250

SALATI, E. e MARQUES, J. 1984. Climatology of the Amazon region. **In: The Amazon - Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin.** Sioli, H. (ed.). Dr. W. Junk Publishers. 85-126

SANTOS, G. M. 1991. **Pesca e Ecologia dos Peixes de Rondônia**. Tese de Doutorado, INPA, Manaus. 213p.

SANTOS, G. M. e FERREIRA, E. J. G. 1999. Peixes da bacia Amazônica. In: LOWE-MCCONNELL, R.H. (Ed.) **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo, Universidade de São Paulo, 345-373.

SANTOS, G.M.; JEGU, M. e MERONA, B. 1984. **Catálogo de Peixes Comerciais do Baixo Rio Tocantins: Projeto Tucuruí**. Manaus: Eletronorte, INPA. 83 pp.

SANTOS, G.M.; E. J. G. FERREIRA e J.A.S. ZUANON. 2006. **Peixes comerciais de Manaus**. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). Manaus, Pró-Várzea, 144p.

SCHNACK, J.A., DE FRANCESCO, F., GALLIARI, F., NEIFF, J.J., OLDANI, N., SCHNACK, E. e SPINELLI, G. 1995. **Estudios ambientales regionales para el proyecto de control de inundaciones**. Informe final. Minist. del Interior (SUPCE), Buenos Aires. 149 p.

SCHÖNGART, J. e JUNK, W. J., 2007. Forecasting the flood-pulse in Central Amazonia by ENSO-indices. **Journal of Hydrology**, 335:124-132.

SILVANO, R. A. M., B. D. DO AMARAL, e O. T. OYAKAWA. 2000. Spatial and temporal patterns of diversity and distribution of the Upper Juruá River fish community. **Environmental Biology of Fishes**, 57: 25-35

SIMÕES, N. R., LANSAC-TÔHA, F. A., VELHO, L. F. M. e BONECKER, C. C. 2012. Intra and inter-annual structure of zooplankton communities in floodplain lakes: a long-term ecological research study. **Rev. Biol. Trop.** 60 (4): 1819-1836.

SIOLI, H. 1984. **Amazônia: fundamentos da ecologia da maior região de florestas tropicais**. Rio de Janeiro: Ed. Vozes. 72 p.

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

SOARES, M. G. M.; COSTA, E. L.; SIQUEIRA-SOUZA, F. K.; ANJOS, H. D. B.; YAMAMOTO, K. C. e FREITAS, C. E. 2007. **Peixes de lagos do médio rio Solimões**. Amazonas, Manaus. EDUA. 176p.

STASSEN, M. J. M.; VAN DE VEN, M. W. P. M.; VAN DER HEIDE, T.; HIZA, M. A. G.; VAN DER VELDE, G. e SMOLDERS, J. P. 2010. Population dynamics of the migratory fish *Prochilodus lineatus* in a Neotropical river: the relationship with river discharge, flood pulse, El Niño and fluvial megafan behavior. **Neotrop. Ichthyology**, 8:113-122.

TEJERINA-GARRO, F. L.; FORTIN, R. e RODRIGUEZ, M. A. 1998. Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia river, Amazon basin. **Environmental Biology of Fishes**, 51: 399-410.

THOMAZ, S. M., BINI, L. M. e BOZELLI, R. L. 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. **Hydrobiologia**, 579 (1): 1-13.

TRENBERTH, K. E., 1997: The definition of El Niño. **Bulletin of American Meteorology Society**, 78: 2771–2777.

WINEMILLER, K. O. 1996. Factors driving spatial and temporal variation in aquatic floodplain food webs. In: **Food Webs: Integration of Patterns and Dynamics** Polis, G. P. e Winemiller, K. O., (eds). New York: Chapman & Hall. pp. 298–312

YAMAMOTO, K. C.; SOARES, M.G.M. e FREITAS, C.E.C. 2004. Alimentação de *Triportheus angulatus* (Spix & Agassiz, 1829) no lago Camaleão, Manaus, AM, Brasil. **Acta Amazonica**, 34 (4): 653 – 659

## 9. ANEXOS

Quadro 1: Lista taxonômica das espécies de peixes capturadas de modo padronizado (malhadeiras) durante as campanhas anuais de monitoramento do lago Batata (PA) entre os anos 1990 e 2012 no período de enchente.

### CLASSE ELASMOBRANCHII

#### Ordem Rajiformes

##### Potamotrygonidae

*Potamotrygon* Garman 1877

### CLASSE ACTINOPTERYGII

#### DIVISÃO TELEOSTEI

#### Ordem Osteoglossiformes

##### Família Osteoglossidae

*Osteoglossum bicirrhosum* Vandelli, 1829

#### Ordem Clupeiformes

##### Família Pristigasteridae

*Ilisha amazonica* (Miranda Ribeiro, 1923)

*Pellona castelnaeana* Valenciennes, 1847

*Pellona flavipinnis* (Valenciennes, 1837)

##### Família Engraulidae

*Anchoa* Jordan & Evermann 1927

*Anchoviella* Fowler 1911

*Anchovia* Jordan & Evermann 1895

*Lycengraulis batesii* (Günther, 1868)

*Lycengraulis grossidens* (Spix & Agassiz 1829)

*Jurengraulis juruensis* (Boulenger 1898)

*Pristigaster cayana* Cuvier 1829

Ordem Characiformes

Família Chilodontidae

*Caenotropus labyrinthicus* (Kner 1858)

Família Anostomidae

*Anostomoides laticeps* (Eigenmann 1912)

*Anostomus* Scopoli 1777

*Laemolyta taeniata* (Kner, 1858)

*Laemolyta proxima* (Garman 1890)

*Leporinus agassizii* Steindachner, 1876

*Leporinus cylindriciformis* Borodin, 1929

*Leporinus fasciatus* (Bloch, 1794)

*Leporinus affinis* Günther 1864

*Pseudanos gracilis* (Kner 1858)

*Schizodon fasciatus* Spix & Agassiz 1829

*Schizodon vittatus* (Valenciennes 1850)

Família Curimatidae

*Curimata ocellata* Eigenmann & Eigenmann, 1889

*Curimata roseni* Vari, 1989

*Curimata vittata* (Kner, 1858)

*Curimata cisandina* (Allen 1942)

*Curimata cyprinoides* (Linnaeus 1766)

*Curimata inornata* Vari 1989

*Curimata knerii* Steindachner 1876

*Cyphocharax abramoides* (Kner, 1858)

*Cyphocharax leucostictus* (Eigenmann & Eigenmann, 1889)

*Cyphocharax plumbeus* (Eigenmann & Eigenmann, 1889)

*Potamorhina latior* (Spix & Agassiz 1829)

*Steindachnerina* Fowler 1906

Família Prochilodontidae

*Prochilodus nigricans* Spix & Agassiz, 1829

*Semaprochilodus taeniurus* (Valenciennes, 1821)

Família Hemiodontidae

*Anodus* Cuvier 1829

*Anodus elongatus* Agassiz 1829

*Argonectes longiceps* (Kner, 1858)

*Argonectes robertsi* Langeani, 1999

*Hemiodus argenteus* Pellegrin, 1909

*Hemiodus gracilis* Günther, 1864

*Hemiodus immaculatus* Kner, 1859

*Hemiodus microlepis* Kner, 1858

*Hemiodus ternetzi* Myers 1927

*Hemiodus unimaculatus* (Bloch, 1794)

*Micromischodus sugillatus* Roberts, 1971

Família Characidae

*Agoniates anchovia* Eigenmann, 1914

*Agoniates halecinus* Müller & Troschel, 1845

*Charax gibbosus* (Linnaeus 1758)

*Moenkhausia* sp. Eigenmann 1903

*Moenkhausia copei*

*Tetragonopterus argenteus* Cuvier 1816

Família Iguanodectidae

*Bryconops alburnoides* Kner, 1858

Família Bryconidae

*Brycon* Müller & Troschel 1844

*Brycon cephalus* (Günther 1869)

Família Chalceidae

*Chalceus epakros* Zanata & Toledo-Piza, 2004

*Chalceus spylogiros* Zanata & Toledo-Piza, 2004

*Chalceus macrolepidotus* Cuvier 1818

Família Triportheidae

*Triportheus albus* Cope 1872

*Triportheus angulatus* (Spix & Agassiz 1829)

*Triportheus auritus* (Valenciennes, 1850)

*Triportheus culter* (Cope 1872)

*Triportheus rotundatus* (Jardine 1841)

Família Acestrorhynchidae

*Acestrorhynchus falcirostris* (Cuvier, 1819)

*Acestrorhynchus microlepis* (Jardine, 1841)

Família Cynodontidae

*Cynodon gibbus* (Agassiz 1829)

*Hydrolycus armatus* (Jardine, 1841)

*Hydrolycus scomberoides* (Cuvier 1819)

*Rhaphiodon vulpinus* Spix & Agassiz 1829

Família Erythrinidae

*Hoplias malabaricus* (Bloch, 1974)

Família Ctenoluciidae

*Boulengerella cuvieri* (Spix & Agassiz, 1829)

*Boulengerella lucius* (Cuvier, 1816)

*Boulengerella maculata* (Valenciennes, 1850)

Família Serrasalmidae

*Catoprion mento* (Cuvier, 1819)

*Pristobrycon aureus* (Spix & Agassiz, 1829)

*Pristobrycon striolatus* (Steindachner, 1908)

*Pygocentrus nattereri* Kner, 1858  
*Pygopristis denticulata* (Cuvier, 1819)  
*Serrasalmus eigenmanni* Norman, 1929  
*Serrasalmus gouldingi* Fink & Machado-Allison, 1992  
*Serrasalmus manuei* (Fernández-Yépez & Ramírez, 1967)  
*Serrasalmus rhombeus* (Linnaeus, 1766)  
*Serrasalmus elongatus* Kner 1858  
*Serrasalmus altuvei* Ramírez 1965  
*Serrasalmus* cf. *gibbus* Castelnau 1855  
*Metynnis argenteus* Ahl, 1923  
*Metynnis lippincottianus* (Cope, 1870)  
*Metynnis hypsauchen* (Müller & Troschel 1844)  
*Myleus torquatus* (Kner, 1858)  
*Myleus schomburgkii* (Jardine 1841).  
*Myloplus rubripinnis* (Müller & Troschel 1844)  
*Mylossoma duriventre* (Cuvier 1818)

Ordem Gymnotiformes

Família Sternopygidae

*Eigenmannia* sp. Jordan & Evermann 1896  
*Rhabdolichops caviceps* (Fernández-Yépez 1968)

Família Hypopomidae

*Steatogenys elegans* (Steindachner 1880)

Família Rhamphichthyidae

*Rhamphichthys marmoratus* Castelnau 1855

Família Gymnotidae

*Gymnotus* sp. Linnaeus 1758

Ordem Siluriformes

Família Auchenipteridae

- Auchenipterichthys longimanus* (Günther, 1864)
- Auchenipterus nuchalis* (Spix & Agassiz, 1829)
- Ageneiosus inermis* (Linnaeus, 1766)
- Ageneiosus ucayalensis* Castelnau, 1855
- Ageneiosus vittatus* Steindachner, 1908
- Centromochlus heckelii* (De Filippi 1853)
- Tatia aulopygia* (Kner, 1858)
- Trachycorystes* sp. Bleeker 1858
- Trachelyopterus* sp. Valenciennes 1840
- Trachelyopterus galeatus* (Linnaeus 1766)
- Trachelyopterichthys taeniatus* (Kner 1858)
- Tetranematichthys wallacei* Vari & Ferraris 2006

Família Cetopsidae

- Cetopsis coecutiens* (Lichtenstein 1819)

Família Heptapteridae

- Goeldiella eques* (Müller & Troschel 1849)
- Pimelodella cristata* (Müller & Troschel, 1849)
- Pimelodella gracilis* (Valenciennes 1835)

Família Pimelodidae

- Brachyplatystoma filamentosum* (Lichtenstein 1819)
- Calophysus macropterus* (Lichtenstein 1819)
- Hemisorubim platyrhynchos* (Valenciennes 1840)
- Hypophthalmus edentatus* Spix & Agassiz, 1829
- Hypophthalmus fimbriatus* Kner 1858
- Hypophthalmus marginatus* Valenciennes, 1840
- Leiarius marmoratus* (Gill 1870)
- Pinirampus pirinampu* (Spix & Agassiz, 1829)
- Pseudoplatystoma punctifer* (Linnaeus, 1766)
- Platynematichthys notatus* (Jardine, 1841)

*Pimelodus blochii* Valenciennes 1840

*Sorubim lima* (Bloch & Schneider 1801)

*Zungaro zungaro* (Humboldt 1821)

Família Pseudopimelodidae

*Pseudopimelodus* sp. Bleeker 1858

Família Doradidae

*Astrodoras asterifrons* (Kner, 1853)

*Acanthodoras cataphractus* (Linnaeus 1758).

*Hassar* sp. 1

*Hassar* sp. 2

*Hassar* sp. 3

*Hassar notospilus* (Eigenmann, 1912)

*Hassar orestis* (Steindachner 1875).

*Doras* Lacepède 1803

*Doras eigenmanni* (Boulenger, 1895)

*Nemadoras leporhinus* (Eigenmann, 1912)

*Opsodoras stuebelii* (Steindachner, 1882)

*Ossancora eigenmanni* (Boulenger 1895)

*Ossancora fimbriata* (Kner 1855)

*Platydoras hancockii* (Valenciennes 1840)

Família Callichthyidae

*Callichthys callichthys* (Linnaeus, 1758)

*Hoplosternum littorale* (Hancock 1828)

*Megalechis thoracata* (Valenciennes 1840)

Família Loricariidae

*Ancistrus* sp. Kner 1854

*Ancistrus hoplogenyis* (Günther, 1864)

*Hemiancistrus* sp. Bleeker 1862

*Hemiodontichthys acipenserinus* (Kner 1853)

*Hypoptopoma* sp. Cope, 1878

*Hypoptopoma gulare* Cope, 1878  
*Hypostomus watwata* Hancock 1828  
*Dekeyseria amazonica* Rapp Py-Daniel, 1985  
*Limatulichthys griseus* (Eigenmann 1909)  
*Loricaria cataphracta* Linnaeus 1758  
*Loricariichthys* sp.1  
*Loricariichthys acutus* (Valenciennes, 1840)  
*Loricariichthys nudirostris* (Kner, 1853)  
*Panaque* Eigenmann & Eigenmann 1889  
*Peckoltia bachi* (Boulenger 1898)  
*Peckoltia vittata* (Steindachner 1881)  
*Pseudoloricaria laeviuscula* (Valenciennes, 1840)  
*Pterygoplichthys gibbiceps* (Kner 1854)  
*Reganella depressa* (Kner 1853)  
*Rineloricaria formosa* Isbrücker & Nijssen, 1979  
*Squaliforma emarginata* (Valenciennes 1840)

Ordem Beloniformes

Família Belonidae

*Pseudotylosurus* Fernández-Yépez 1948

Ordem Perciformes

Família Cichlidae

*Acaronia nassa* (Heckel, 1840)  
*Acarichthys heckelii* (Müller & Troschel 1849)  
*Biotodoma cupido* (Heckel 1840)  
*Caquetaia spectabilis* (Steindachner 1875)  
*Cichla* sp 1.  
*Cichla vazzoleri* Vazzoler & Ferreira, 2006  
*Cichla monoculus* Spix & Agassiz, 1831  
*Cichla temensis* Humboldt 1821  
*Cichla ocellaris* Bloch & Schneider 1801  
*Cichlasoma* Swainson 1839  
*Crenicichla lenticulata* Heckel 1840

*Crenicichla macrophthalmia* Heckel 1840  
*Crenicichla marmorata* Pellegrin, 1904  
*Crenicichla reticulata* (Heckel 1840)  
*Geophagus altifrons* Heckel, 1840  
*Heros efasciatus* Heckel 1840  
*Hypselecara* Kullander 1986  
*Mesonauta festivus* (Heckel 1840)  
*Satanoperca acuticeps* (Heckel, 1840)  
*Satanoperca jurupari* (Heckel 1840)  
*Uaru amphiacanthoides* Heckel 1840

Família Sciaenidae

*Pachypops fourcroi* (Lacépède, 1802)  
*Pachypops trifilis* (Müller & Troschel, 1849)  
*Pachyurus junki* Soares & Casatti, 2000  
*Plagioscion montei* Soares & Casatti, 2000  
*Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840)  
*Plagioscion surinamensis* (Bleeker, 1873)

Ordem Pleuronectiformes

Família Achiridae

*Achirus* sp. Lacepède 1802

Quadro 2: Lista com as espécies de peixes que sofreram modificação na nomenclatura após Caramaschi, Halboth e Mainheimer (2000), com base nos registros das campanhas anuais de monitoramento do lago Batata (PA) realizadas entre 1990 e 2012 durante o período de enchente.

*Zungaro zungaro* antes: *Pseudopimelodus zungaro*  
*Calophysus macropterus* antes: *Pimelodus macropterus*  
*Peckoltia bachi* antes: *Peckoltia arenaria*  
*Rhamphichthys rostratus* antes: *R. reinhardtii*  
*Ossancora fimbriata* antes: *Doras fimbriatus*  
*Ossancora eigenmanni* antes: *Doras cf. eigenmanni*  
*Platydoras hancockii* antes: *Amblydoras hancockii*

*Serrasalmus eigenmanni* antes: *Prystobryconeigenmanni*  
*Myloplus rubripinnis* antes: *Myleus rubripinnis*  
*Squaliforma emarginata* antes: *Hypostomus emarginatus*  
*Nemadoras leporhinus* antes: *Opsodoras leporhinus*  
*Hemiodus argenteus* antes: *Hemiodopsis argenteus*  
*Megalechis thoracata* antes: *Hoplosternum thoracatum*  
*Cynodon gibbus* antes: *Rhaphiodon gibbus*  
*Prystobrycon aureus* antes: *Serrasalmus aureus*

Quadro 3: Lista com as espécies de peixes verificadas como sinônimos Caramaschi, Halboth e Mainheimmer (2000), com base nos registros das campanhas anuais de monitoramento do lago Batata (PA) realizadas entre 1990 e 2012.

*Laemolyta varia* atual sinônimo de *L. proxima*.  
*Argonectes scapularis* atual sinônimo de *A. longiceps*  
*Hemiodus ocellatus* sinônimo de *H. argenteus*  
*Acestrorhynchus guianensis* sinônimo de *A. microlepis*  
*Ageneiosus brevifilis* sinônimo de *A. inermis*  
*Parauchenipterus* sinônimo de *Trachelyopterus*  
*Triportheus elongatus* sinônimo de *T. auritus*  
*T. flavus* atual sinônimo de *T. angulatus*  
*Limatulichthys griseus* sinônimo de *L. punctatus*  
*Ageneiosus dentatus* sinônimo de *A. ucayalensis*

Os exemplares e lotes foram coletados nas campanhas iniciais, na década de 90 e estão conservados em álcool, em sua maioria. Os respectivos números de registro são: MNRJ 12358 e MNRJ 13386 (*Auchenipterichthys longimanus*), MNRJ 13350 e 13351 (*Astrodoras asterifrons*), MNRJ 13387 (*Auchenipterus nuchalis*), MNRJ 13388 (*Parauchenipterus striolatus*), MNRJ 13389 (*Trachelyopterichthys taeniatus*), MNRJ 17910 (*Tatia intermedia*), MZUSP 54569 e MZUSP 54570 (*Chalceus* sp.), MZUSP 74443 (*Eigenmannia* sp.), MZUSP 74444 (*Synbranchus* sp.).

Tabela 9: Lista das espécies de peixes capturadas na área natural do lago Batata (PA) entre 2001 e 2012, cujas abundâncias contribuíram para a similaridade entre os anos analisados. Os valores de similaridade foram obtidos através da análise ANOSIM (análise de similaridade).

Espécies Grupo Natural	N médio	Sim média	DP Sim	Contrib%	Cum.%
<i>Auchenipterichthys longimanus</i>	6.82	8.93	3.92	22.16	22.16
<i>Hemiodus immaculatus</i>	3.72	3.11	1.90	7.72	29.88
<i>Bryconops alburnoides</i>	2.75	2.68	1.56	6.64	36.51
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	2.03	1.82	1.83	4.52	41.04
<i>Curimata vittata</i>	2.65	1.65	0.86	4.10	45.14
<i>Leporinus fasciatus</i>	1.56	1.65	1.85	4.09	49.23
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	1.87	1.47	0.90	3.66	52.88
<i>Micromischodus sugillatus</i>	2.22	1.47	0.81	3.64	56.52
<i>Acestrorhynchus microlepis</i>	1.51	1.43	1.20	3.56	60.08
<i>Astrodoras asterifrons</i>	1.36	1.29	1.29	3.19	63.26
<i>Hemiodus microlepis</i>	1.64	1.00	0.72	2.48	65.74
<i>Laemolyta taeniata</i>	1.30	0.95	0.74	2.35	68.09
<i>Acestrorhynchus falcirostris</i>	0.99	0.88	1.03	2.19	70.28
<i>Hypophthalmus marginatus</i>	1.15	0.81	0.78	2.00	72.28
<i>Geophagus altifrons</i>	1.11	0.76	0.78	1.89	74.17
<i>Boulengerella lucius</i>	1.04	0.73	0.83	1.82	75.99
<i>Pellona flavipinnis</i>	0.85	0.66	0.84	1.63	77.61
<i>Ageneiosus ucayalensis</i>	1.10	0.65	0.62	1.61	79.22
<i>Cichla vazzoleri</i>	1.26	0.56	0.63	1.39	80.61
<i>Triportheus albus</i>	1.18	0.53	0.50	1.31	81.92
<i>Curimata roseni</i>	0.86	0.53	0.66	1.31	83.23
<i>Pellona castelnaeana</i>	0.73	0.47	0.67	1.17	84.40
<i>Curimata ocellata</i>	1.11	0.46	0.52	1.15	85.56
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	0.77	0.41	0.52	1.02	86.57
<i>Argonectes longiceps</i>	0.96	0.36	0.40	0.89	87.46
<i>Hoplías malabaricus</i>	0.53	0.32	0.53	0.81	88.27
<i>Plagioscion surinamensis</i>	0.88	0.28	0.40	0.69	88.96
<i>Agoniatés halecínus</i>	1.05	0.27	0.22	0.66	89.62
<i>Lycengraulis batesii</i>	0.86	0.26	0.39	0.66	90.27

Tabela 10: Lista das espécies de peixes capturadas na área impactada do lago Batata (PA) cujas abundâncias contribuíram para a similaridade entre os anos analisados (área impactada), gerada através de análise ANOSIM (análise de similaridade).

Espécies	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Auchenipterichthys longimanus</i>	6.57	6.99	3.65	15.90	15.90
<i>Triportheus albus</i>	4.44	3.60	1.84	8.19	24.09
<i>Acestrorhynchus microlepis</i>	3.32	3.14	1.86	7.14	31.23
<i>Curimata vitatta</i>	4.42	3.11	1.11	7.07	38.30
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	2.31	2.16	1.88	4.91	43.21
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	2.35	2.09	1.18	4.75	47.97
<i>Astrodoras asterifrons</i>	2.29	1.88	1.58	4.28	52.24
<i>Hemiodus microlepis</i>	2.73	1.77	0.90	4.02	56.26
<i>Bryconops alburnoides</i>	1.96	1.46	0.88	3.32	59.59
<i>Hypophthalmus marginatus</i>	1.74	1.44	1.24	3.28	62.87
<i>Leporinus fasciatus</i>	1.74	1.35	1.28	3.07	65.93
<i>Boulengerella lucius</i>	1.50	0.98	0.97	2.23	68.16
<i>Laemolyta taeniata</i>	1.11	0.83	0.84	1.88	70.04
<i>Plagioscion surinamensis</i>	1.16	0.82	1.08	1.87	71.92
<i>Cyphocharax abramoides</i>	1.15	0.81	0.90	1.85	73.77
<i>Curimata roseni</i>	1.62	0.73	0.64	1.66	75.43
<i>Hypophthalmus edentatus</i>	1.45	0.67	0.65	1.53	76.96
<i>Pellona castelnaeana</i>	0.84	0.62	0.85	1.42	78.38
<i>Pirinampus pirinampu</i>	0.90	0.62	0.70	1.41	79.79
<i>Acestrorhynchus falcirostris</i>	1.26	0.60	0.71	1.37	81.16
<i>Hydrolicus armatus</i>	1.02	0.59	0.69	1.35	82.51
<i>Nemadoras leporhinus</i>	1.06	0.53	0.68	1.21	83.72
<i>Boulengerella cuvieri</i>	1.03	0.52	0.59	1.18	84.90
<i>Hemiodus immaculatus</i>	1.36	0.49	0.48	1.11	86.01
<i>Micromischodus sugillatus</i>	1.26	0.44	0.40	1.01	87.01
<i>Hypoptopoma sp.</i>	0.93	0.41	0.58	0.92	87.94
<i>Pimelodella cristata</i>	0.84	0.38	0.58	0.87	88.80
<i>Pimelodus blochii</i>	0.67	0.37	0.59	0.84	89.64
<i>Geophagus altifrons</i>	0.86	0.29	0.45	0.67	90.31

Tabela 11: Lista das espécies de peixes capturadas no lago Batata (PA) cujas abundâncias contribuíram para a dissimilaridade entre os fatores analisados (área natural e área impactada), gerada através de análise SIMPER.

Espécies	Abundância média		Média dis.	DP dissim.	Contrib%	Acum.%
	Grupo Natural	Grupo Impactado				
<i>Triportheus albus</i>	1.18	4.44	2.5	1.3	4.13	4.13
<i>Curimata vittata</i>	2.65	4.42	2.48	1.38	4.1	8.24
<i>Hemiodus immaculatus</i>	3.72	1.36	2.2	1.09	3.64	11.88
<i>Auchenipterichthys longimanus</i>	6.82	6.57	1.62	1.32	2.68	14.56
<i>Hemiodus microlepis</i>	1.64	2.73	1.61	1.32	2.67	17.22
<i>Micromischodus sugillatus</i>	2.22	1.26	1.57	1.12	2.59	19.81
<i>Acestrorhynchus microlepis</i>	1.51	3.32	1.51	1.7	2.49	22.3
<i>Bryconops alburnoides</i>	2.75	1.96	1.32	1.39	2.19	24.49
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	1.87	2.35	1.2	1.28	1.98	26.47
<i>Agoniates halecinus</i>	1.05	0.79	1.07	0.73	1.77	28.24
<i>Astrodoras asterifrons</i>	1.36	2.29	1.05	1.12	1.74	29.98
<i>Curimata roseni</i>	0.86	1.62	1.04	1.15	1.72	31.7
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	2.03	2.31	1	1.17	1.65	33.35
<i>Hypophthalmus edentatus</i>	0.35	1.45	0.98	0.9	1.61	34.96
<i>Hypophthalmus marginatus</i>	1.15	1.74	0.9	1.27	1.49	36.46
<i>Cichla vazzoleri</i>	1.26	0	0.9	0.65	1.49	37.94
<i>Boulengerella lucius</i>	1.04	1.5	0.86	1.29	1.43	39.37
<i>Curimata ocellata</i>	1.11	0.57	0.85	0.94	1.41	40.78
<i>Plagioscion surinamensis</i>	0.88	1.16	0.83	1.33	1.38	42.16
<i>Laemolyta taeniata</i>	1.3	1.11	0.83	1.24	1.37	43.52
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	0.77	0.85	0.82	1.05	1.35	44.88
<i>Ageneiosus ucayalensis</i>	1.1	0.46	0.81	1	1.33	46.21
<i>Acestrorhynchus falcirostris</i>	0.99	1.26	0.8	1.16	1.32	50.18
<i>Geophagus altifrons</i>	1.11	0.86	0.8	1.2	1.32	48.86
<i>Lycengraulis batesii</i>	0.86	0.81	0.8	0.96	1.33	47.54
<i>Leporinus fasciatus</i>	1.56	1.74	0.78	1.21	1.29	51.47
<i>Cyphocharax abramoides</i>	0.25	1.15	0.75	1.26	1.24	52.7
<i>Nemadoras leporhinus</i>	0.45	1.06	0.74	1.12	1.22	53.93
<i>Hemiodus argenteus</i>	0.71	0.65	0.72	0.89	1.19	55.11
<i>Boulengerella cuvieri</i>	0.46	1.03	0.71	1.05	1.17	56.28
<i>Argonectes longiceps</i>	0.96	0.31	0.7	0.86	1.16	57.44
<i>Hydrolicus armatus</i>	0.56	1.02	0.68	1.16	1.13	58.57
<i>Loricariichthys acutus</i>	0.65	0.45	0.66	0.63	1.09	59.66
<i>Hypoptopoma sp.</i>	0.39	0.93	0.63	1.05	1.04	60.7
<i>Pinirampus pinirampu</i>	0.53	0.9	0.63	1.09	1.03	61.73
<i>Myleus torquatus</i>	0.2	0.73	0.61	0.48	1	62.74
<i>Pellona flavipinnis</i>	0.85	0.45	0.6	1.24	1	63.74
<i>Pimelodella cristata</i>	0.35	0.84	0.59	1.04	0.97	64.71
<i>Pellona castelnaeana</i>	0.73	0.84	0.51	1.12	0.85	65.56
<i>Hassar sp. 1</i>	0.62	0	0.51	0.4	0.85	66.4
<i>Caenotropus labyrinthicus</i>	0.08	0.73	0.5	0.89	0.82	67.22
<i>Hassar notospilus</i>	0.4	0.58	0.49	0.94	0.81	68.04
<i>Hoplias malabaricus</i>	0.53	0.53	0.47	1.05	0.78	68.82
<i>Pimelodus blochii</i>	0	0.67	0.46	1.03	0.76	70.33
<i>Tatia aulopygia</i>	0.4	0.46	0.46	0.85	0.76	69.58
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	0.42	0.58	0.44	1.03	0.73	71.06
<i>Serrasalmus manueli</i>	0.55	0.21	0.44	0.68	0.72	71.79
<i>Plagioscion montei</i>	0.25	0.54	0.43	0.81	0.71	72.5
<i>Satanoperca acuticeps</i>	0.55	0.26	0.42	0.86	0.7	73.2
<i>Boulengerella maculata</i>	0.4	0.42	0.41	0.88	0.68	73.88
<i>Loricariichthys nudirostris</i>	0.51	0.19	0.41	0.76	0.67	74.55
<i>Ageneiosus sp.</i>	0	0.58	0.39	0.72	0.65	75.2
<i>Triportheus elongatus</i>	0	0.54	0.36	0.53	0.59	76.39
<i>Chalceus spylogiros</i>	0.42	0.13	0.36	0.69	0.59	76.97
<i>Agoniates anchovia</i>	0.52	0	0.36	0.41	0.59	75.8
<i>Osteoglossum bicirrhosum</i>	0.12	0.42	0.33	0.8	0.55	77.52

Continuação da tabela 11.

Espécies	Abundância média		Média dis.	DP dissim.	Contrib%	Acum.%
	Grupo Natural	Grupo Impactado				
<i>Pristobrycon eigenmanni</i>	0.31	0.28	0.32	0.69	0.52	78.56
<i>Serrasalmus gouldingi</i>	0.4	0.08	0.32	0.73	0.52	78.04
<i>Ossancora eigenmanni</i>	0	0.49	0.31	0.4	0.51	79.59
<i>Ageneiosus vittatus</i>	0.28	0.27	0.31	0.67	0.51	79.08
<i>Triportheus auritus</i>	0.08	0.38	0.29	0.69	0.48	81.04
<i>Doras sp.</i>	0.12	0.31	0.29	0.52	0.48	80.07
<i>Pristobrycon striolatus</i>	0.23	0.29	0.29	0.68	0.48	82
<i>Cyphocharax plumbeus</i>	0.35	0.15	0.29	0.7	0.48	81.52
<i>Pachypops trifilis</i>	0.39	0.08	0.29	0.6	0.48	80.55
<i>Laemolyta proxima</i>	0.25	0.24	0.28	0.69	0.46	82.46
<i>Cichla sp 1.</i>	0.14	0.26	0.27	0.58	0.45	82.91
<i>Serrasalmus elongatus</i>	0	0.38	0.25	0.78	0.41	84.15
<i>Cichla temensis</i>	0.08	0.34	0.25	0.69	0.41	83.74
<i>Semaprochilodus taeniurus</i>	0.25	0.23	0.25	0.74	0.42	83.33
<i>Pseudoloricaria laeviuscula</i>	0.17	0.26	0.24	0.68	0.4	84.56
<i>Rineloricaria formosa</i>	0.2	0.19	0.24	0.6	0.39	84.95
<i>Catoptrion mento</i>	0.08	0.29	0.23	0.59	0.39	85.72
<i>Ilisha amazonica</i>	0.2	0.19	0.23	0.59	0.39	85.34
<i>Pseudoplatystoma punctifer</i>	0.25	0.15	0.22	0.68	0.37	86.09
<i>Cynodon gibbus</i>	0.12	0.23	0.21	0.61	0.35	86.44
<i>Trachycorystes sp.</i>	0.27	0	0.21	0.42	0.34	86.78
<i>Curimata sp.</i>	0.08	0.2	0.2	0.37	0.32	87.43
<i>Hypoptopoma gulare</i>	0.2	0.08	0.2	0.52	0.33	87.11
<i>Hassar cf. orestis</i>	0	0.32	0.19	0.29	0.32	87.75
<i>Trachelyoptherichthys taeniatus</i>	0	0.23	0.19	0.53	0.31	88.38
<i>Pygocentrus nattereri</i>	0.08	0.19	0.19	0.51	0.32	88.07
<i>Acaronia nassa</i>	0.17	0.15	0.18	0.6	0.3	88.68
<i>Platynemateichthys notatus</i>	0.25	0.08	0.18	0.51	0.3	88.99
<i>Jurengraulis juruensis</i>	0.12	0.15	0.17	0.51	0.29	89.85
<i>Pachyurus junki</i>	0.2	0.08	0.17	0.51	0.29	89.56
<i>Loricariichthys sp.</i>	0.19	0.08	0.17	0.38	0.29	89.27
<i>Hassar sp. 2</i>	0.08	0.15	0.16	0.42	0.27	90.11

Tabela 12: Coordenadas da PCoAs (Principal Coordinate Analysis) para a distribuição dos anos de ocorrência, ou não, de eventos climáticos La Niña e El Niño, considerando a ictiocenose do lago Batata (Porto Trombetas, PA). As coordenadas foram obtidas a partir das composições e abundâncias da ictiocenose, atributos hidrológicos e estimadores de diversidade registrados para as campanhas de monitoramento realizadas entre 2001 e 2012, sempre no período de enchente (março). Os anos em negrito indicam a ocorrência de eventos La Niña e El Niño.

	La Niña		El Niño	
	PCoA1	PCoA2	PCoA1	PCoA2
2001	-0,4	0,164	-0,038	0,164
2003	-0,24	-0,008	-0,241	-0,008
2004	-0,27	0,004	<b>-0,271</b>	<b>0,004</b>
2005	<b>-0,081</b>	<b>-0,061</b>	-0,081	-0,061
2006	0,038	0,058	<b>0,038</b>	<b>0,058</b>
2007	<b>0,342</b>	<b>-0,047</b>	0,342	-0,047
2008	<b>-0,031</b>	<b>-0,009</b>	-0,031	-0,009
2009	0,234	0,248	<b>0,234</b>	<b>0,248</b>
2010	<b>-0,11</b>	<b>0,156</b>	-0,11	0,156
2011	<b>-0,069</b>	<b>-0,296</b>	-0,069	-0,296
2012	0,227	-0,208	0,227	-0,208

Tabela 13: Resultado dos coeficientes dos anos (sites), originados pela PERMANOVA, para a distribuição de ocorrência dos eventos climáticos La Niña e El Niño, ou anos “normais”, considerando a ictiocenose do lago Batata (Porto Trombetas, PA) na área natural. Os anos em negrito indicam a ocorrência de eventos La Niña e El Niño.

Anos	La Niña	El Niño
	Coeficientes	Coeficientes
2001	-0,029	0,015
2003	0,062	0,004
2004	0,053	<b>-0,063</b>
2005	<b>-0,019</b>	0,015
2006	0,077	<b>-0,107</b>
2007	<b>-0,04</b>	0,040
2008	<b>-0,043</b>	0,041
2009	0,052	<b>-0,111</b>
2010	<b>-0,05</b>	0,030
2011	<b>-0,051</b>	0,041
2012	0,049	0,543

Tabela 14: Resultado dos coeficientes de espécies gerados a partir da PERMANOVA realizada para testar os eventos climáticos La Niña e El Niño, os atributos hidrológicos e os estimadores de diversidade com base em dados obtidos entre 2001 e 2012 para o lago Batata (Porto Trombetas, PA) como um todo. Os resultados para os coeficientes de espécies podem ser considerados análogos à análise de espécies indicadoras, evidenciando as principais contribuintes para a separação dos eixos da PCoA.

Coeficientes das espécies			
	La Niña		El Niño
<i>M.sugillatus</i>	-5,4	<i>C.vittata</i>	-14,35
<i>B.alburnoides</i>	-5,2	<i>H.microlepis</i>	-12,52
<i>C.roseni</i>	-3,1	<i>H.immaculatus</i>	-9,89
<i>A.falcirostris</i>	-2,9	<i>A.longimanus</i>	-6,04
<i>L.acutus</i>	-2,6	<i>P.squamosissimus</i>	-5,6
<i>A.microlepis</i>	-2,3	<i>H.unimaculatus</i>	-4,14
<i>G.altifrons</i>	-1,8	<i>C.vazzoleri</i>	-3,46
<i>H.orestis</i>	-1,7	<i>M.torquatus</i>	-3,12
<i>A.anchovia</i>	-1,5	<i>L.batesii</i>	-2,92
<i>B.lucius</i>	-1,4	<i>T.albus</i>	-2,52
<i>A.nuchalis</i>	-1,3	<i>C.ocelata</i>	-1,96
<i>P.surinamensis</i>	-1,3	<i>C.roseni</i>	-1,83
<i>A.inermis</i>	-1,2	<i>A.falcirostris</i>	-1,73
<i>L.taeniata</i>	-1,1	<i>O.eigenmanni</i>	-1,62
<i>P.blochii</i>	-1,1	<i>P.surinamensis</i>	-1,48
<i>P.cristata</i>	-1,1	<i>N.leporhinus</i>	-1,42
<i>O.eigenmanni</i>	1,2	<i>A.anchovia</i>	-1,37
<i>H.marginatus</i>	1,4	<i>G.altifrons</i>	-1,29
<i>H.immaculatus</i>	2,1	<i>H.marginatus</i>	-1,21
<i>H.unimaculatus</i>	3,1	<i>S.manueli</i>	-1,12
<i>C.ocelata</i>	3,1	<i>C.abramoides</i>	1,12
<i>M.torquatus</i>	4,2	<i>L.fasciatus</i>	1,25
<i>A.longimanus</i>	4,4	<i>A.inermis</i>	1,85
<i>C.vazzoleri</i>	4,5	<i>A.nuchalis</i>	2,5
<i>P.squamosissimus</i>	4,6	<i>L.acutus</i>	4,21
<i>H.microlepis</i>	8,2		
<i>T.albus</i>	10,3		
<i>C.vittata</i>	11,32		

Tabela 15: Coordenadas da PCoAs (Principal Coordinate Analysis) para a distribuição dos anos de ocorrência, ou não, de eventos climáticos La Niña e El Niño, considerando a ictiocenose do lago Batata (Porto Trombetas, PA) na área natural. As coordenadas foram obtidas a partir da composição e abundâncias das ictiocenoses, dos registros dos atributos hidrológicos e dos estimadores de diversidade registrados em cada campanha de monitoramento realizada entre 2001 e 2012, sempre no período de enchente (março). Os anos em negrito indicam a ocorrência de eventos La Niña e El Niño.

Área natural					
La Niña			El Niño		
	PCoA1	PCoA2		PCoA1	PCoA2
2001	-0.027	-0.174	2001	-0,027	-0,175
2003	-0.222	-0.172	2003	-0,222	-0,172
2004	-0.225	-0.199	<b>2004</b>	<b>-0,225</b>	<b>-0,199</b>
<b>2005</b>	<b>0.109</b>	<b>-0.094</b>	2005	0,109	0,094
2006	-0.008	0.192	<b>2006</b>	<b>-0,008</b>	<b>0,192</b>
<b>2007</b>	<b>0.452</b>	<b>0.027</b>	2007	0,452	0,027
<b>2008</b>	<b>-0.108</b>	<b>0.026</b>	2008	-0,108	0,028
2009	-0.046	0.426	<b>2009</b>	<b>-0,046</b>	<b>0,426</b>
<b>2010</b>	<b>-0.225</b>	<b>0.004</b>	2010	-0,225	0,004
<b>2011</b>	<b>-0.031</b>	<b>0.147</b>	2011	-0,314	0,147
2012	0.331	-0.182	2012	0,331	-0,182

Tabela 16: Resultado dos coeficientes dos anos (sites), originados pela PERMANOVA, para a distribuição de ocorrência dos eventos climáticos La Niña e El Niño, ou anos “normais”, considerando a ictiocenose do lago Batata (Porto Trombetas, PA) na área natural. Os anos em negrito indicam a ocorrência de eventos La Niña e El Niño.

	La Niña	El Niño
Anos	Coeficientes	Coeficientes
2001	-0,025	0,037
2003	0,067	0,028
2004	0,068	<b>-0,075</b>
2005	<b>-0,022</b>	0,023
2006	0,069	<b>-0,113</b>
2007	<b>-0,048</b>	0,075
2008	<b>-0,049</b>	0,053
2009	0,08	<b>-0,149</b>
2010	<b>-0,024</b>	0,006
2011	<b>-0,045</b>	0,038
2012	0,04	0,074

Tabela 17: Resultado dos coeficientes de espécies gerados a partir da PERMANOVA realizada para testar os eventos climáticos La Niña e El Niño, os atributos hidrológicos e estimadores de diversidade com base em dados obtidos entre 2001 e 2012 considerando a área natural do lago Batata (Porto Trombetas, PA).

Coeficientes das espécies da área natural			
	La Niña		El Niño
<i>A.halecinus</i>	-2,65	<i>H.immaculatus</i>	-15,58
<i>M.sugillatus</i>	-1,85	<i>C.vittata</i>	-6,56
<i>B.alburnoides</i>	-1,82	<i>H.microlepis</i>	-3,69
<i>A.anchovia</i>	-1,47	<i>C.vazzoleri</i>	-3,46
<i>L.acutus</i>	-1,4	<i>H.unimaculatus</i>	-3,14
<i>L.taeniata</i>	-1,38	<i>P.squamosissimus</i>	-3,1
<i>G.altifrons</i>	-1,32	<i>B.alburnoides</i>	-2,62
<i>A.ucayalensis</i>	-1,25	<i>C.ocelata</i>	-1,75
<i>T.albus</i>	-1,08	<i>L.batesii</i>	-1,52
<i>A.longiceps</i>	1,22	<i>P.surinamensis</i>	-1,52
<i>L.batesii</i>	2,15	<i>A.anchovia</i>	-1,37
<i>H.microlepis</i>	2,35	<i>A.microlepis</i>	-1,27
<i>H.unimaculatus</i>	2,48	<i>A.longimanus</i>	-1,1
<i>C.ocelata</i>	2,7	<i>L.taeniata</i>	1,31
<i>P.squamosissimus</i>	3,47	<i>A.ucayalensis</i>	1,85
<i>C.vazzoleri</i>	4,55	<i>A.halecinus</i>	2,12
<i>C.vittata</i>	4,9	<i>L.acutus</i>	2,79
<i>H.immaculatus</i>	5,32	<i>T.albus</i>	3,1

Tabela 18: Coordenadas dos centróides dos gráficos das PCoAs das áreas natural e impactada em relação aos anos de ocorrência de eventos climáticos La Niña e El Niño e anos “normais”.

	Área natural		Área impactada	
	PCoA1	PCoA2	PCoA1	PCoA2
La Niña	0,012	-0,007	-0,09	0,06
Normal	-0,053	-0,009	0,09	-0,08
El Niño	-0,07	0,17	0,22	-0,19
Normal	0,02	-0,06	-0,08	0,05

Tabela 19: Coordenadas da PCoAs (Principal Coordinate Analysis) para a distribuição dos anos de ocorrência, ou não, de eventos climáticos La Niña e El Niño, considerando a ictiocenose do lago Batata (Porto Trombetas, PA) na área impactada. As coordenadas foram obtidas a partir das composições e abundâncias da ictiocenose, registros dos atributos hidrológicos e estimadores de diversidade registrados para cada campanhas de monitoramento realizadas entre 2001 e 2012, sempre no período de enchente (março). Os anos em negrito indicam a ocorrência de eventos La Niña e El Niño.

Área Impactada					
La Niña			El Niño		
	PCoA1	PCoA2		PCoA1	PCoA2
2001	-0,175	0,104	2001	-0,175	0,104
2003	-0,3	-0,11	2003	-0,3	-0,11
2004	-0,242	-0,049	<b>2004</b>	<b>-0,242</b>	<b>-0,049</b>
<b>2005</b>	<b>-0,17</b>	<b>0,001</b>	2005	-0,17	0,001
2006	0,335	-0,159	<b>2006</b>	<b>0,335</b>	<b>-0,159</b>
<b>2007</b>	<b>-0,071</b>	<b>-0,015</b>	2007	-0,071	-0,015
<b>2008</b>	<b>0,17</b>	<b>0,236</b>	2008	0,17	0,236
2009	0,343	-0,325	<b>2009</b>	<b>0,343</b>	<b>-0,345</b>
<b>2010</b>	<b>-0,153</b>	<b>0,012</b>	2010	-0,153	0,012
<b>2011</b>	<b>-0,062</b>	<b>0,001</b>	2011	-0,062	0,001
2012	0,326	0,303	2012	0,326	0,303

Tabela 20: Resultado dos coeficientes dos anos (sites), originados pela PERMANOVA, para a distribuição de ocorrência dos eventos climáticos La Niña e El Niño, ou anos “normais”, considerando a ictiocenose do lago Batata (Porto Trombetas, PA) na área impactada. Os anos em negrito indicam a ocorrência de eventos La Niña e El Niño.

La Niña		El Niño	
	Coeficientes		Coeficientes
2001	-0,089	2001	0,093
2003	0,002	2003	0,058
2004	0,023	<b>2004</b>	<b>-0,039</b>
<b>2005</b>	<b>-0,047</b>	2005	0,058
2006	0,089	<b>2006</b>	<b>-0,133</b>
<b>2007</b>	<b>-0,092</b>	2007	0,082
<b>2008</b>	<b>-0,051</b>	2008	0,047
2009	0,087	<b>2009</b>	<b>-0,15</b>
<b>2010</b>	<b>-0,074</b>	2010	0,067
<b>2011</b>	<b>-0,058</b>	2011	0,054
2012	0,049	2012	0,043

Tabela 21: Resultado dos coeficientes de espécies gerados a partir da PERMANOVA realizada para testar os eventos climáticos La Niña e El Niño, os atributos hidrológicos e estimadores de diversidade com base em dados obtidos entre 2001 e 2012 considerando a área impactada do lago Batata (Porto Trombetas, PA).

Coeficientes das espécies da área impactada			
	La Niña		El Niño
<i>M.sugillatis</i>	-3,6	<i>T.albus</i>	-14,87
<i>B.alburnoides</i>	-3,4	<i>H.microlepis</i>	-8,83
<i>C.roseni</i>	1,02	<i>C.vittata</i>	-7,79
<i>N.leporhinus</i>	1,02	<i>A.longimanus</i>	-4,94
<i>H.immaculatus</i>	1,12	<i>H.immaculatus</i>	-4
<i>H.gulare</i>	1,13	<i>A.microlepis</i>	-3,46
<i>P.squamosissimus</i>	1,13	<i>H.edentatus</i>	-3,21
<i>G.altifrons</i>	1,37	<i>M.torquatus</i>	-2,71
<i>L.batesii</i>	1,43	<i>A.halecinus</i>	-2,62
<i>A.falcirostris</i>	1,48	<i>P.squamosissimus</i>	-2,5
<i>O.eigenmanni</i>	1,58	<i>A.falcirostris</i>	-2,39
<i>B.cuvieri</i>	1,88	<i>L.fasciatus</i>	-2,06
<i>A.halecinus</i>	2,03	<i>C.roseni</i>	-2
<i>L.fasciatus</i>	3,3	<i>A.nuchalis</i>	-1,75
<i>M.torquatus</i>	3,73	<i>B.lucius</i>	-1,52
<i>A.microlepis</i>	3,82	<i>G.altifrons</i>	-1,44
<i>A.longimanus</i>	4,93	<i>B.cuvieri</i>	-1,23
<i>H.microlepis</i>	5,85	<i>O.eigenmanni</i>	-1,19
<i>C.vittata</i>	6,42	<i>H.orestis</i>	-1,06
<i>T.albus</i>	17,82	<i>H.unimaculatus</i>	-1
		<i>B.alburnoides</i>	2
		<i>A.asterifrons</i>	2,54

Tabela 22: Resultados da PERMANOVA para análises da influência dos anos de eventos El Niño e La Niña na taxocenose de peixes coletados na área natural do lago Batata entre os anos 2001 e 2012. GL = graus de liberdade; SQ = Soma dos Quadrados; MQ = Média dos Quadrados; F = teste F; R<sup>2</sup> = correlação; p = significância.

	GL	SQ	MQ	F	R <sup>2</sup>	p
La Niña	1	0,15	0,15	0,71	0,07	0,8
Resíduos	9	1,94	0,21		0,92	
Total	10	2,09			1,0	
El Niño	1	0,23	0,23	1,12	0,11	0,32
Resíduos	9	1,86	0,21		0,89	
Total	10	2,09			1,00	

Tabela 23: Resultados da PERMANOVA para análises da influência dos anos de eventos El Niño e La Niña na taxocenose de peixes coletados na área impactada do lago Batata entre os anos 2001 e 2012. GL = graus de liberdade; SQ = Soma dos Quadrados; MQ = Média dos Quadrados; F = teste F;  $R^2$  = correlação; p = significância.

	GL	SQ	MQ	F	$R^2$	p
La Niña	1	0,21	0,21	1,08	0,11	0,34
Resíduos	9	1,79	0,2		0,89	
Total	10	2,01			1	
El Niño	1	0,27	0,27	1,42	0,14	0,14
Resíduos	9	1,73	0,19		0,86	
Total	10	2,01			1,00	