



FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DE RONDÔNIA – UNIR
NÚCLEO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA TERRA – NCET
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO
REGIONAL E MEIO AMBIENTE – PGDRA

HOMOGENEIZAÇÃO DE HABITATS DE CORREDEIRAS E SEU EFEITO
NA ESTRUTURA DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE UM TRECHO DO RIO
MADEIRA, BRASIL.

HELLISON ARNALDO DA SILVA ALVES

Porto Velho (RO)
2014



FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DE RONDÔNIA – UNIR
NÚCLEO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA TERRA – NCET
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO
REGIONAL E MEIO AMBIENTE – PGDRA

HOMOGENEIZAÇÃO DE HABITATS DE CORREDEIRAS E SEU EFEITO
NA ESTRUTURA DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE UM TRECHO DO RIO
MADEIRA, BRASIL.

HELLISON ARNALDO DA SILVA ALVES

Orientadora: Dra. Gislene Torrente Vilara

Dissertação de Mestrado apresentada
junto ao Programa de Pós-Graduação
em Desenvolvimento Regional e Meio
Ambiente, Área de Concentração em
Desenvolvimento Sustentável e
Diagnóstico Ambiental, para obtenção
de Título de Mestre em
Desenvolvimento Regional e Meio
Ambiente.

Porto Velho (RO)
2014

FICHA CATALOGRÁFICA
BIBLIOTECA PROF. ROBERTO DUARTE PIRES

A474h

Alves, Hellison Arnaldo da Silva.

Homogeneização de habitats de corredeiras e seu efeito na estrutura das assembleias de peixes de um trecho do rio Madeira, Brasil / Hellison Arnaldo da Silva Alves. - Porto Velho, Rondônia, 2016.
65f.:il.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Gislene Torrente Vilara
Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente) - Fundação Universidade Federal de Rondônia - UNIR

1.Províncias ictiofaunísticas. 2.Homogeneização.3.Peixes – espécies – Amazônia I.Vilara, Gislene Torrente. II.Fundação Universidade Federal de Rondônia – UNIR.III. Título.

CDU:502.131.1(811.3)

Bibliotecária Responsável: Carolina Cavalcante CRB11/1579

HELLISON ARNALDO DA SILVA ALVES

HOMOGENEIZAÇÃO DE HABITATS DE CORREDEIRAS E SEU EFEITO
NA ESTRUTURA DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE UM TRECHO DO RIO
MADEIRA, BRASIL.

Comissão Examinadora

Dra. Gislene Torrente Vilara
Orientadora

Dr. Jean Ricardo Simões Vitule
Membro

Dra. Carolina Rodrigues da Costa Dória
Membro

Dra. Luciana Gatto Brito
Membro Suplente

Porto Velho, _____ de _____ de _____.

Resultado _____.

Esta dissertação é dedicada a todos aqueles que, curiosos e interessados, desejam conhecer, aprofundar ou lapidar seu conhecimento sobre o rio Madeira, um dos rios mais ricos e emblemáticos do mundo.

AGRADECIMENTOS

Ninguém faz nada sozinho. O processo criativo pode até ser solitário, mas sua concepção e desenvolvimento é sempre uma parceria com a vida que levamos, amigos que encontramos, autores que lemos e conversas que tivemos ao longo do caminho.

Portanto agradeço,

À orientadora:

À minha querida orientadora, Dra. Gislene Torrente Vilara, pela orientação construtiva, atenciosa e paciente, assim como pelo constante apoio e incentivo durante todo o trabalho. Agradeço por compartilhar comigo seu grande conhecimento sobre o rio Madeira com tanta dedicação;

Às instituições:

À Universidade Federal de Rondônia (UNIR), Programa de Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio ambiente, por todos os professores e pelo fortalecimento e amadurecimento de minha formação, e claro, a Izabel, por todo carinho e atenção durante esta jornada;

Ao Laboratório de Ictiologia e Pesca da Universidade Federal de Rondônia e todos os seus integrantes, pelo esforço em conjunto para construir um grande e valioso banco de dados sobre a bacia do rio Madeira. Espero que o grupo cresça cada vez mais para continuar este maravilhoso trabalho;

À agência de fomento à pesquisa:

À CAPES, pela concessão da bolsa de estudos;

À Empresa:

À Santo Antônio Energia pela seriedade na execução do Programa de Conservação da Ictiofauna, pelo apoio logístico dado a este trabalho e pela autorização do uso dos dados sem restrição, o que demonstra busca por medidas de conservação efetivas para o rio Madeira.

Aos amigos e pesquisadores:

À Dra. Carolina Rodrigues da Costa Dória, pela oportunidade que me deu de poder trabalhar com o rio Madeira, pelo incentivo durante todos os anos de minha formação e por acreditar na minha capacidade de desenvolver este trabalho;

Ao futuro doutor João Filho, pela sua enorme paciência ao me auxiliar a desvendar os mistérios do R, para entender e desenvolver minhas análises estatísticas;

À também futura doutora Ariana Cella Ribeiro, por compartilhar comigo seu conhecimento sobre a fauna de peixes do rio Madeira e a interpretar seu comportamento no Madeirão;

À todos os colegas e companheiros de mestrado da turma PGDRA 2012, vocês sempre terão um lugar especial em minha caminhada. Sem vocês a jornada não teria sido divertida!

Em especial:

À minha família, sobretudo minha mãe Eliana e minha tia Maria, pelo imenso amor, carinho, apoio e incentivo, sendo a base essencial para o cumprimento desta etapa. Vocês me deram todas as condições de poder sonhar!

Finalmente, ao Max, meu grande amigo e parceiro, agradeço a enorme companhia e compreensão. Obrigado por sempre me ouvir e ter ajudado com a sensatez que sempre me ajudou nesta etapa da minha vida.

RESUMO

Ao mesmo tempo que barreiras naturais podem conduzir a extinção, elas podem aumentar as chances de especiação e aumentar a diversidade de uma região. Nesse sentido, as relações espécie-área e espécie-abundância desempenham um papel central na ecologia de comunidades e suas tendências podem orientar sobre consequências potencialmente importantes em função de impactos antropogênicos. As diferentes inclinações na relação espécie-abundância podem conduzir à adequação de medidas de planejamento, gerenciamento e conservação das espécies. O objetivo desse trabalho foi investigar como as relações de riqueza-abundância, bem como a composição da assembleia de peixes de afluentes historicamente separado pela cachoeira do Teotônio se comportou depois do fechamento do rio Madeira pela UHE Santo Antônio, afogando o principal divisor natural das províncias ictiofaunísticas desse rio. Uma estação a montante e outra a jusante, separadas pela cachoeira do Teotônio foram selecionadas para o estudo. A ictiofauna foi capturada com uma bateria padronizada de 13 malhadeiras em 24 eventos de coleta, em condições pré (12) e pós (12) a formação do reservatório. A riqueza total investigada somou 198 espécies, tendo sido registradas 146 espécies no pré e 176 espécies no pós UHE. A relação riqueza-abundância foi mais ajustada no pós UHE do que na condição natural do rio. Apesar disso, observamos uma diminuição no coeficiente angular da relação, o que revela que, mesmo com o incremento em espécies de uma ictiofauna imigrante, o aumento na abundância de espécies que começam a se adaptar no novo sistema promove uma diminuição na diversidade. Ao avaliar criteriosamente a composição de espécies, registramos apenas duas invasoras que eram exclusivas da província da jusante da cachoeira Teotônio no pré-UHE. Ainda no pré-UHE, 44 espécies nunca tinham sido registradas nos locais estudados, entre elas sete eram exclusivas da área a montante das cachoeiras e podem ser consideradas invasoras no UHE-SAE. Mesmo com a invasão de algumas espécies e o aumento das populações de espécies que estão predominando no novo ambiente, a homogeneização do trecho pelo afogamento da cachoeira Teotônio ainda é incipiente e revela o incrível efeito da cachoeira do Teotônio, mesmo submersa, na segregação da ictiofauna da atual área do UHE Santo Antônio.

Palavras-chave: províncias ictiofaunísticas, homogeneização, riqueza de espécies, água branca, Amazônia

ABSTRACT

The species-area and species-abundance relationship play a central role in the ecology and inform about important consequences for biodiversity. Differences in the slope of these relationships can improve the result of management measures and planning of species conservation. The aim of this study was to investigate how the relationships of species-abundance as well as the composition of the fish assemblage of Madeira river have been responding to the potential effects of Santo Antônio Hydroelectric power plan. Two sites historically separated by the Teotônio main Fall (one upstream and the other downstream of this natural barrier) were selected for the study. A set of 13 gillnets captured the fish during 24 expeditions before (12) and after (12) the UHE-SAE closed the Madeira River downstream Teotônio Fall, flooding it. The results pointed out 198 species in the whole where 146 species were recorded in the pre-UHE and 176 species in the pos-UHE. The increasing in abundance for some species suggested a decrease in the slope of the relationship proposed, even we observed a high increase in the species richness by migration from others sites. Species composition pointed out 46 species that were not recorded before UHE-SAE. However, only two invasive species that were exclusive from the province downstream Teotônio Fall during the pre-UHE. Among the others 44 species, only seven may be consider as potential invasive in the pos-UHE, all of them from the province upstream the waterfalls. The invasion and increasing in abundance of some species in the new environment were not enough, until now, to broken the potential effect described for the ichthyofauna structure reveled by Teotônio Fall in the natural system, even submerged.

Key-words : ichthyofauna provinces, homogenization, richness, white-waters, Amazon

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Cachoeira do Teotônio em seu declive mais acentuado no rio Madeira, bacia Amazônica, Brasil. Foto: Taís Melo.	20
Figura 2. Área de estudo no rio Madeira, bacia Amazônica, Brasil. JAT: igarapé Jatuarana; JAF: rio Jaciparaná.....	21
Figura 3. Local de coleta no igarapé Jatuarana, bacia do rio Madeira, Brasil. Foto: Taís Melo.	22
Figura 4. Local de coleta no rio Jaciparaná, bacia do rio Madeira, Brasil. Foto: Taís Melo.	23
Figura 5. Relação riqueza-abundância para o igarapé Jatuarana (JAT), na bacia do rio Madeira, no período pré e pós-UHE.....	28
Figura 6. Relação riqueza-abundância para o rio Jaciparaná (JAF), na bacia do rio Madeira, no período pré e pós-UHE.....	28
Figura 7. Riqueza de espécies da ictiofauna observadas no rio Jaciparaná, na bacia do rio Madeira, nos períodos pré e pós-UHE.	31
Figura 8. Riqueza de espécies da ictiofauna observadas no rio Jaciparaná, na bacia do rio Madeira, nos períodos pré e pós-UHE.	31
Figura 9. Análise de Escalonamento Multidimensional não métrica para a estrutura da ictiofauna do igarapé Jatuarana, bacia do rio Madeira, Brasil, em relação aos períodos de coleta (pré e pós-UHE).	32
Figura 10. Análise de Escalonamento Multidimensional não métrica para a estrutura da ictiofauna do rio Jaciparaná, bacia do rio Madeira, Brasil, em relação aos períodos de coleta (pré e pós-UHE).....	33
Figura 11. Análise de Componentes Principais para as variáveis limnológicas, representadas pela profundidade, condutividade, pH, oxigênio dissolvido, temperatura, largura do curso d'água e turbidez, para o igarapé Jatuarana (JAT), bacia do rio Madeira, Brasil. Em destaque azul as elipses de confiança para os dois períodos estudados (pré e pós-UHE)...	34
Figura 12. Análise de Componentes Principais para as variáveis limnológicas, representadas pela profundidade, condutividade, pH, oxigênio dissolvido, temperatura, largura do curso d'água e turbidez, para o rio Jaciparaná (JAF), bacia do rio Madeira, Brasil. Em destaque azul as elipses de confiança para os dois períodos estudados (pré e pós-UHE).....	34
Figura 13. Relação riqueza-abundância para o reservatório de Santo Antônio, na Bacia do rio Madeira, nos períodos pré e pós-UHE.	36
Figura 14. Riqueza de espécies da ictiofauna observada na área do reservatório de Santo Antônio, na Bacia do rio Madeira, nos períodos de pré e pós-UHE.	38

Figura 15. Análise de agrupamento Cluster Analysis pela distância de Bray-Curtis para a área do reservatório de Santo Antônio, rio Madeira, Brasil, no período pré-UHE.....	39
Figura 16. Análise de agrupamento Cluster Analysis pela distância de Bray-Curtis para a área do reservatório de Santo Antônio, rio Madeira, Brasil, no período pós-UHE.	39
Figura 17. Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico para a estrutura da ictiofauna das duas estações de coleta (JAT e JAF) em escala regional, bacia do rio Madeira, Brasil, em relação aos períodos de coleta (pré e pós-UHE).....	40
Figura 18. Análise de Componentes Principais para as variáveis limnológicas, representadas pela profundidade, condutividade, pH, oxigênio dissolvido, temperatura, largura do curso d'água e turbidez, para as duas estações (JAT e JAF) em escala regional, bacia do rio Madeira, Brasil. Em destaque azul as elipses de confiança para os dois períodos estudados (pré e pós-UHE)	41

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1. Valores de riqueza, abundância e cota do rio Madeira em Porto Velho, obtidos em cada excursão em cada estação de coleta, nos períodos pré e pós-UHE. 29
- Tabela 2. Resultado das Análises de Componentes Principais, apresentando os escores dos dois primeiros eixos, para cada característica ambiental das estações de coleta do igarapé Jatuarana (JAT) e rio Jaciparaná (JAF), na bacia do Rio Madeira, Brasil. Em destaque os valores significativos em cada eixo para cada característica ambiental. 35
- Tabela 3. Valores de riqueza e abundância obtidos em cada excursão para as duas estações de coleta nos períodos pré e pós-UHE, na bacia do rio Madeira, Brasil. 36
- Tabela 4. Resultado das Análises de Componentes Principais, apresentando os escores dos dois primeiros eixos, para cada característica ambiental das duas estações de coleta (JAT e JAF) em escala regional, na bacia do rio Madeira, Brasil. Em destaque os valores significativos em cada eixo para cada característica ambiental. 41

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	14
1. OBJETIVOS	17
1.1 Objetivo Geral:	18
1.2 Objetivos Específicos:	18
2. HIPÓTESE.....	18
3. METODOLOGIA	18
3.1 Área de estudo	18
3.2 Amostragem.....	23
3.3 Análise dos dados	24
3.3.1 Relação riqueza e abundância.....	24
3.3.2 Riqueza de espécies	25
3.3.3 Estrutura das assembleias	25
4. RESULTADOS	26
4.1. Levantamento da ictiofauna.....	26
4.2. Escala local	27
4.2.1. Relação riqueza-abundância	27
4.2.2. Estrutura das Assembleias	32
4.3. Escala Regional: área da UHE Santo Antônio.....	35
4.3.1. Relação riqueza-abundância	36
4.3.2. Estrutura das assembleias	38
4.3.3. Lista de espécies comentada.....	42
5. DISCUSSÃO	44
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	48
7. REFERENCIAL BIBLIOGRÁFICO.....	49
ANEXOS.....	56

INTRODUÇÃO

Um princípio geral utilizado em ecologia está baseado na teoria de biogeografia de ilhas, o qual assume que a riqueza aumenta com o aumento da área de uma ilha e diminui com a distância da fonte (MacArthur & Wilson, 1963; 1967). Originalmente, a teoria foi descrita para aves mas vem sendo testada com eficiência para anfíbios (de Lima & Gascon, 1999; Becker et al. 2007), répteis (Bittencourt; 2008), mamíferos (Newmark, 1996; Cosson et al., 1999) e peixes (Begon et al. 2006). Se a riqueza de espécies de um local diminui após uma fragmentação (MacArthur & Wilson, 1967), pois a taxa de imigração que mantém o equilíbrio da diversidade e riqueza diminui ou é interrompida (Diamond, 1970; MacArthur & Wilson, 1967; Ridley, 2006), é possível observar consequências da fragmentação do habitat na biodiversidade.

Comumente, a fragmentação tem sido observada na paisagem terrestre pela formação de savanas amazônicas devido flutuações climáticas e fatores edáficos (Constantino et al., 2003), brejos de altitude na caatinga, formados pela modificação no relevo, precipitação e umidade (Barbosa et al., 2004), e matas hígrófilas na Mata Atlântica, ocasionadas pela heterogeneidade do solo e do regime hídrico (Toninato & Leitão Filho 1995). Por outro lado, a fragmentação de habitat tem sido apontada como um importante processo antropogênico de ocorrência em escala global (Kareiva *et al.*, 1993; Sala *et al.*, 2000), resultando no incremento do isolamento das populações por atividades antrópicas, e da fragmentação da paisagem pelo o uso do ambiente (Fahrig, 2003). Porém, fragmentação pode ocorrer como consequência de um processo natural gerando diversidade como resultado da presença de cachoeiras (Dias et al., 2012), reconhecidas como uma barreira na dispersão de espécies aquáticas de águas continentais (Rahel, 2005). Assim, a fragmentação pode ocasionar a subdivisão de uma população em duas ou mais unidades, resultando em duas principais consequências: especiação (Ridley, 2006) ou aumento na probabilidade de extinção (Lande, 1993; Newman, 2000) que, dentro das assembleias, torna-se um fator que ameaça à riqueza e a diversidade dos sistemas (Turner, 1996; Pimm & Raven, 2000). Na biologia da conservação, por exemplo, o processo de redução de áreas naturais devido aos desmatamentos gera consequências diretas na manutenção da biodiversidade (Turner, 1996; Hermann; Rodrigues; Lima, 2005) e o efeito da distância entre os fragmentos, tamanho e forma tem sido identificados como importantes fatores preditivos da perda de riqueza de espécies (Scariot *et al.*, 2003).

A Amazônia brasileira, devido ao seu processo histórico e ocupação associado a atividades socioeconômicas, tem se tornado uma das regiões com as maiores taxas de fragmentação pela degradação ambiental na região tropical (INPE, 2006), alterando assim a dinâmica dos processos biológicos (Laurance, 2008). Dentre essas atividades, destacam-se a expansão da fronteira agrícola, pecuária, extração madeireira (Alencar et al., 2004), obras de infraestrutura como asfaltamento de rodovias, construção de estradas, linhas de transmissão, construção de hidrelétricas e outros projetos que visam o desenvolvimento regional (Fearnside, 2005; Ferreira et. al., 2005). A grande maioria desses processos tem resultado na fragmentação do habitat natural das espécies, gerando perdas acumulativas na paisagem.

Apesar dos inúmeros trabalhos realizados na região Amazônica sobre a fragmentação da paisagem natural (Morato & Campos, 2000; Tabarelli & Gascon, 2005; Laurence & Vasconcelos, 2009), a maioria deles está associado ao processo de isolamento de fragmentos florestais no ambiente terrestre, abordando grupos de plantas, invertebrados (insetos) e vertebrados terrestres, resultantes da conversão da cobertura florestal por atividades humanas. Os estudos transcrevem o padrão fragmentado atual ou descrevem o processo mas não foi observado estudos que predizem, através de modelos, como é a perda da biodiversidade em um espaço de tempo. No ambiente aquático, a formação de reservatórios como resultado de inúmeros barramentos ao longo de rios vem sendo intensivamente estudadas na bacia do rio Paraná, Mato Grosso e Tocantins (Agostinho, et. al., 2004; Agostinho, et. al., 2007, 2008). Nestes ambientes, as alterações no regime hidrológico oriundos da fragmentação de habitats são particularmente nocivas (Colli et al., 2003), demonstrando que as assembleias de peixes são fortemente afetadas pelas fragmentações, e que a diversidade era mais alta no ambiente anteriormente conectado, em função da maior heterogeneidade ambiental (Bojsen & Barriga, 2002), geralmente produzida pela presença de cachoeiras e corredeiras. Porém, mesmo na bacia do rio Paraná com 18 hidrelétricas sendo construídas desde 1910, o único trabalho encontrado que descreve aspectos sobre a riqueza de espécies do pré para o pós estabelecimento do UHE é Vitule *et. al.* (2012), com base no esforço de compilar listas de espécies. O autor comenta, ainda, que pouco esforço tem sido aplicado para interpretar aspectos sobre a homogeneização pela eliminação de barreiras naturais e suas consequências no Neotrópico, e como a assembleia de peixes é remodelada e reestruturada permanece amplamente desconhecida.

Adicionado ao quadro de desconhecimento temporal no processo de afogamento de cachoeiras e corredeiras para formação de UHEs, o prognóstico para a Amazônia é que a região vem sendo apontada como a salvação para resolver a questão energética do Brasil. O número de hidrelétricas (ou termoelétricas) previsto para a Amazônia é polêmico e controverso, variando desde 79 (Eletrobrás, 1987) para a porção brasileira, dezenas para a Amazônia legal (Finer & Fink, 2013) a mais de 250 empreendimentos (The Guardian, 2014). Nossa perspectiva para o Brasil, é fragmentar mais de 20 cursos d'água nos próximos 10 anos, somente na porção brasileira da bacia (Plano Decenal, 2010). Com a consolidação desta política energética, torna-se primordial elaborar modelos preditivos sobre a perda de biodiversidade para a região, na tentativa de prever de forma mais generalizada sobre o processo e discutir ações emergenciais para a conservação (Bittencourt, 2008).

Uma das limitações observadas na maioria das investigações realizadas em regiões tropicais sobre fragmentação é a ausência de estudos que relacionem os aspectos da fragmentação em escalas locais e regionais (Tischendorf; Fahrig, 2000), com dados disponíveis sobre a distribuição da fauna no ambiente pristino e/ou pretérito aos impactos pretendidos para efeitos de comparação. A formação de reservatórios comumente favorece o estabelecimento de espécies nativas ou não-nativas, adaptadas as novas condições ambientais que passam a ser dominantes no novo ambiente (Fernando & Holcik 1991, Rodriguez-Ruiz 1998, Agostinho et al. 2008). O aumento da abundância de uma espécie pode resultar na modificação das relações de riqueza mas não se sabe sobre o grau do impacto imediato ou a partir de quando pode-se observar uma perda efetiva. Dessa forma, a proposta desse trabalho é investigar como a relação da riqueza de espécies se comporta na situação pretérita a construção do UHE Santo Antônio e Jirau, no rio Madeira. Uma abordagem que retrate a riqueza de espécies pretérita de uma área proposta para formação de reservatório, modelando de que forma a riqueza de espécies responde imediatamente após a fragmentação, ou seja, no ano subsequente a formação do reservatório é rara ou desconhecida, ao menos para rios Amazônicos de água branca. As mudanças na assembleia de peixes são dependentes do tempo, de modo que não se sabe ao certo se imediatamente após a fragmentação, as mudanças na riqueza e abundância das espécies possam surtir efeito, bem como o número de espécies imediatamente extirpadas localmente (Rahel 2002, 2007; Rahel & Olden, 2008) podendo essas alterações passarem por um período aleatório de acomodação até que certa “estabilidade” da ictiofauna seja alcançada no novo ambiente (Lowe-McConnell, 1999; Hubbel, 2001; Agostinho et al.,

2007). Este fato pode ser ocasionado pela invasão de espécies generalistas, o que pode causar impactos negativos sobre a fauna remanescente (Bierregaard et al., 1992).

Além da homogeneização de habitats ter a capacidade de gerar fatores que alteram a condição natural de um sistema aquático, atributos naturais como o tipo de água têm se mostrado como uma característica natural determinante sobre a distribuição de algumas espécies da ictiofauna amazônica (Goulding et. al., 1988; Saint-Paul et. al., 2000). Estes fatores, representados por variáveis físicas e limnológicas, sofrem importante variação na escala espacial (Marengo, 2004, 2005) e temporal (Furch & Junk, 1997; Bittencourt & Amadio, 2007), podendo modificar o padrão estrutural das assembleias das espécies de peixes.

Nas corredeiras de águas brancas do rio Madeira, aparentemente o único fator que explicava a riqueza de espécies na escala regional era a abundância (Torrente-Vilara, 2009; Torrente et al., 2013). Além disso, a principal corredeira, a cachoeira do Teotônio, funcionava como um filtro ecológico de espécies (Torrente-Vilara et al., 2011) e foi afogada pela UHE Santo Antônio, em outubro de 2011, previamente a UHE Jirau, cuja barragem foi fechada cerca de 1 ano após o fechamento de Santo Antônio. A predição é de que, se a riqueza é regulada pela abundância de espécies, espera-se uma perda gradativa da riqueza, conforme o sucesso das espécies adaptadas ao novo ambiente seja refletida em suas abundâncias. O aumento na abundância de espécies mais adaptadas ao novo sistema promoveria uma variação no coeficiente angular da relação, independente de uma diminuição da riqueza pela extirpação ou aparente incremento de riqueza de espécies, em função do afogamento de Teotônio, inundação e conexão de habitats anteriormente regulados (a montante e a jusante) pelas cachoeiras.

1. OBJETIVOS

1.1 Objetivo Geral:

O presente trabalho tem como objetivo principal avaliar o efeito da fragmentação do rio Madeira pelo UHE Santo Antônio e homogeneização ambiental pelo afogamento da cachoeira do Teotônio sobre a estrutura das assembleias de peixes do rio Madeira.

1.2 Objetivos Específicos:

- Determinar a riqueza, abundância e composição da ictiofauna de um afluente a montante e outro a jusante da cachoeira do Teotônio, no antigo trecho de corredeiras do rio Madeira, antes e após a construção do UHE Santo Antônio;
- Avaliar as relações entre a riqueza e a abundância das espécies de peixes, em escala local (cada afluente) e regional (os dois afluentes agrupados) antes e após a construção do UHE Santo Antônio;
- Analisar possíveis variações na estrutura faunística das assembleias de peixes, em escala local (cada afluente) e regional (os dois afluentes agrupados) antes e após a construção do UHE Santo Antônio.

2. HIPÓTESE

A relação riqueza-abundância de espécies sofrerá variação pelo aumento da abundância de espécies adaptadas ao novo ambiente, em função da fragmentação e homogeneização das corredeiras pelo afogamento da cachoeira Teotônio, em especial na escala regional.

3. METODOLOGIA

3.1 Área de estudo

A bacia do rio Madeira representa a maior sub-bacia de drenagem amazônica e é reconhecida como especialmente rica em espécies de peixes (Leme, 2005; Camargo & Giarrizzo, 2007; Rapp Py-Daniel *et al.*, 2007; Queiroz *et al.*, 2013), sendo o rio Madeira o principal afluente do Amazonas. Este rio, na sua condição natural, apresentava altos valores de turbidez e sedimentos em suspensão, justificando sua alta condutividade, baixa transparência e pH quase neutro. O rio Madeira é classificado como rio de águas brancas da Amazônia (Sioli, 1968; Lowe-McConnell, 1999; Fabré *et al.*, 2003; Berger & Forberg, 2006; McClain & Naiman, 2008; Linhares *et al.* 2009).

Este mesmo rio era marcado pela presença de um conjunto de 19 corredeiras principais, sendo sua área de concentração correspondente ao Alto Estrutural Guajará-Mirim-Porto Velho (Souza-Filho *et al.*, 1999). Estas corredeiras desempenham o papel de importantes obstáculos na distribuição e/ou rota migratória de diversas espécies de peixes (Keller, 1874; Goulding, 1979; Queiroz *et al.*, 2013), assim como um fundamental filtro ecológico para as espécies dependentes das planícies alagadas na área a jusante (Zanata & Toledo-Piza, 2004; Torrente-Vilara, *et al.*, 2011), marcado pela presença da cachoeira de Teotônio.

Segundo Goulding (1979), essa cachoeira seria a única barreira natural intransponível para a maioria das espécies de interesse comercial da região (Fig. 1). Nas imediações desta cachoeira, a profundidade do rio Madeira é bastante heterogênea e recortada no substrato pedregoso, tanto na calha do rio quanto em direção às margens. A jusante da cachoeira do Teotônio, o substrato pedregoso dá lugar pelo areno lamacento com profundidade mais homogênea, tanto na calha do rio quanto em relação às margens. Neste trecho, os tributários do Madeira são geralmente pequenos, de planície alagável estreita e dinâmica sazonal típica de igarapés, correndo em vales encaixados, com barrancos de até 30m de altura (Torrente-Vilara, *et al.*, 2011).



Figura 1. Cachoeira do Teotônio em seu declive mais acentuado no rio Madeira, bacia Amazônica, Brasil. Foto: Taís Melo.

Atualmente nesta área, encontra-se em funcionamento duas usinas hidrelétricas, sendo uma delas, a Usina Hidrelétrica de Santo Antônio. Essa hidrelétrica, ocasionou a formação do reservatório de mesmo nome, nas proximidades da cidade de Porto Velho, inundando grande área do trecho de corredeiras, entre elas a cachoeira de Teotônio. A área de alagamento da cachoeira é, ao mesmo tempo, o reservatório de Santo Antônio bem como a área a jusante do UHE Jirau. Deste modo, o Programa de Conservação da Ictiofauna do rio Madeira da Santo Antônio Energia, realizado pelo Laboratório de Ictiologia e Pesca da Universidade Federal de Rondônia, realizou coletas pretéritas e posteriores nas áreas de influência direta e indireta do empreendimento, abrangendo não somente o reservatório de Santo Antônio, como também diversos afluentes, dentre eles o igarapé Jatuarana e o rio Jaciparaná, com a foz separada no rio Madeira pela presença da cachoeira Teotônio (Fig. 2).

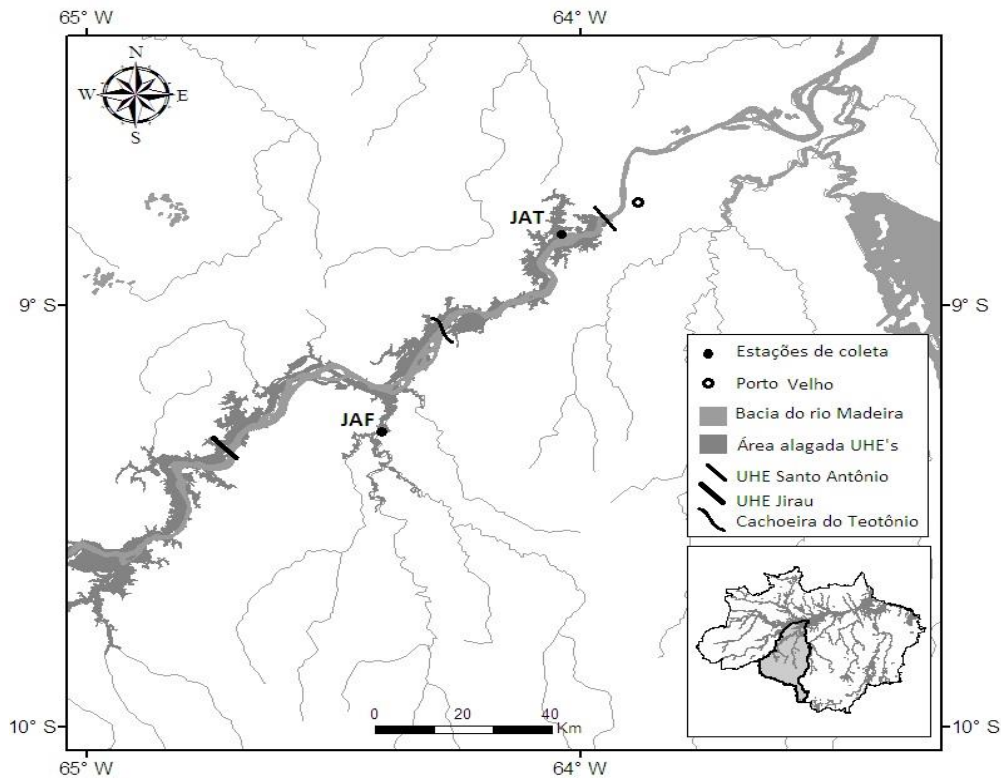


Figura 2. Área de estudo no rio Madeira, bacia Amazônica, Brasil. JAT: igarapé Jatuarana; JAF: rio Jaciparaná.

O igarapé Jatuarana encontra-se na margem esquerda do rio Madeira, a jusante da extinta cachoeira de Teotônio, fazendo parte da área de influência direta do empreendimento Santo Antônio na sua porção montante. Este igarapé possui águas claras, geograficamente representado por terrenos de origem Cenozóico-Neógeno (Torrente-Vilara, 2009), apresentando limpidez, pH variante entre 4,5 e 7,0 e características químicas de transição entre os outros dois tipos de águas já classificadas para águas continentais: brancas e pretas (Sioli, 1960; Stallard & Edmond, 1983).

Embora próximo a cidade de Porto Velho, o fato de estar do outro lado do rio na área de corredeiras pode ter contribuído para dificultar a colonização humana acentuada antes da presença dos UHE's no rio Madeira (Fig. 3). Apesar deste fato, a homogeneização ambiental provocada pela construção da UHE Santo Antônio e a maior proximidade com o empreendimento, fez com que a foz deste igarapé recebesse grande volume de água branca, sofrendo influência direta do canal principal do rio Madeira.



Figura 3. Local de coleta no igarapé Jatuarana, bacia do rio Madeira, Brasil. Foto: Taís Melo.

Já o rio Jaciparaná, também de águas claras, possui sua foz situada na margem direita do rio Madeira, a montante da afogada cachoeira de Teotônio, no trecho médio do reservatório de Santo Antônio. Este, é considerado um dos maiores afluentes do rio Madeira, o qual sofre maior influência do pulso de inundação, variando a largura da sua foz entre 50 e 100 metros. Este rio é a sub-bacia com maior amplitude de variação da altitude na bacia do rio Madeira, sendo então a mais diversa quanto à variabilidade de habitats disponíveis para a ictiofauna (Fig. 4).



Figura 4. Local de coleta no rio Jaciparaná, bacia do rio Madeira, Brasil. Foto: Taís Melo.

3.2 Amostragem

A amostragem foi realizada em duas estações de coleta, tanto na foz do igarapé Jatuarana (JAT) quanto do rio Jaciparaná (JAF), representando desta forma a área de influência direta do reservatório de Santo Antônio. As coletas ocorreram mensalmente na fase anterior à fragmentação, compreendendo o período de outubro de 2008 a agosto de 2011, e bimestralmente na fase após o fechamento da barragem de Santo Antônio (pós-UHE), de outubro de 2011 a agosto de 2013, totalizando 24 excursões. Utilizou-se como aparelho de captura uma bateria de 13 malhadeiras, as quais variaram de 30 a 200 mm de comprimento entre nós opostos, totalizando desta forma 480m² de área de captura.

Em campo, as redes foram expostas às margens de cada estação de coleta, por um período de 24 horas com eventos de despesca, em média, a cada 4 horas. Os espécimes capturados foram acondicionados em sacos plásticos devidamente identificados e acomodados em recipientes isolados e resfriados com gelo, evitando assim a sua

decomposição durante o andamento da coleta. Ainda em campo, foram realizadas as medições das variáveis físicas e limnológicas, com o auxílio de equipamentos multiparâmetros. Após cada amostragem, os indivíduos capturados foram encaminhados ao Laboratório de Ictiologia e Pesca, da Universidade Federal de Rondônia. Em laboratório, cada exemplar foi identificado individualmente (Reis et al. 2003; Ferraris, 2007; Queiroz et al. 2013) e as informações foram obtidas sobre as identificações e quantidades foram armazenadas em banco de dados. Os dados das variáveis ambientais foram extraídos das fichas de campo e também armazenados em banco de dados. Vouchers das espécies foram depositados na coleção da UNIR (UFRO-I). A compilação das informações obtidas pode ser consultada no livro “Peixes do rio Madeira” (Queiroz et al. 2013).

3.3 Análise dos dados

As análises foram realizadas em duas escalas: 1) Local: analisando cada estação de coleta separadamente, cada uma representando um ambiente que compõe o reservatório; e 2) Regional, com dados das duas estações de coleta agrupados, no intuito de avaliar o que aconteceu a partir da homogeneização do trecho pelo barramento de Santo Antônio promover o afogamento da cachoeira Teotônio, resultando em um único ambiente.

Todas as análises foram realizadas no software R (R Development Core Team, 2011).

3.3.1 Relação riqueza-abundância

Um modelo de regressão linear simples (Wilkinson & Rogers, 1973; Chambers, 1992) foi aplicado para observar a relação entre a riqueza e abundância (numérica) das espécies considerando as amostras antes (12) e depois (12) do fechamento da barragem de Santo Antônio. Para testar se as relações antes e depois do fechamento podem ser consideradas distintas, aplicou-se o teste *T de student* (Wilson, 1927; Newcombe, 1998) com os valores do parâmetros das relações, observando se houve modificação no

coeficiente angular para assumir diferenças nas relações propostas.

3.3.2 Riqueza de espécies

A diferença entre a riqueza de espécies antes e depois do fechamento da barragem de Santo Antônio também foi testada utilizando o teste *T de student* para ambas as situações propostas.

3.3.3 Estrutura das assembleias

A composição das espécies foi avaliada a partir de uma matriz de composição e os valores da abundância de cada espécie em cada amostra. A partir da matriz de composição, foram geradas análises de agrupamento (Cluster Analysis) pela distância de Bray-Curtis (Kaufman & Rousseeuw, 1990; Struyf & Rousseeuw, 1997), para observar a estrutura regional da ictiofauna desses afluentes, tendo em vista que a cachoeira do Teotônio separava duas províncias ictiofaunísticas pretéritas aos UHE's do rio Madeira: uma a montante (aqui representada pelo rio Jaciparaná) e outra a jusante (representada pelo igarapé Jatuarana). Com esta mesma matriz também foi realizada uma análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) (Faith, 1987; Minchin, 1987) em escala local e regional, evidenciando os períodos pré e pós-barramento em cada estação de coleta, e com os dados das duas estações agregados. Para esta análise, a matriz de composição foi primeiramente padronizada no intuito de reduzir a magnitude da variação das abundâncias e calculado o índice de dissimilaridade de Bray Curtis (Becker & Wilks, 1988; Borg & Groenen, 1997).

Para ordenar as amostragens realizadas nas áreas estudadas em função das características físico-químicas da água e estruturais (temperatura, pH, oxigênio dissolvido, condutividade, turbidez, largura e profundidade), foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA) (Becker et. al., 1988; Mardia et. al., 1979; Venables & Ripley, 2002). No processamento desta análise, as informações de um grande número de variáveis são reduzidas em um pequeno número de eixos, e as correlações mais fortes

entre as variáveis são expressas nos primeiros eixos (McCune & Grace, 2002). Para esta análise, os dois primeiros eixos da ordenação foram utilizados como preditores do conjunto de variáveis ambientais. Posteriormente, para verificar as relações entre composição das espécies de peixes (eixos da NMDS) com as características ambientais (eixos da PCA), foram realizadas regressões múltiplas multivariadas (Hair et al., 2007).

Uma análise crítica da lista de espécies antes e depois do fechamento da barragem Santo Antônio é discutida, na intenção de identificar espécies que colonizaram o ambiente e foram localmente extirpadas ou que podem ser consideradas não-nativas/invasoras de outras áreas, anteriormente restritas a uma das províncias.

4. RESULTADOS

4.1. Levantamento da ictiofauna

Durante os dois períodos de amostragem (24 coletas), um total de 14.025 indivíduos foram capturados, pertencendo a 198 espécies, 8 ordens, e 29 famílias. As ordens registradas foram Characiformes (103 espécies), Siluriformes (69 espécies), Perciformes (15 espécies), Gymnotiformes (cinco espécies), Clupeiformes (três espécies) e Myliobatiformes, Osteoglossiformes e Pleuronectiformes como uma espécie representante de cada. As famílias mais frequentes foram Characidae (36 espécies), Auchenipteridae (20 espécies), Pimelodidae (18 espécies), Curimatidae (17 espécies), Anostomidae (11 espécies), Hemiodontidae (6 espécies) e Acestorhynchidae (5 espécies).

De todas as espécies capturadas, 146 (2.578 indivíduos) foram registradas para o período anterior e 176 (11.447 indivíduos) para o período posterior a implantação da UHE. Para a estação do igarapé Jatuarana, observou-se 145 espécies (7.354 indivíduos), sendo 87 espécies (1.132 indivíduos) no período pré e 128 espécies (6.222 indivíduos) no pós-UHE. Já na estação do rio Jaciparaná (JAF), foram obtidas 157 (6.617) espécies, sendo 111 (1.446 indivíduos) espécies no período pré e 133 espécies (5.171 indivíduos) após fechamento do barramento Santo Antônio, no rio Madeira (Anexo I).

Em escala local, foram registradas 17 espécies exclusivas do período pré-UHE e 58 espécies exclusivas do período pós-UHE para a estação do igarapé Jatuarana e 24 espécies exclusivas do período pré-UHE e 46 espécies exclusivas para o pós-UHE para a estação do rio Jaciparaná (Anexo I).

Em escala regional, foram registradas 22 espécies exclusivas do período pré-UHE e 52 espécies para o pós-UHE. As famílias mais abundantes no período pré-UHE foram Auchenipteridae (389 indivíduos) e Acestrorhynchidae (286 indivíduos) e no pós-UHE foram Curimatidae (3099 indivíduos) e Characidae (2.305 indivíduos). Dentre elas, destacam-se as espécies *Auchenipterichthys thoracatus* (285 indivíduos), *Pimelodus aff. blochii* (168 indivíduos), *Acestrorhynchus falcirostris* (129 indivíduos), *Hemiodus unimaculatus* (110 indivíduos), *Acestrorhynchus microlepis* (106 indivíduos) e *Mylossoma duriventre* (105 indivíduos), para o pré-UHE com maiores abundâncias, representando 35% do total de indivíduos coletados para este período. *Potamorhina latior* (1.730 indivíduos), *Triportheus angulatus* (1.095 indivíduos), *Auchenipterichthys coracoideus* (1030 indivíduos), *Anodus elongatus* (953 indivíduos), *Psectrogaster rutiloide* (950 indivíduos) e *Triportheus albus* (515 indivíduos), registraram as maiores abundâncias para o período pós-UHE, representando 55% dos indivíduos capturados neste período.

4.2. Escala local

4.2.1. Relação riqueza-abundância

Em uma primeira análise, conforme proposto, as estações de coleta foram avaliadas separadamente quanto à relação riqueza-abundância de espécies. Ambas as estações, igarapé Jatuarana (JAT) e rio Jaciparaná (JAF) revelaram uma relação riqueza-abundância um pouco mais ajustada no pós ($R^2_{JAT}=0,70$; $R^2_{JAF}=0,60$) do que no período pré-UHE ($R^2_{JAT}=0,50$; $R^2_{JAF}=0,43$, Fig. 5 e 6), apesar desse ajuste não ser suficiente para apontar alguma diferença entre as regressões. Os resultados das análises dos parâmetros das regressões confirmam esta tendência ($T_{JAT}=-0,179$; $p_{JAT}=0,863$; $T_{JAF}=-0,177$; $p_{JAF}=0,865$).

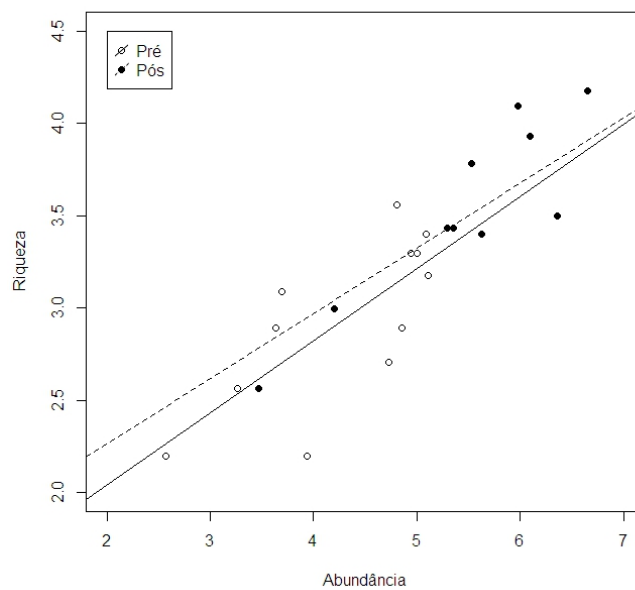


Figura 5. Relação riqueza-abundância para o igarapé Jaturana (JAT), na bacia do rio Madeira, no período pré e pós-UHE.

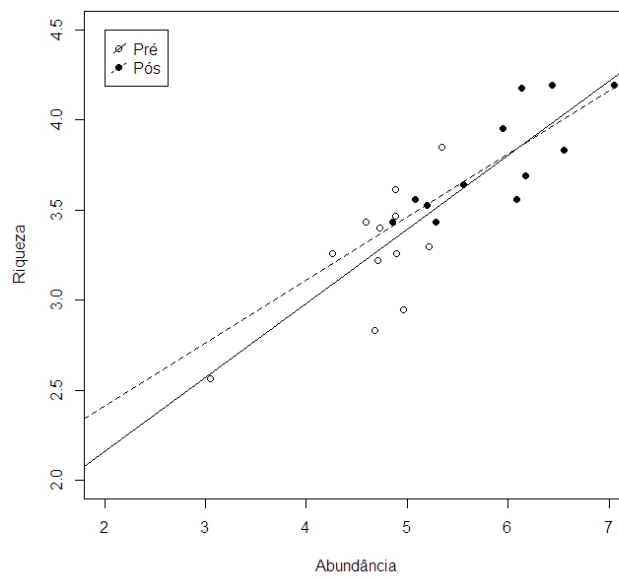


Figura 6. Relação riqueza-abundância para o rio Jaciparaná (JAF), na bacia do rio Madeira, no período pré e pós-UHE.

Tabela 1. Valores de riqueza, abundância e cota do rio Madeira em Porto Velho, obtidos em cada excursão em cada estação de coleta, nos períodos pré e pós-UHE.

UHE	Excursão	Mês	Ano	Vazão (m ³ /s)	Estação	Riqueza ^a	Abundância ^a
PRÉ	1	Out	2009	7059,65	JAT	17	37
PRÉ	2	Dez	2009	20384,31	JAT	12	25
PRÉ	3	Fev	2010	29158,99	JAT	8	50
PRÉ	4	Abr	2010	28867,75	JAT	14	112
PRÉ	5	Jun	2010	11792,64	JAT	26	147
PRÉ	6	Ago	2010	4636,79	JAT	21	39
PRÉ	7	Out	2010	3944,12	JAT	29	161
PRÉ	8	Dez	2010	9738,89	JAT	23	164
PRÉ	9	Fev	2011	27957,85	JAT	17	127
PRÉ	10	Abr	2011	36241,59	JAT	8	12
PRÉ	11	Jun	2011	14302,02	JAT	34	121
PRÉ	12	Ago	2011	6016,35	JAT	26	139
PRÉ	1	Out	2009	7059,65	JAF	30	98
PRÉ	2	Dez	2009	20384,31	JAF	26	184
PRÉ	3	Fev	2010	29158,99	JAF	12	20
PRÉ	4	Abr	2010	28867,75	JAF	16	107
PRÉ	5	Jun	2010	11792,64	JAF	24	110
PRÉ	6	Ago	2010	4636,79	JAF	29	112
PRÉ	7	Out	2010	3944,12	JAF	25	70
PRÉ	8	Dez	2010	9738,89	JAF	25	132
PRÉ	9	Fev	2011	27957,85	JAF	18	142
PRÉ	10	Abr	2011	36241,59	JAF	36	131
PRÉ	11	Jun	2011	14302,02	JAF	46	209
PRÉ	12	Ago	2011	6016,35	JAF	31	131
PÓS	13	Out	2011	5466,10	JAT	12	31
PÓS	14	Dez	2011	11044,49	JAT	19	66
PÓS	15	Fev	2012	26880,88	JAT	47	1533

PÓS	16	Abr	2012	30321,48	JAT	50	1475
PÓS	17	Jun	2012	20428,09	JAT	64	774
PÓS	18	Ago	2012	7054,63	JAT	32	577
PÓS	19	Out	2012	5193,34	JAT	50	441
PÓS	20	Dez	2012	12884,32	JAT	59	392
PÓS	21	Fev	2013	25962,29	JAT	43	250
PÓS	22	Abr	2013	29953,31	JAT	30	210
PÓS	23	Jun	2013	15610,18	JAT	29	277
PÓS	24	Ago	2013	6405,06	JAT	30	198
PÓS	13	Out	2011	5466,10	JAF	30	197
PÓS	14	Dez	2011	11044,49	JAF	34	160
PÓS	15	Fev	2012	26880,88	JAF	33	180
PÓS	16	Abr	2012	30321,48	JAF	30	127
PÓS	17	Jun	2012	20428,09	JAF	37	259
PÓS	18	Ago	2012	7054,63	JAF	34	439
PÓS	19	Out	2012	5193,34	JAF	45	704
PÓS	20	Dez	2012	12884,32	JAF	65	1158
PÓS	21	Fev	2013	25962,29	JAF	65	626
PÓS	22	Abr	2013	29953,31	JAF	39	478
PÓS	23	Jun	2013	15610,18	JAF	51	382
PÓS	24	Ago	2013	6405,06	JAF	64	461

^a=Valores que foram transformados em $\log_{10}(x+1)$ para as análises.

Ao avaliar os valores de riqueza de espécies em cada estação nas situações pré e pós-UHE, foram observadas diferenças na riqueza de espécie, onde ambas estações, o igarapé Jatuarana ($T_{JAT} = -3,69$; $p = 0,001$; $N=24$, Fig.7) e rio Jaciparaná ($T_{JAF} = -3,63$; $p = 0,001$; $N=24$, Fig.8), apresentaram maiores valores de riqueza de espécies no período pós-UHE.

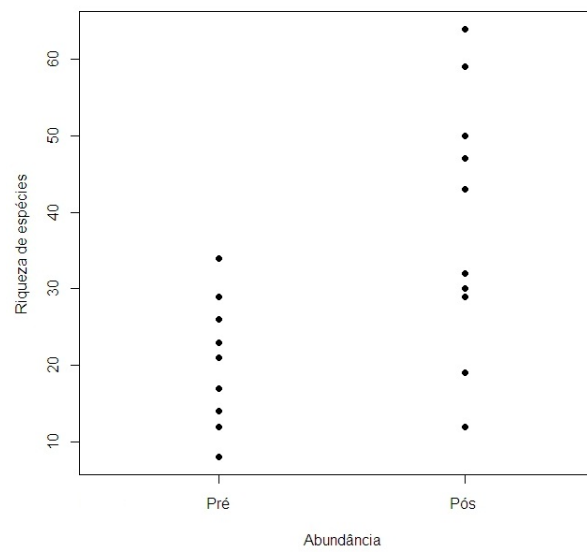


Figura 7. Riqueza de espécies da ictiofauna observadas no rio Jaciparaná, na bacia do rio Madeira, nos períodos pré e pós-UHE.

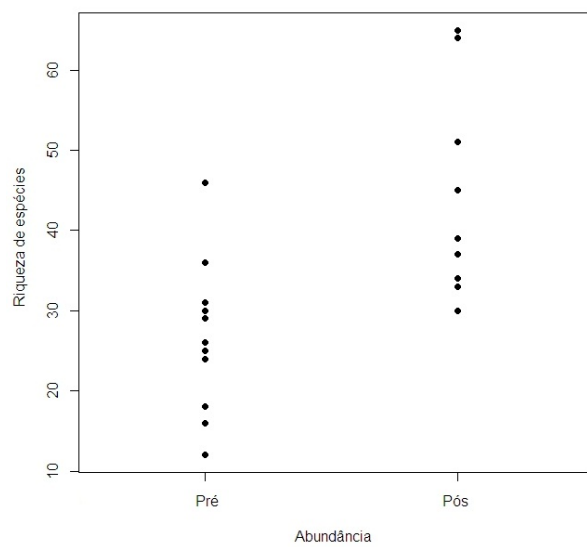


Figura 8. Riqueza de espécies da ictiofauna observadas no rio Jaciparaná, na bacia do rio Madeira, nos períodos pré e pós-UHE.

4.2.2. Estrutura das Assembleias

Na análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) para a escala local, foi possível observar que a variação de captura, obtida através da regressão da matriz de dissimilaridade (Bray-Curtis) com a matriz original (euclidiana), apresentou valores próximos para as duas estações (JAT e JAF) ($R^2_{JAT}=0,63$; $R^2_{JAF}=0,68$). O stress, que consiste na medida entre a distância da matriz original com a matriz virtual gerada pela análise, também revelou valores muito próximos entre as duas estações (stress_{JAT}=0,22; stress_{JAF}=0,19). Apesar disto, a representação gráfica da estrutura da ictiofauna para as duas estações de coleta, mostrou uma maior tendência de segregação em relação aos períodos amostrados (pré e pós-UHE) para a estação Jatuarana (JAT) do que para a estação Jaciparaná (JAF) (Fig. 9 e 10).

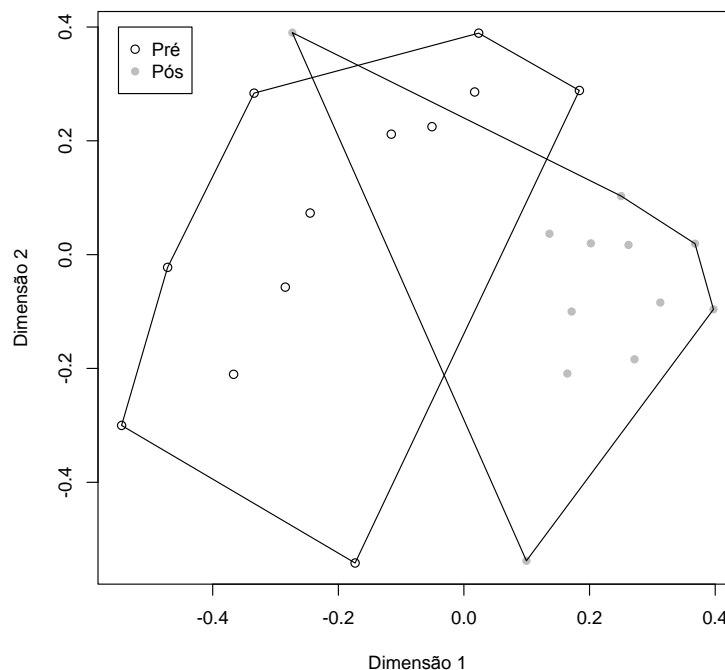


Figura 9. Análise de Escalonamento Multidimensional não métrica para a estrutura da ictiofauna do igarapé Jatuarana, bacia do rio Madeira, Brasil, em relação aos períodos de coleta (pré e pós-UHE).

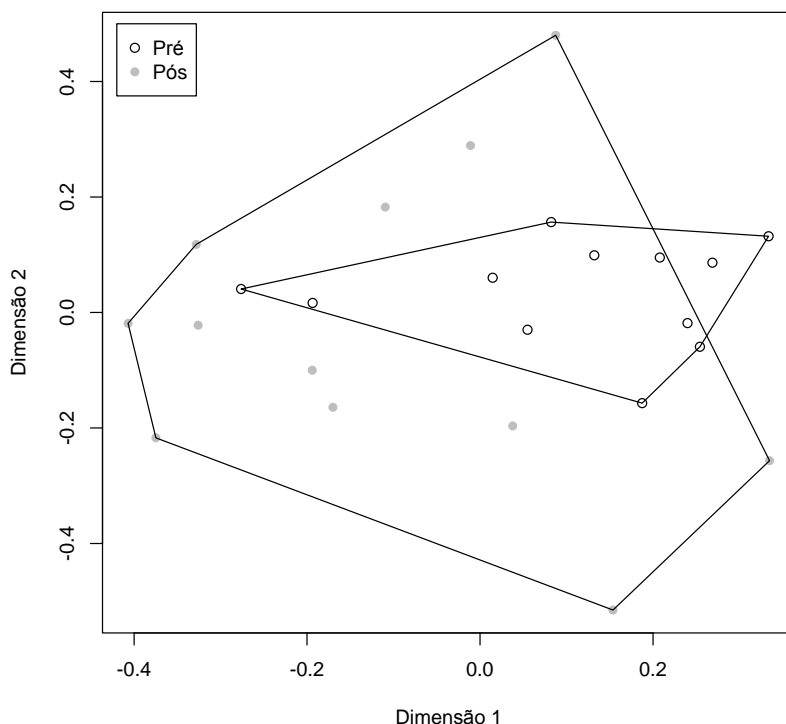


Figura 10. Análise de Escalonamento Multidimensional não métrica para a estrutura da ictiofauna do rio Jaciparaná, bacia do rio Madeira, Brasil, em relação aos períodos de coleta (pré e pós-UHE).

Para a ordenação da Análise de Componentes Principais (PCA), realizada a partir das características ambientais das estações em escala local, a porcentagem de captura da análise para o igarapé Jatuarana foi de 30% para o eixo 1 e de 19% para o eixo 2; para o rio Jaciparaná, esta porcentagem foi de 35% para o eixo 1 e de 17% para o eixo 2. Desta forma, é observado um padrão de maior segregação dos escores no espaço multidimensional em relação ao período estudado de pré e pós-UHE para a estação do igarapé Jatuarana do que para o rio Jaciparaná, sendo este resultado confirmado pela elipse de confiança (95%) (Fig. 11 e 12).

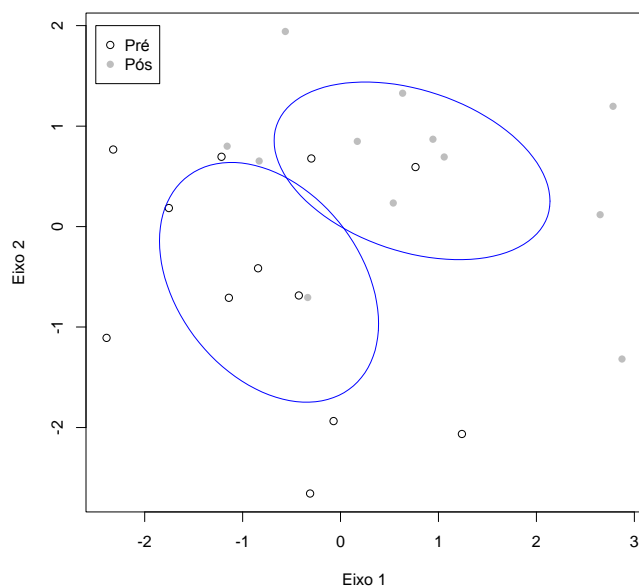


Figura 11. Análise de Componentes Principais para as variáveis limnológicas, representadas pela profundidade, condutividade, pH, oxigênio dissolvido, temperatura, largura do curso d'água e turbidez, para o igarapé Jaturana (JAT), bacia do rio Madeira, Brasil. Em destaque azul as elipses de confiança para os dois períodos estudados (pré e pós-UHE).

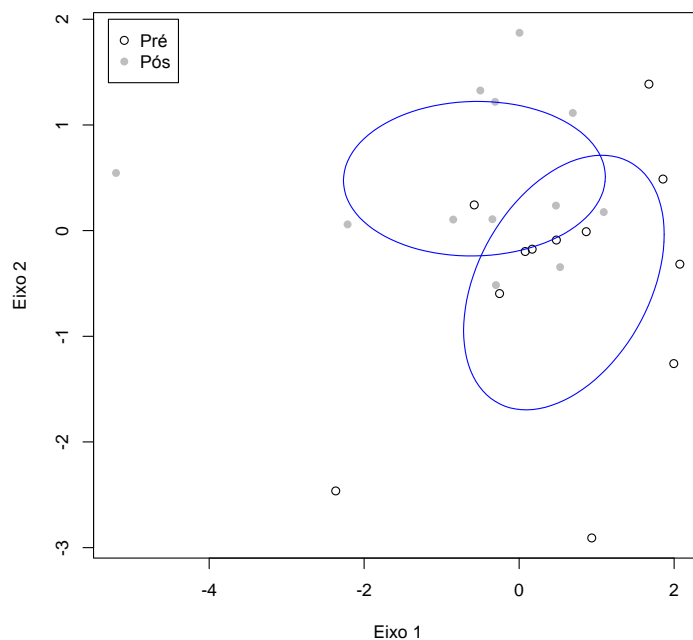


Figura 12. Análise de Componentes Principais para as variáveis limnológicas, representadas pela profundidade, condutividade, pH, oxigênio dissolvido, temperatura, largura do curso d'água e turbidez, para o rio Jaciparaná (JAF), bacia do rio Madeira,

Brasil. Em destaque azul as elipses de confiança para os dois períodos estudados (pré e pós-UHE).

Tabela 2. Resultado das Análises de Componentes Principais, apresentando os escores dos dois primeiros eixos, para cada característica ambiental das estações de coleta do igarapé Jatuarana (JAT) e rio Jaciparaná (JAF), na bacia do Rio Madeira, Brasil. Em destaque os valores significativos em cada eixo para cada característica ambiental.

	JAT		JAF	
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2
Profundidade	0,242	0,343	-0,504	-0,122
Condutividade	0,331	-0,195	-0,400	-0,47
pH	0,534	0,18	-0,399	-
O ₂ Dissolvido	0,504	-0,368	-0,107	0,716
Temperatura	0,288	0,38	0,444	-
Largura	0,306	0,484	-0,454	0,222
Turbidez	0,341	-0,546	0,106	0,448

Um modelo completo da regressão múltipla, tendo como variável dependente a composição de espécies (representada pelas duas dimensões do NMDS) e incluindo todas as variáveis ambientais (representadas pelos dois primeiros eixos da PCA) não foi significativo para a estação do igarapé Jatuarana (JAT) ($R^2=0,23$; $p=0,06$), demonstrando que a composição da ictiofauna nesta estação não pode ser modelada pelas variáveis ambientais mensuradas no estudo. Para a estação do rio Jaciparaná (JAF) o modelo foi significativo ($R^2=0,51$; $p<0,05$), demonstrando que esta relação teve uma maior influência pelo primeiro eixo da PCA ($p<0,05$), representado pelos valores de profundidade.

Embora o modelo não tenha sido significativo para a estação do igarapé Jatuarana (JAT; $p=0,06$), a proximidade dos valores do nível de significância admitido neste estudo ($p=0,05$), torna-se necessário demonstrar que, para este modelo, o segundo eixo da PCA teve uma maior influência neste resultado ($p=0,02$). Este eixo da PCA foi construído tendo a maior influência dos valores de turbidez.

4.3. Escala Regional: área da UHE Santo Antônio

4.3.1. Relação riqueza-abundância

Analisando os dados de forma agrupada, adotando as estações como um único ambiente e considerando as situações temporais pré e pós-UHE, é possível observar diferenças no ajuste das relações entre os períodos amostrados, onde a relação do pós ($R_{PÓS}^2=0,52$) é mais ajustada do que no pré-UHE ($R_{PRÉ}^2=0,29$, Fig.13). Ressalta-se que este ajuste não é suficiente para apontar alguma diferença entre estas regressões. Os resultados da análise dos parâmetros das regressões confirmam esta tendência ($T=-0,27$; $p=0,79$).

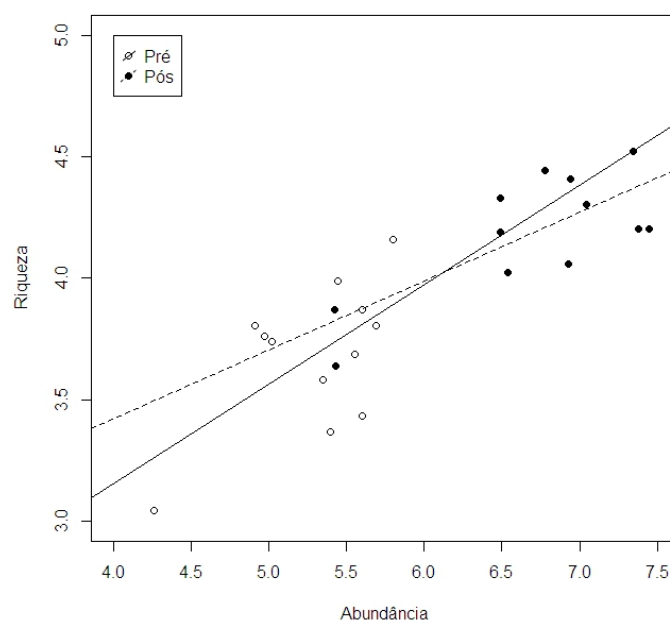


Figura 13. Relação riqueza-abundância para o reservatório de Santo Antônio, na bacia do rio Madeira, nos períodos pré e pós-UHE.

Tabela 3. Valores de riqueza e abundância obtidos em cada excursão para as duas estações de coleta nos períodos pré e pós-UHE, na bacia do rio Madeira, Brasil.

UHE	Excursão	Mês	Ano	Vazão (m ³ /s)	Riqueza ^a	Abundância ^a
PRÉ	1	Out	2009	7059,65	44	135
PRÉ	2	Dez	2009	20384,31	35	209
PRÉ	3	Fev	2010	29158,99	20	70
PRÉ	4	Abr	2010	28867,75	28	219

PRÉ	5	Jun	2010	11792,64	39	257
PRÉ	6	Ago	2010	4636,79	41	151
PRÉ	7	Out	2010	3944,12	53	231
PRÉ	8	Dez	2010	9738,89	44	296
PRÉ	9	Fev	2011	27957,85	30	269
PRÉ	10	Abr	2011	36241,59	42	143
PRÉ	11	Jun	2011	14302,02	63	330
PRÉ	12	Ago	2011	6016,35	47	270
PÓS	13	Out	2011	5466,10	37	228
PÓS	14	Dez	2011	11044,49	47	226
PÓS	15	Fev	2012	26880,88	66	1713
PÓS	16	Abr	2012	30321,48	66	1602
PÓS	17	Jun	2012	20428,09	81	1033
PÓS	18	Ago	2012	7054,63	57	1016
PÓS	19	Out	2012	5193,34	73	1145
PÓS	20	Dez	2012	12884,32	91	1550
PÓS	21	Fev	2013	25962,29	84	876
PÓS	22	Abr	2013	29953,31	55	688
PÓS	23	Jun	2013	15610,18	65	659
PÓS	24	Ago	2013	6405,06	75	659

^a=Valores que foram transformados em $\log_{10}(x+1)$ para as análises.

Avaliando os dados agrupados, independente da presença da cachoeira do Teotônio no período pré-UHE, é observado um aumento na riqueza de espécies no período pós-UHE ($T = -4,61$; $p < 0.05$, $N=24$; Fig. 14).

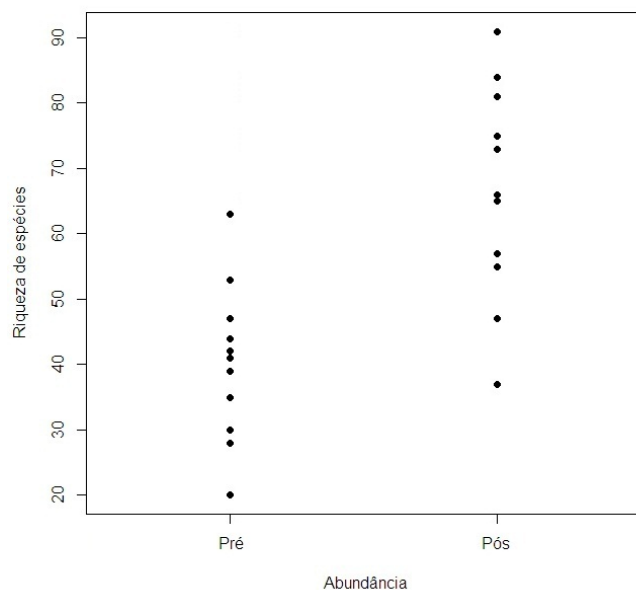


Figura 14. Riqueza de espécies da ictiofauna observada na área do reservatório de Santo Antônio, na bacia do rio Madeira, nos períodos de pré e pós-UHE.

4.3.2. Estrutura das assembleias

A partir da análise de agrupamento (Cluster Analysis) pela distância de Bray-Curtis para os dois períodos, é possível observar que a similaridade da ictiofauna entre os afluentes Jaciparaná e Jatuarana aumentou de 12 para cerca de 25%. Apesar disso, o efeito da cachoeira do Teotônio como barreira na distribuição separando duas províncias ictiofaunísticas (nesse caso, a ictiofauna dos dois afluentes separados pelo efeito da cachoeira Teotônio) ainda permanece, mesmo após sua inundação pelo UHE Santo Antônio (coeficiente de correlação cofenética: pré-UHE = 0,86, pós-UHE = 0,81). A homogeneização da área alagada, mesmo após dois anos do fechamento da barragem, parece ter conservado ao menos parte, a situação pretérita original nessa escala (Fig. 15 e 16), cenário confirmado também pela análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) (Fig. 17).

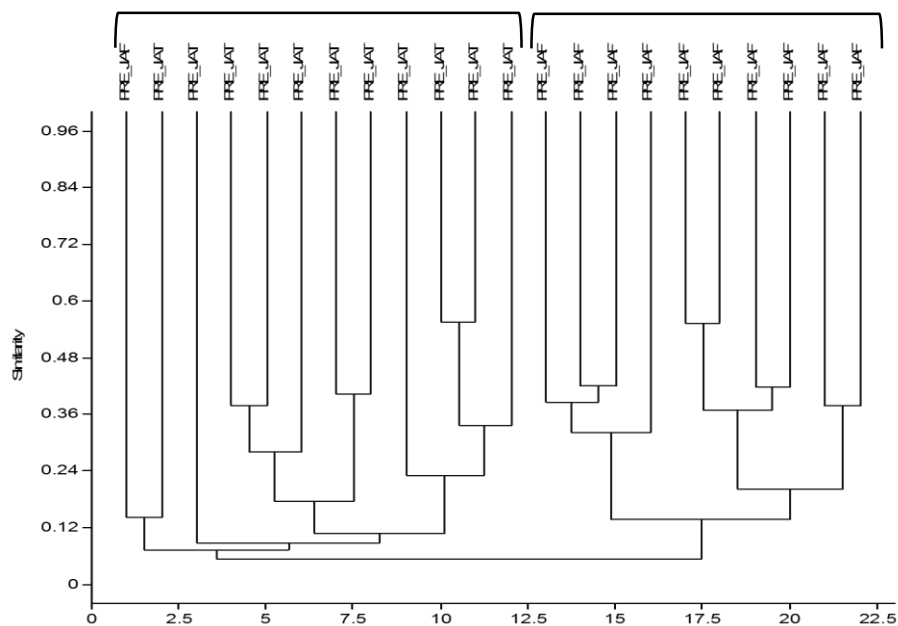


Figura 15. Análise de agrupamento Cluster Analysis pela distância de Bray-Curtis para a área do reservatório de Santo Antônio, rio Madeira, Brasil, no período pré-UHE.

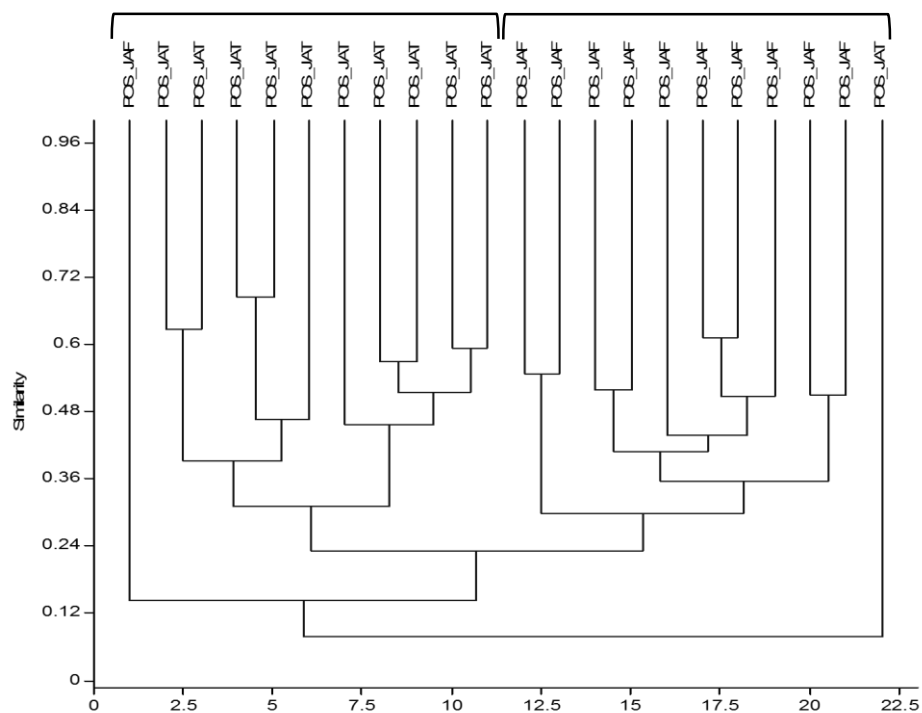


Figura 16. Análise de agrupamento Cluster Analysis pela distância de Bray-Curtis para a área do reservatório de Santo Antônio, rio Madeira, Brasil, no período pós-UHE.

Através da análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) para a escala regional, é possível observar que, ainda que haja uma sobreposição, existe uma tendência na segregação da comunidade regional em relação aos períodos amostrados (pré e pós-UHE) ($R^2=0,58$; $stress=0,23$)(Fig.17).

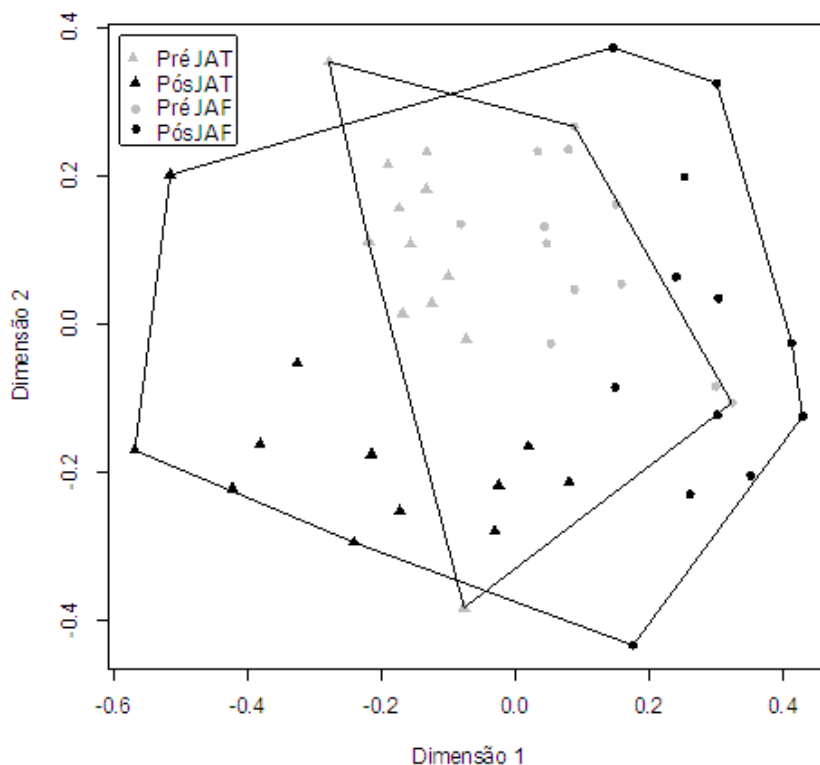


Figura 17. Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico para a estrutura da ictiofauna das duas estações de coleta (JAT e JAF) em escala regional, bacia do rio Madeira, Brasil, em relação aos períodos de coleta (pré e pós-UHE).

Para a ordenação da Análise de Componentes Principais (PCA), realizada a partir das características ambientais das estações em escala regional, a porcentagem de captura da análise foi de 28% para o eixo 1 e de 19% para o eixo 2. Desta forma, é observado um padrão de segregação dos escores no espaço multidimensional em relação ao período estudado de pré e pós-UHE, apesar de ainda existir uma sobreposição entre estas características. Resultado este confirmado pela elipse de confiança (95%) (Fig. 18).

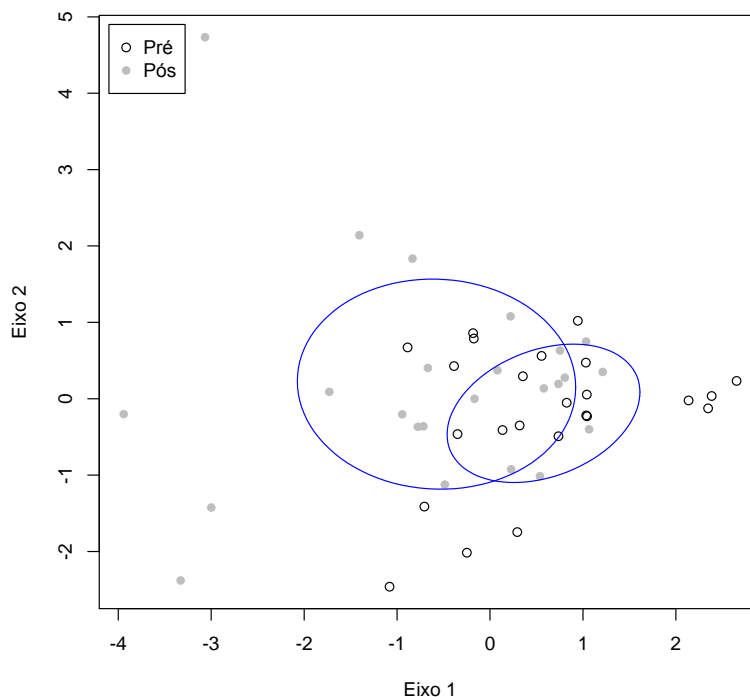


Figura 18. Análise de Componentes Principais para as variáveis limnológicas, representadas pela profundidade, condutividade, pH, oxigênio dissolvido, temperatura, largura do curso d'água e turbidez, para as duas estações (JAT e JAF) em escala regional, bacia do rio Madeira, Brasil. Em destaque azul as elipses de confiança para os dois períodos estudados (pré e pós-UHE).

Tabela 4. Resultado das Análises de Componentes Principais, apresentando os escores dos dois primeiros eixos, para cada característica ambiental das duas estações de coleta (JAT e JAF) em escala regional, na bacia do rio Madeira, Brasil. Em destaque os valores significativos em cada eixo para cada característica ambiental.

	REGIONAL	
	Eixo 1	Eixo 2
Profundidade	-0,467	0,155
Condutividade	-0,361	-0,204
pH	-0,536	-
O2Dissolvido	-0,357	-0,357
Temperatura	0,167	-0,518
Largura	-0,391	-0,467
Turbidez	-0,237	-0,566

Um modelo completo da regressão múltipla, tendo como variável dependente a composição de espécies (representada pelas duas dimensões do NMDS) e incluindo todas as variáveis ambientais (representadas pelos dois primeiros eixos da PCA) não foi

significativo para as estações agrupadas na escala regional ($R^2=0,013$; $p=0,73$), demonstrando que não existem relações entre fatores. Desta forma, a composição da ictiofauna em escala regional não pode ser modelada pelas variáveis ambientais mensuradas no estudo.

4.3.3. Lista de espécies comentada.

Uma lista completa de todas as espécies registradas nas duas estações de coleta (Anexo 1), apontou 46 espécies como invasoras da área após o afogamento da cachoeira do Teotônio. Porém, ao avaliar criticamente essa lista com informações sobre a presença/ausência de espécies considerando todos os apetrechos utilizados durante os trabalhos desenvolvidos no rio Madeira, detectamos que apenas duas (2) podem ser consideradas como potenciais invasoras, nativas da província a jusante da cachoeira Teotônio (*Potamorhina pristigaster* e *Acanthicus hystrix*). O mesmo pode ser dito sobre as demais espécies apontadas nesse trabalho como invasoras (44) e nativas da província a montante, onde apenas sete (7) são provenientes de outras áreas a montante da cachoeira Jirau, nunca antes registradas na área onde conduzimos esse trabalho (*Ageneiosus uranophthalmus*, *Astyanax aff bimaculatus*, *Curimatella dorsalis*, *Lepthoplosternum beni*, *Moenkhausia dichrourea*, *Ossancora fimbriata* e *Rineloricaria formosa*). Outras duas espécies, *Brachyplatystoma rousseauxii* e *Zungaro zungaro*, são raras em pescarias experimentais com malhadeiras e não podem ser consideradas como invasoras desse trecho (Queiroz et al., 2013). Estas espécies na fase pré-UHE não ocorriam com grande frequência nas amostragens experimentais, mas eram comuns na pesca artesanal, na cachoeira do Teotônio, e na fase pós-UHE foram coletados apenas exemplares imaturos (*Z. zungaro* n=2; comprimento padrão= 205 e 234 mm; *B. rosseauxii* n=61; comprimento furcal 207-565 mm, comprimento de primeira maturação 749mm (Alonso, 2002)). Estes mesmos indivíduos foram registrados no igarapé do Jatuarana, o qual a foz foi invadida pela água branca do rio Madeira, onde são comumente capturados.

De todas as espécies listadas, 21 (representados por 61 indivíduos, ou seja, espécies pouco abundantes no pré-UHE) foram consideradas como potencialmente extirpadas localmente. Estas espécies estavam presentes no período pré-UHE e ausentes no período

pós. Todas as espécies apresentaram baixa frequência de ocorrência antes da homogeneização, onde espécies com apenas um (1) indivíduo foram mais frequentes, exceto *Satanoperca jurupari* (Perciformes: Cichlidae) a qual teve a maior frequência (16 indivíduos). Quanto à distribuição espacial pretérita, sete (7) espécies foram capturadas somente no igarapé Jatuarana (JAT) (*Chalceus epakros*, *Cynopotamus gouldingi*, *Hemiodus* sp rabo de fogo, *Knodus cf heteresthes*, *Pimelodus ornatos*, *Steatogenys elegans* e *Steindachnerina leucisca*), 11 espécies foram capturadas somente na estação do rio Jaciparaná (JAF) (*Astyanax cf anterior*, *Caenotropus cf schizodon*, *Crenicichla adspersa*, *Cyphocharax plumbeus*, *Hemiodus immaculatus*, *Hypoclinemus mentalis*, *Myloplus asterias*, *Potamotrygon motoro*, *Rineloricaria cf castroi*, *Serrasalmus maculatus* e *Steindachnerina planiventris*), e três espécies foram capturadas em ambas as estações (*Acestrorhynchus cf pantaneiro*, *Acestrorhynchus falcatus* e *Satanoperca jurupari*).

Espécies consideradas como colonizadoras primárias sofreram um incremento em suas abundâncias após o processo de homogeneização ambiental. 26 espécies foram agrupadas nesta categoria, destas, quatro (4) espécies foram registrada somente no igarapé Jatuarana (JAT) (*Brachyplatystoma rousseauxii*, *Brycon amazonicus*, *Chalceus guaporensis* e *Jurengraulius juruensis*), onde a espécie *Brycon amazonicus* obteve o maior incremento, passando de dois (2) para 231 indivíduos. Cinco (5) espécies foram registradas somente na estação do rio Jaciparaná (JAF) (*Auchenipterichthys coracoideus*, *Auchenipterichthys thoracatus*, *Curimata vittata*, *Hemiodus microlepis* e *Opsodoras boulengeri*), com destaque na espécie *Auchenipterichthys coracoideus*, que além de também ser considerada como invasora, obteve incremento de 1030 indivíduos. O restante, 17 espécies, foram registradas em ambas as estações de coleta, com atenção especial para o grupo dos Curimatidae e Characidae. Para os Curimatidae, foram observadas cinco (5) espécies com incremento em suas abundâncias (*Potamorhina altamazonica*, *Potamorhina latior*, *Psectrogaster amazônica*, *Psectrogaster essequibensis* e *Psectrogaster rutiloides*), com destaque para *Potamorhina latior*, que passou de 55 indivíduos na fase pré para 1730 indivíduos na fase pós. Já para os Characidae, foram registradas 2 espécies com maior incremento em suas abundâncias *Triportheus albus* e *Triportheus angulatus*, as quais passaram de 12 para 515 e de 56 para 1075 indivíduos respectivamente.

5. DISCUSSÃO

O afogamento da cachoeira Teotônio, a principal barreira natural do trecho encachoeirado do rio Madeira, não resultou em homogeneização imediata da ictiofauna historicamente separada em função desse barramento. De fato, o padrão pristino de distribuição das espécies no trecho de corredeiras do rio Madeira revelou que o efeito da cachoeira Teotônio (e Jirau) na segregação de ictiofauna em províncias (Torrente-Vilara et al, 2011) atenuava, inclusive, o clássico efeito temporal e bem descrito sobre o pulso de inundação na distribuição da ictiofauna de grandes rios (Goulding, 1980; LoweMcConnell, 1987; Junk et al., 1989).

Embora as diferenças entre as relações de riqueza-abundância não sejam significativas para este caso no rio Madeira, a tendência de ajuste nas relações do pós-UHE, ao longo do tempo, pode levar a diminuição do valor do coeficiente angular da relação, principalmente em escala regional (diversidade Beta), sendo este um cenário comum de resultado esperado em processo de homogeneização (Olden & Poff, 2003). Neste contexto, uma vez que a homogeneização é um processo atrelado tanto à escala espacial quanto temporal (Clavero & Gracia-Berthou, 2006; Olden & Poff, 2004b; Smart et al., 2006), processos de extirpação (perda de espécies local), ocasionados pela invasão ou introdução de novas espécies, podem demorar décadas para se concluírem, podendo este espaçamento temporal gerar dívidas em perdas de espécies que serão compensadas futuramente (Sax et al., 2002; Sax & Gaines, 2008). No caso do rio Madeira, o aumento da riqueza de espécies, a qual dobrou, conseguiu manter a relação riqueza-abundância próxima as condições originais, em função do enorme aumento na abundância, a qual quase quaduplicou. O novo ambiente formado proporcionou um aumento na concentração de sedimentos associados à partículas orgânicas, como observado em outros reservatórios (Agostinho et al., 1999), podendo este fato desenvolver um importante papel na estrutura trófica da assembleia local (Vadeboncouer & Lodge, 2002), incrementando a abundância das espécies detritívoras, como observado para a família Curimatidae. É possível que esse seja um prognóstico que pode ser generalizado no caso de barramentos de outros rios de águas brancas da Amazônia.

A análise da lista de espécies presentes nos períodos pré e pós UHE não detectou grandes diferenças nos padrões já observados na área (e na composição da ictiofauna de grandes rios) em estudos anteriores, revelando a predominância de táxons da superordem

Ostariophysi (Nelson, 1994; Lowe-McConnell, 1999), representados por Characiformes e Siluriformes (Roberts 1972, Sabino & Zuanon 1998, Lowe-McConnell 1999, Castro 1999, Pouilly et al., 2004; Albert & Reis, 2011). As famílias com maiores abundâncias nesse estudo foram Curimatidae e Characidae, grupos de ampla distribuição na bacia amazônica (Britski, 1999; Ferreira et al., 1998; Santos et al. 2006). Dentre os Characidae, há um grande predomínio das espécies de pequeno porte (e imaturos) - (Dados do período pós-UHE - Characidae: *Triporthus angulatus*, CP=27-199 mm, CPmédio=122mm, \pm DP=125 mm; moda= 110 mm ; *Triporthus albus*, CP= 91 a 240 mm, CPmédio= 138 mm, \pm DP= 17.7mm, moda= 146mm; Curimatidae: *Potamorhina latior*, CP= 66 a 377 mm, CPmédio= 157mm, \pm DP= 20.3mm, moda=140mm; *Psectrogaster rutiloides*, CP= 32 a 189 mm, CPmédio= 114mm, \pm DP= 13.0 mm, moda= 104 mm), as quais podem ser capazes de concluir seu curto ciclo de vida em ambientes lênticos (Agostinho et al., 1992; Araújo & Santos, 2001; Orsi et al., 2002) e poderiam estar se adaptando ao novo ambiente. De maneira geral, a destacada participação das famílias Curimatidae e Characidae, é decorrente da ampla distribuição de suas espécies em água doce, sendo estas famílias incluídas na maioria das espécies de águas interiores do Brasil (Britski, 1972). Outro fator que contribui para uma dominância das espécies de curimatídeos e caracídeos é o fato de que as áreas exploradas por este estudo são áreas marginais rasas, que possuem naturalmente uma grande diversidade e abundância de pequenos peixes (Jepsen, 1997; Arrington & Winemiller, 2006).

Dentre os processos de infraestrutura, o uso de paisagens aquáticas são os principais causadores do estabelecimento de espécies invasoras ou colonizadoras, pela ruptura das condições ambientais pristinas (Alcaraz et al., 2005; Kennard et al., 2005; Olden et al., 2006), como é o caso do afogamento da cachoeira de Teotônio. Processos de ocupação humana e sua respectiva alteração de habitat, como a quantidade de hidrelétricas em uma bacia hidrográfica em escala regional, estiveram associados com a homogeneização da ictiofauna de províncias zoogeográficas na Califórnia (Marchetti et al., 2001). Em outros casos de barragens que separam o rio em províncias, mesmo com a construção de mecanismos de transposição, como escadas de peixes por exemplo, várias espécies não conseguem transpor esta nova barreira, ou quando conseguem, dificilmente retornam para a região a jusante da barragem (Johnson, Olden & Zanden, 2008; Pelicice & Agostinho, 2008; Vitule et al., 2012).

Em outros trabalhos como o analisado neste estudo, onde o alagamento do rio amortece o efeito de uma barreira natural ou um filtro ecológico existente pelo afogamento, como a cachoeira de Teotônio, é observado a invasão de espécies da área a jusante, havendo aumento da similaridade entre as ecorregiões da bacia, diminuindo a riqueza e diversidade das espécies, como é mostrado por Vitule et al. (2012). Assim, a introdução, mesmo que acidental, de organismos não nativos pode causar sérios impactos de ameaça a diversidade biológica (Agostinho et al., 2007; Vitule, 2009; Vitule et al., 2009; Vitule & Prodocimo, 2012), podendo culminar na extinção de espécies nativas e na perda da biodiversidade (Fuller et al., 1999; Cambray, 2003) ou homogeneização da biota (Rahel, 2000; 2002; Olden, 2006), especialmente quando se trata da Amazônia.

O baixo registro de espécies invasoras, consideradas nativas da área a montante ou a jusante do principal trecho de corredeiras, aparentemente, são o resultado de duas situações: 1) o barramento Santo Antônio foi construído a montante da antiga cachoeira Jirau, também, afogada por um empreendimento 12 meses após o afogamento da cachoeira Teotônio; e 2) há ainda um importante trecho de corredeiras com cerca de 150 Km, representando aproximadamente 1/3 do trecho original completo com velocidade da corrente em torno de 0,45 m/s. É possível que a preservação desse trecho de corredeiras, como previsto originalmente nos documentos sobre a viabilidade dos UHEs no rio Madeira, tenha dificultado, ou até mesmo, impedido uma potencial invasão de espécies em ambos os sentidos do rio, o que representaria que uma porção do filtro natural, fundamental mesmo que pequena, ainda permanece presente no rio.

Como já mencionado, evidências nos mostram que a escala temporal é de suma importância, não negligenciando a escala espacial, para o entendimento nos mecanismos que governam os processos de mudança em uma comunidade biológica, apesar de ter sido pouco explorada em estudos sobre homogeneização (Vitule & Pozenato, 2012; Clavero & Gracia-Berthou, 2006). Neste contexto, apesar de poucos estudos serem realizados no Brasil sobre homogeneização biótica e os efeitos dos represamentos sobre a riqueza de espécies e suas abundâncias ainda não tenham sido satisfatoriamente estudados em rios neotropicais, os levantamentos disponíveis mostram que há um aumento no número de espécies e suas abundâncias nos primeiros anos após a fragmentação antropogênica (Gonzalez, 2002), nesse caso, o enchimento de um reservatório. Estudos realizados em quatro reservatórios do sul do país, na bacia do rio Paraná, revelaram que o número de espécies é significativamente maior nos dois anos subsequentes ao represamento. Tal fato

explica-se pela mistura das assembleias locais, antes separadas pela heterogeneidade ambiental, agora pertencentes a um único ambiente homogêneo ($t=6.72$; $p=0,0067$; Agostinho et al., 1999; Agostinho et al., 2007).

Por outro lado, passado este período inicial, é esperado que reduções na riqueza e diversidade das espécies ocorram, como o caso de dois reservatórios no rio Iguaçu de idades diferentes. Valores menores de riqueza e diversidade observados no reservatório mais antigo, refletem o processo de perda dos valores em questão com o envelhecimento do reservatório (Agostinho et al., 1999; Agostinho et al., 2007). Desta maneira, grandes reservatórios mostram uma tendência de redução do número de espécies ao longo do tempo (Oliveira et al., 2004), o que não pode ser observado nos primeiros dois anos de fechamento da barragem Santo Antônio. Assim como a riqueza, a abundância das espécies também está sujeita a alterações após a formação de um reservatório, sendo registrado na literatura um incremento significativo na abundância de indivíduos após o represamento (Agostinho et al., 1999; Araujo & Santos, 2001; Agostinho et al., 2007; Agostinho et al., 2008).

Além do fato da mistura das assembleias locais pela homogeneização de habitats e as mudanças das características ambientais, como aumento da área alagada e consequentemente aumento da profundidade, proporcionam um incremento no volume de água, o mesmo fenômeno ocorrente no período de águas altas, o qual coincide com o período reprodutivo da maioria das espécies da região. Neste novo ambiente, observa-se grande aporte de nutrientes, elevando a produtividade primária, assegurando um bom suprimento alimentar para os indivíduos nas fases iniciais de vida, o que justifica o um alto sucesso que vinha sendo observado no recrutamento imediato dentro do UHE Santo Antônio, incomum no pré-UHE. Fato acentuado quando a bacia comporta uma fauna relevante de espécies migradoras, como no caso do reservatório de Santo Antônio e já observado no reservatório de Corumbá (Agostinho et al., 1999; Agostinho et al., 2007).

O elevado rendimento dos indivíduos tende a se reduzir com o tempo e depende das características ambientais (Agostinho et al., 1999; Agostinho et al., 2007). Estudos realizados em nove reservatórios (Itaipu, Segredo, Areia, Corumbá, Rosana, Três Irmãos, Promissão, Ibitinga, Nova Avanhandava), de diferentes áreas (8 a 1.350 Km²) e diferentes idades (1 a 23 anos) mostram que, não somente o tempo, mas também o tamanho de sua

área alagada, juntos influenciam em 88% a variação observada nas abundâncias das espécies (Agostinho et al., 1999; Agostinho et al., 2007).

Embora investigações sobre homogeneização de habitats e suas consequências sobre a ictiofauna realizadas em bacias do Japão (Watanabe, 2010), Estados Unidos (Rahel, 2000), Canadá (Taylor, 2004, 2010) e Austrália (Olden et al., 2008) mostrem maior similaridade da ictiofauna após eliminação de barreiras naturais ou invasão de espécies não nativas, todos os resultados e discussões ressaltaram a complexidade dos processos de homogeneização, os quais dependem de fatores como o tempo e a escala espacial em que são analisados (Vitule & Pozenato, 2012).

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O caso apresentado nesse estudo sobre o rio Madeira não é diferente dos demais discutidos anteriormente; porém, neste trabalho, foi possível descrever um padrão original sobre a distribuição das espécies anteriormente a qualquer efeito do empreendimento, acompanhando desde o início das obras as modificações no ambiente.

Neste contexto, mais esforços devem ser voltados para assuntos referentes a homogeneização de habitats ou eliminação de filtros ecológicos e suas consequência na região Neotropical, sobretudo na região amazônica, uma vez que recentemente a construção de barragens tem se mostrado como uma fonte potencial de homogeneização de habitats através da remoção de barreiras naturais (Agostinho et al., 2010; Torrente-Vilara et al., 2012).

Ressalta-se ainda que a instalação de hidrelétricas e a consequente formação de seus reservatórios na Amazônia estabelecem novos ambientes para a ictiofauna regional, pois têm sido implantados há cerca de 30 anos. Assim, o panorama registrado neste trabalho apresenta uma amostra de alterações ecológicas ocorridas em um espaço de tempo muito curto, não representando um grande acúmulo de informações após o impacto. Neste sentido, para a obtenção de informações que possam gerar respostas mais conclusivas sobre a nova conformação estrutural da ictiofauna, especialmente no caso do rio Madeira, há a necessidade de um acompanhamento a longo prazo, a qual permita a elaboração de análises com maiores detalhes sobre a nova condição deste ambiente ao longo do tempo.

Somente a partir de uma série temporal adequada de dados será possível realizar predições quanto as flutuações populacionais no ambiente alterado.

Estas informações são imprescindíveis e servem de estímulo e incentivo para novas pesquisas e abordagens de um tema pouco explorado no Brasil, o qual possibilita um melhor entendimento de como processos de homogeneização remodelam as estruturas das assembleias de sistemas aquáticos.

7. REFERENCIAL BIBLIOGRÁFICO

Agostinho, A. A.; Gomes, L. C.; Pelicice, F. M. 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá, EDUEM: 501 p.

Agostinho, A. A.; Gomes, L. C.; Veríssimo, S.; 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* v. 14: 11-19.

Agostinho, A. A.; Júlio JR., H. F. & Borghetti, J. R. 1992. Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação – um estudo de caso: reservatório de Itaipu. *Revista Unimar* 14(suplemento):89- 107.

Agostinho, A.A., F.M. Pelicice & L.C. Gomes. 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Braz. J. Biol.* 68: 1119-1132.

Agostinho, A.A.; Pelicice, F.M.; Gomes, L.C. 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4):1119-1132

Agostinho, AA., Gomes, LC. e Pelicice FM., 2007b. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá: Eduem. 501 p.

Agostinho, AA., Miranda, LE., Bini, LM., Gomes, LC., Thomaz, SM. e Suzuki, HI., 1999. Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging. In Tundisi, JG. and Straskraba, M. (Eds.). *Theoretical reservoir ecology and its applications*. Leiden: Backhuys Publishers. p. 227-265.

Albert, J. S.; Reis, R. E. 2011. *Historical Biogeography of Neotropical Freshwater Fishes*. Berkeley: University of California Press.

Alcaraz, C., Vila-Gispert, A., & Gracia-Berthou, E. 2005. Profiling invasive fish species: the importance of phylogeny and human use. *Diversity and Distributions*, 11, 289-298.

Alencar, A.; Nepstad, D.; Mcgrath, D.; Moutinho, P.; Pacheco, P.; Diaz, M. D. C. V.; Filho, B. S. 2004. Desmatamento na Amazônia: indo além da “emergência crônica”. Belém. Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia, 85p.

Araújo, F. G. & Santos, L. N. 2001. Distribution of fish assemblages in Lajes reservoir, Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 61(4):563-576.

Arrington, D. A.; Winemiller, K. O. 2006. Habitat affinity, the seasonal flood pulse, and community assembly in the littoral zone of a Neotropical floodplain river. *Journal of the North American Benthological Society*, 25:126–141.

Astro, R.M.C. 1999. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos casuais. In *Ecologia de peixes de riachos* (E.P. Caramaschi, R. Mazzoni & P.R. Peres-Neto, eds). UFRJ, Rio de Janeiro, p. 139-155. (Série Oecologia Brasiliensi).

Barbosa, M. R. V.; Agra, M. de F.; Sampaio, E. V. S. B.; Cunha, J. P. da C.; Andrade, L. A. de. 2004. Diversidade florística na Mata do Pau-Ferro, Areia, Paraíba. 111-122. In: Pôrto, K. C.; Cabral, J. P.; Tabarelli, M. 2004. Brejos de Altitude em Pernambuco e Paraíba. *História Natural, Ecologia e Conservação. Série Biodiversidade* 9. Brasília – DF, Ministério do Meio Ambiente, 324p.

Becker, C. G., Fonseca, C. R., Haddad, C. F. B., Batista, R. F. & Prado, P. I. 2007. Habitat Split and the Global Decline of Amphibians. *Science*, 318: 1775-1777.

Becker, R. A., Chambers, J. M. and Wilks, A. R. 1988. *The New S Language*. Wadsworth & Brooks/Cole.

Begon M, Townsend CR & Harper JL. 2006. *Ecology. From individuals to ecosystems*. 4th ed. Blackwell Publishing, Malden.

Berger, L.; Forberg, B.R. 2006. Factors Controlling Hg levels in two predator fish species in the Negro River basin, Brazilian mazon. *Science of the total Environment*, 367:451-459.

Bittencourt, M.M. & Amadio, S.A. 2007. Proposta para identificação rápida dos períodos hidrológicos em áreas de várzea do rio Solimões-Amazonas nas proximidades de Manaus. *Acta Amazonica*, 37, 307-312.

Bittencourt, S. A insularização como agente de fragmentação florestal em comunidades de lagartos na Amazônia Central. 2008. 40f. Dissertação (Mestrado em

Biologia Tropical e recursos naturais) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas. 2008.

Bojsen, B. H. & Barriga, R. 2002. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshwater Biology*, 47: 2246-2260.

Borg, I. and Groenen, P. 1997. *Modern Multidimensional Scaling. Theory and Applications*.

Brasil. Ministério de Minas e Energia. 2010. Plano decenal de expansão de energia: Plano Decenal de Expansão de Energia 2019. Brasília: MME. 323 p., il.

Bray, J. R. and J. T. Curtis. 1957. An ordination of upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27:325-349.

Britski, H. A. 1972. Peixes de água doce do estado de São Paulo. In: Comissão Internacional da Bacia Paraná – Paraguai. *Poluição e piscicultura*. São Paulo, Faculdade de Saúde Pública da USP e Instituto de Pesca. p.79-108.

Britski, H.A. 1999. *Peixes do Pantanal: manual de identificação*. Embrapa, Brasília.

Camargo, M. & Giarrizzo, T. 2007. Fish, Marmelos Conservation Area (BX044), Madeira River basin, states of Amazonas and Rondônia, Brazil. *Check List*. 3(4):291-296.

Cambray, J.A. 2003. Impact on indigenous species biodiversity caused by the globalisation of alien recreational freshwater fisheries. *Hydrobiologia*. Vol. 500, Issue 1-3, pp 217-230.

Clavero M. & Gracia-Berthou E. 2006. Homogenization dynamics and introduction routes of invasive freshwater fish in the Iberian Peninsula. *Ecological Applications* 16:2313-2324.

Colli, G. R., Accacio, G. M., Antonini, Y., Constantino, R., Franceschinelli, E. V., Laps, R. R., Scariot, A., Vieira, M. V. e Wiederhecker, H. C. 2003. A Fragmentação dos Ecossistemas e a Biodiversidade Brasileira: Uma Síntese. pp. 317-324. In: - 89 - Rambaldi, D. M & Oliveira, D. A. S. (Eds): *Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília.

Constantino, R.; Ritez, R. M.; Cerqueira, R.; Espindola, E. L. G.; Grelle, C. E. V.; Lopes, A. T. L.; Nascimento, M. T.; Rocha, O.; Rodrigues, A. A. F.; Scariot, A.; Sevilha, A. C.; Tiepolo, G. Causas Naturais. In: Rambaldi, D. M. Oliveira, D. A. S. (eds). 2003. *Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a diversidade e recomendações de*

políticas públicas. Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília, p.183-200.

Cosson, J. F.; Ringuet, S.; Claessens, O.; Massary, J. C.; Dalecky, A.; Villiers, J. F.; Granjon, L.; Ponds, J. M. 1999. Ecological changes in recent land-bridge island in French Guiana, with emphasis on vertebrate communities. *Biological Conservation*, v. 91, p. 213-222.

de Lima, M. G. & Gascon, C. 1999 The conservation value of linear forest remnants in central Amazonia. *Biol. Conserv.* 91, 241–247.

Diamond, J.M. 1970. Ecological consequences of island colonization by Southwest Pacific birds II. The effect of species diversity on total population density. *Proc. Nat. Acad. Sci.* 67: 1715-1721.

Eletrobrás. 1987. Plano 2010: Relatório Geral Plano Nacional de Energia Elétrica 1987/2010. Brasília, DF. 269p.

Fahrig, L. 2003. Effects of Habitat fragmentation on diversity. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, v. 34, p. 487-515.

Faith, D. P, Minchin, P. R. and Belbin, L. 1987. Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. *Vegetatio* 69, 57–68.

Fearnside, P. M. 2002. Avança Brasil: Environmental and Social Consequences of Brazil's Planned Infrastructure in Amazonia. *Environmental Management*, v. 30, n. 6, p. 735-47.

Fearnside, P. M. 2005. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, rates and consequences. *Conservation Biology* 19(3): 680-688.

Fernando, C.H. & J. Holcik. 1991. Fish in reservoirs. *Int. Rev. Gesamten Hydrobiol.* 76: 149-167.

Ferreira, E.J.G., Zuanon, J.A.S. & Santos, G.M. 1998. Peixes comerciais do Médio Amazonas: região de Santarém, Pará. IBAMA, Brasília.

Ferreira, L.V.; Venticinque, E.; Almeida, S. 2005. O desmatamento da Amazônia e a importância das áreas protegidas. *Estudos Avançados*, v. [s.n.], p. 19-53.

Fuller P.L., Nico L.G., Williams J.D. 1999. Nonindigenous Fishes Introduced into Inland Waters of the United States. Bethesda (MD): American Fisheries Society. AFS Special Publication 27.

Furch, K. & Junk, W.J. 1997. Physicochemical conditions in floodplain, p.69-108. In: Junk, W.J. (Eds), *The Central Amazon Floodplain: Ecology of a pulsing system*, Springer Verlag, New York, 525p.

Gonzalez, A. & Chaneton, E. J. 2002. Heterotroph species extinction, abundance and biomass dynamics in an experimentally fragmented micro-ecosystem. *Journal of Animal Ecology*, v. 71, p. 594-602.

Goulding, M. 1980. *The fishes and the forest: Explorations in Amazonian Natural History*. University of California Press: Berkeley, CA, USA. 280p.

Goulding, M.; Carvalho, M.L.; Ferreira, E. 1988. *Rio Negro, Rich Life in Poor Water. Amazonian Diversity and Foodchain Ecology as Seen Through Fish Communities*. SPB Academic Publishing bv, The Hague, 200pp.

Grime, J. P. 1998. Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. *Journal of Ecology*. 86, 902-910.

Hair, J.F, Black, R. E., Anderson, R. L., Tatam, L. 2007. *Análise Multivariada de dados*. Bookman. 593 p.

Hermann, B. C.; Rodrigues, E.; Lima, A. 2005. A paisagem como condicionadora de bordas de fragmentos florestais. *Floresta*, v. 35, n.1, p. 13-22.

INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). *Taxas anuais do desmatamento na Amazônia Legal para o período de 1988 – 2012*. Nota Técnica. Disponível em <<http://www.inpe.br>> Acesso em 25 de set. 2013.

Jepsen, D. B. 1997. Fish species diversity in sand bank habitats of a neotropical river. *Environmental Biology of Fishes*, 49: 449–460.

Johnson, P.T.J., Olden, J.D. & Zanden, M.J.V. 2008. Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6, 357-363.

Junk, W.J.; Bayley, P.B.; Sparks, R.E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Journal of Fishers and Aquatic*, 106: 110-127.

Kareiva, P. M.; Kingsolver, J. G.; Huey, R. B. 1993. *Biotic interactions and global change*. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, MA. 559 pp.

Kaufman, L. and Rousseeuw, P.J. 1990. *Finding Groups in Data: An Introduction to Cluster Analysis*. Wiley, New York.

Kennard, M.J., Arthington, A.H., Pusey, B.J. & Harch, B.D. 2005. Are alien species a reliable indicator of river health? *Freshwater Biology*, 50, 174-193.

Lande, R. 1993. Risk of population extinction from demographic and environmental stochasticity and random catastrophes. *Am. Nat.* 142:911-927.

Laurance, W. F. 2008. Theory meets reality: how habitat fragmentation research has transcended island. *Biogeographic theory. Biology Conservation*, v. 41, n.1, p. 1731-1744.

Laurance, W. F.; Vasconcelos, H. L. 2009. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. *Oecologia Brasiliensis* 13(3): 434-451.

Leme, R.M. 2005. Estimativa das emissões de poluentes atmosféricos e uso de água na produção de eletricidade com biomassa de cana-de-açúcar. (Dissertação em Planejamento de Sistemas Energéticos) Unicamp, Campinas. 160p.

Lima, J. F. 2006. Composição e riqueza de espécies de anuros (Amphibia) em fragmentos florestais no Reservatório de Tucuruí, Pará.

Lima, M. & C. Gascon. 1999. The conservation value of linear forest remnants in central Amazonia. *Biological Conservation* 91: 241-247.

Lowe-McConnell, R. H. 1987. *Ecological studies in tropical fish communities*. Cambridge University, Cambridge. 382 p.

Lowe-McConnell, R.H. 1999. *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*.

MacArthur, R. H. & Wilson, E. O. 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution* 17:373-387.

MacArthur, R. H. & Wilson, E. O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton – N.J Princeton University press. 203p.

Marchetti, M.P., Light, T., Feliciano, J., Armstrong, T., Hogan, Z., Viers, J. & Moyle, P.B. 2001. Homogenization of California's fish fauna through abiotic change, Biotic Homogenization (ed. By J. L. Lockwood and M. L. McKinney), pp. 259-278. Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York.

Mardia, K. V., J. T. Kent, and J. M. Bibby. 1979. *Multivariate Analysis*, London: Academic Press.

Marengo, J.A. 2004. Interdecadal variability and trends of rainfall across the Amazon basin. *Theoretical Applied Climatology*, 78, 79-96.

Marengo, J.A. 2005. Characteristics and spatio-temporal variability of the Amazon River basin Water Budget. *Climate Dynamics*, 24, 11-22.

McCune, B. and J. B. Grace. 2002. *Analysis of Ecological Communities*. 304 p. With a contribution by Dean L. Urban.

Minchin, P.R. 1987. An evaluation of relative robustness of techniques for ecological ordinations. *Vegetatio* 69, 89–107.

Morato, E.F. & L.A. de O. Campos. 2000. Efeitos da fragmentação Florestal sobre vespas e abelhas solitárias em uma área da Amazônia Central. *Revista bras. Zool.* 17 (2): 429-444.

Nelson, J.S. 1994. *Fishes of the world*. 3 ed. John Wiley & Sons, New York.

Newcombe R.G. 1998. Two-Sided Confidence Intervals for the Single Proportion: Comparison of Seven Methods. *Statistics in Medicine* 17, 857–872.

Newman, E. I. 2000. *Applied ecology and environmental management*. 2nd edition. Singapore: Blackwall Science. 281-324.

Newmark WD. 1996. Insularization of Tanzanian parks and the local extinction of large mammals. *ConservBiol* 10: 1549–56.

Olden J.D. and N.L. Poff. 2004. Clarifying biotic homogenization - response. *Trends in Ecology & Evolution* 19(6): 283.

Olden, J.D., and N.L. Poff. 2003. Toward a mechanistic understanding and prediction of biotic homogenization. *American Naturalist* 162:442-460.

Olden, J.D., Kennard, M.J. & Pusey, B.J. 2008. Species invasions and the changing biogeography of Australian fresh-water fishes. *Global Ecology and Biogeography*, 17, 25–37.

Olden, J.D., Poff, N.L. & Bestgen, K.R. 2006. Life-history strategies predict fish invasions and extirpations in the Colorado River Basin. *Ecological Monographs*, 76, 25-40.

Oliveira, E. F.; Goulart, E.; Minte-Vera, C. V. 2004. Fish diversity along spatial gradients in the Itaipu Reservoir, Paraná, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, v. 64, no. 3A, p. 447-458.

Orsi, M. L.; Shibatta, O. A. & Silva-Souza, A. T. 2002. Caracterização biológica de populações de peixes do rio Tibagi, localidade de Sertanópolis. In: Medri, M. E.; Shiba TT A, O. A.; Bianchini, E. & Pimenta, J. A. eds. *A Bacia do Rio Tibagi*. Londrina, Edição dos Editores. p.425-432.

Pavan, D. 2002. Considerações ecológicas sobre a fauna de sapos e lagartos de uma área do cerrado brasileiro sob o impacto do enchimento do reservatório de Serra da Mesa. 2002. 159f. Dissertação (Mestrado em Ciências) Universidade de São Paulo, São Paulo.

Pelicice, F.M., Agostinho, A.A. 2008. Fish-Passage Facilities as Ecological Traps

in Large Neotropical Rivers. – *Conservation Biology* 22: 180-188.

Pimm, S. L. and P. Raven. 2000. Extinction by numbers. *Nature* 403: 843-845.

Pouilly, M., Yunoki T., Rosales, C. & Torres, L. 2004. Trophic structure of fish assemblages from Mamoré River floodplain lakes (Bolivia). *Ecol. Freshw. Fish.* 13(4):245-257.

Queiroz, L.J.; G. Torrente-vilara; W.M. Ohara; T.H.S. Pires; J. Zuanon & C.R.C. Doria. 2013. Peixes do Rio Madeira. 3 volumes. São Paulo, Dialto. 1163p.

R Development Core Team. 2011. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.

Rahel FJ. 2000. Homogenization of fish faunas across the United States. *Science* 288:854–56.

Rahel, F.J. 2002. Homogenizaion of Freshwater Faunas. *Annual Review of Ecology* .

Rahel, F.J. 2007. Biogeographic barriers, connectivity and homogenization of freshwater faunas: it's a small world after all. *Freshwater Biology* 52, 696-710.

Rahel, F.J. and Olden, J.D. 2008. Assessing the Effects of Climate Change on Aquatic Invasive Species. *Conservation Biology* 22, 521-533.

Rapp PY-Daniel, L.H., Deus, C.P., Ribeiro, O.M & Sousa, L.M. 2007. Peixes. In Biodiversidade do Médio Madeira: bases científicas para proposta de conservação (L.H. RappPy-Daniel, C. P. Deus, A.L. Henriques, D. M. Pimpão & O.M. Ribeiro, orgs.). MMA/MCT, Manaus, p. 89-125.

Ridley, M. 2006. *Evolução*. 3^a ed. Porto Alegre, Artmed.

Roberts, T. 1972. Ecology of fishes in the Amazon and Congo basins. *Bull. Mus. Comp. Zool.* 143(2):117-147.

Rodriguez-Ruiz, A. 1998. Fish species composition before and after construction of a reservoir on the Guadalete River (SW Spain). *Arch. Hydrobiol.* 142: 353-369.

Sabino, J. & Zuanon. J.A.S. 1998. A stream fish assemblage in Central Amazonia: distribution, activity patterns and feeding behavior. *Ichthyol. Explor. Fresh.* 8(3):201-210.

Saint-Paul, U.; Zuanon, J A S., Villacort Correa, M.; Garcia, M.; Fabré, N.; Berg, U.; Junk, J. 2000. Fish communities in central Amazonian white-and blackwater floodplains. *Enviromental Biology of Fishes*, 57, 235-250.

Sala, O.E., Chapin, F.S. III, Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M. and Wall, D.H. 2000: Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287, 1770–74.

Santos, G.M., Ferreira, E. & Zuanon, J. 2006. Peixes comerciais de Manaus. 1 ed. IBAMA, Manaus, p. 53-55.

Santos, U. M.; Ribeiro, M. N. G.; Tancredi, A. C. F. N. S. 1987. Estudo preliminar sobre a didroquímica da bacia de Jaci-Paraná (RO). *Acta Amazonica*. 16/10 (nº único) 143-150.

Sax, D.F. and Gaines, S.D. 2008. Species invasions and extinction: The future of native biodiversity on islands. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105:11490-11497.

Sax, D.F., Gaines, S.D. and Brown, J.H. 2002. Species invasions exceed extinctions on islands worldwide: a comparative study of plants and birds. *American Naturalist* 160:766-783.

Scariot, A.; Freitas, S.R.; Nascimento, E. M.; Oliveira, L. C.; Sanaiotti, T. M.; Sevilha, A. C.; Villela, D. M. *Vegetação e Flora*. In: Rambaldi, D. M.; Oliveira, D. A. S. (eds). 2003. *Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a diversidade e recomendações de políticas públicas*. Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília, p.183-200.

Sioli, H. 1960. Pesquisas limnológicas na região da Estrada de Ferro de Bragança, Estado do Pará-Brasil. *Boletim Técnico do Instituto Agrônomo do Norte*, (37):1-73.

Sioli, H. 1968. Hydrochemistry and Geology in the Brazilian Amazon Region. *Amazoniana*,3:267-277.

Smart, S.M. Thompson, K., Marrs, R.H., Le Duc, M.G., Maskell, L.D. & Firbank, L.G. 2006. Biotic homogenization and changes in species diversity across human-modified ecosystems. *Proceedings of the Royal Society B*, 273, 2659-2665.

Stallard, R. F.; Edmond, J. M. 1983. Geochemistry of the Amazon. 2. The influence of geology and weathering environment on the dissolved load. *Journal of Geophysical Research*, 88:9671-9688.

Struyf, A., Hubert, M. and Rousseeuw, P.J. 1997. Integrating Robust Clustering Techniques in S-PLUS, *Computational Statistics and Data Analysis* 26, 17–37.

Tabarelli, M.; Gascon, C. 2005. Lições da Pesquisa sobre fragmentação aperfeiçoando políticas e diretrizes de manejo para a conservação da biodiversidade. *Megadiversidade* v.1, n.1.

Taylor, E.B. 2004. An analysis of homogenization and differentiation of Canadian freshwater fish faunas with an emphasis on British Columbia. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61, 68–79.

Taylor, E.B. 2010. Changes in taxonomy and species distributions and their influence on estimates of faunal homogenization and differentiation in freshwater fishes. *Diversity and Distributions*, 16, 676–689.

Tischendorf, L. & Fahrig. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90:7-19.

Toniato, M.T.Z. & Leitão-Filho, H.F. 1995. Contribuição ao estudo de matas higrófilas. In *Resumos do XLVI Congresso Nacional de Botânica*. SBB/FFCLRP, Ribeirão Preto, p.105.

Torrente-Vilara, G. 2009. Heterogeneidade ambiental e diversidade ictiofaunística do trecho de corredeiras do rio Madeira, Rondônia, Brasil./Gislene Torrente Vilara. – Manaus: [s.n.], 2009. Xvii, 156f.:il. Tese (doutorado) – INPA, Manaus.

Torrente-Vilara, G.; Zuanon, J.; Doria, C. R. C.; Araújo, T. R.; Favaro, L. F.; Leite, R. G. 2005. Ecologia e Biologia da Ictiofauna. In: LEME, Engenharia S, A, Estudos de impacto Ambiental os Aproveitamentos Hidrelétricos Santo Antônio e Jirau, rio Madeira – RO, Cap, IV – Área de Influência Direta dos Aproveitamentos Hidrelétricos de Jirau e Santo Antônio, TOMO B, Vol, 5/8, Diagnóstico Ambiental da Área de Influência Direta, Meio Biótico, Ictiofauna e Recursos Pesqueiros, Relatório 6315 – RT – G90 – 001, 2005, P, IV-755 a IV – 916.

Torrente-Vilara, G.; Zuanon, J.; Leprieur, F.; Oberdorff, T.; Tedesco, P. A. 2011. Effects of natural rapids and waterfalls on fish assemblage structure in the Madeira River (Amazon Basin). *Ecology of Freshwater Fish*, (20): 588–597.

Turner, I. M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *J. Appl. Ecol.* 33: 200-209.

Vadeboncoeur, M.J., Vander, Z. & Lodge, D.M. 2002. Putting the lake back together: Reintegrating benthic pathways into lake food web models. *Biosci.* 52(1):44-55.

Venables, W. N. and B. D. Ripley. 2002. *Modern Applied Statistics with S*, Springer-Verlag.

Vitule, J. R. S., Pozenato, L. P. 2012. Homogeneização biótica: misturando organismos em um mundo pequeno e globalizado. *Estudos de Biologia*, v. 34, p. 239-245.

Vitule, J. R. S., Prodocimo, V. 2012. Introdução de espécies não nativas e invasões biológicas. *Estud. Biol., Ambiente Divers.* 34(83), 225-237.

Vitule, J. R. S., Skóra, F., Abilhoa, V. 2012. Homogenization of freshwater fish faunas after the elimination of a natural barrier by a dam in Neotropics. *Diversity and Distributions*, 18(2), 111-120. doi:10.1111/j.1472-4642.2011.00821.x.

Vitule, J.R.S. 2009. Introdução de peixes em ecossistemas continentais brasileiros: revisão, comentários e sugestões de ações contra o inimigo quase invisível. *Neotropical Biology and Conservation*, 4, 111–122.

Vitule, J.R.S., Freire, C.A. & Simberloff, D. 2009. Introduction of non-native freshwater fish can certainly be bad. *Fish and Fisheries*, 10, 98–108.

Watanabe, K. 2010. Faunal structure of Japanese freshwater fishes and its artificial disturbance. *Environmental Biology of Fishes*. Vol. 94, Issue 3. pp 533-547.

Wilson, E.B. 1927. Probable inference, the law of succession, and statistical inference. *J. Am. Stat. Assoc.*, 22, 209–212.

Anexo 1. Lista das espécies da ictiofauna amostrada com malhadeiras no trecho de influência direta da Usina Hidrelétrica de Santo Antônio no rio Madeira, Brasil, com as respectivas frequências e ocorrência em cada estação e coleta. Espécies com observação (*) são consideradas raras neste tipo de amostragem. Espécies ausentes em ambas estações no período pré e presentes no período pós foram consideradas invasoras. Espécies presentes no período pré com aumento considerável de indivíduos no período pós foram consideradas colonizadoras primárias, e as espécies presentes no período pré e ausentes no período pós foram consideradas potencialmente extirpadas localmente.

Ordem	Família	Espécies	Pré-UHE		Pós-UHE		<i>Status preliminar</i>	Província de origem	Inventário Geral
			JAT	JAF	JAT	JAF			
Characiformes	Anostomidae	Abramites hypselonotus	-	-	1	-	invasora	MONTANTE	X
Siluriformes	Loricariidae	Acanthicus hystrix	-	-	1	-	invasora	JUSANTE	Ausente
Characiformes	Acestrorhynchidae	Acestrorhynchus cf pantaneiro	1	1	-	-	potencialmente extirpada localmente		
Characiformes	Acestrorhynchidae	Acestrorhynchus falcatus	1	1	-	-	potencialmente extirpada localmente		
Characiformes	Acestrorhynchidae	Acestrorhynchus falcirostris	33	96	21	92			
Characiformes	Acestrorhynchidae	Acestrorhynchus heterolepis	6	41	5	16			
Characiformes	Acestrorhynchidae	Acestrorhynchus microlepis	11	95	11	53			
Perciformes	Cichlidae	Aequidens tetramerus	-	-	-	1	invasora	MONTANTE	X
Siluriformes	Auchenipteridae	Ageneiosus atronasmus	1	11	15	16			
Siluriformes	Auchenipteridae	Ageneiosus brevis	-	1	-	4			
Siluriformes	Auchenipteridae	Ageneiosus inermis	-	4	-	-			
Siluriformes	Auchenipteridae	Ageneiosus sp n atronasmus	-	3	1	5			
Siluriformes	Auchenipteridae	Ageneiosus sp n gr brevis	-	-	1	-	invasora	MONTANTE	X
Siluriformes	Auchenipteridae	Ageneiosus sp n vittatus	-	4	1	6			
Siluriformes	Auchenipteridae	Ageneiosus ucayalensis	-	-	1	4	invasora	MONTANTE	X
Siluriformes	Auchenipteridae	Ageneiosus uranophthalmus	-	-	1	-	invasora	MONTANTE	Ausente
Characiformes	Characidae	Agoniates anchovia	-	-	7	1	invasora	MONTANTE	X
Characiformes	Characidae	Agoniates halecinus	-	-	2	-	invasora	MONTANTE	X
Siluriformes	Loricariidae	Ancistrus cf dubius	2	-	1	-			
Siluriformes	Loricariidae	Ancistrus sp Sideral	-	2	-	9			
Characiformes	Hemiodontidae	Anodus elongatus	9	6	513	440	colonizadora primária	MONTANTE	X
Characiformes	Hemiodontidae	Anodus orinocensis	4	-	24	1			
Osteoglossiformes	Arapaimidae	Arapaima gigas	-	5	3	-			
Siluriformes	Doradidae	Astrodoros sp fulcro	-	1	-	1			
Perciformes	Cichlidae	Astronotus crassipinnis	-	2	1	-			

									60
Characiformes	Characidae	Astyanax aff bimaculatus	-	-	10	-	invasora	MONTANTE	Ausente
Characiformes	Characidae	Astyanax cf anterior	-	1	-	-	potencialmente extirpada localmente		
Siluriformes	Auchenipteridae	Auchenipterichthys coracoideus	-	-	-	1030	invasora e colonizadora primária	MONTANTE	X
Siluriformes	Auchenipteridae	Auchenipterichthys thoracatus	-	285	-	369			
Siluriformes	Auchenipteridae	Auchenipterus ambyiacus	4	36	55	170	colonizadora primária	MONTANTE	X
Siluriformes	Auchenipteridae	Auchenipterus brachyurus	-	-	-	1	invasora	MONTANTE	X
Siluriformes	Auchenipteridae	Auchenipterus nuchalis	17	-	13	9			
Perciformes	Cichlidae	Biotodoma cupido	-	3	-	2			
Siluriformes	Pimelodidae	Brachyplatystoma platynemum*	-	-	2	-	invasora	MONTANTE	X
Siluriformes	Pimelodidae	Brachyplatystoma rousseauxii*	1	-	61	-	colonizadora primária	MONTANTE	X
Siluriformes	Pimelodidae	Brachyplatystoma vaillantii*	2	-	1	-			
Characiformes	Characidae	Brycon amazonicus	-	2	231	2	invasora e colonizadora primária	MONTANTE	X
Characiformes	Characidae	Brycon melanopterus	3	4	3	2			
Characiformes	Characidae	Bryconops alburnoides	-	11	4	162	colonizadora primária	MONTANTE	X
Characiformes	Characidae	Bryconops cf caudomaculatus	-	-	4	-			
Characiformes	Characidae	Bryconops cf giacopinii	-	-	44	5	invasora	MONTANTE	X
Characiformes	Chilodontidae	Caenotropus cf schizodon	-	1	-	-	potencialmente extirpada localmente		
Siluriformes	Pimelodidae	Calophysus macropterus	7	1	77	33	colonizadora primária	MONTANTE	X
Characiformes	Characidae	Catoprion mento	-	7	-	3			
Siluriformes	Auchenipteridae	Centromochlus heckelii	-	1	-	4			
Siluriformes	Cetopsidae	Cetopsis coecutiens	-	-	2	-	invasora	MONTANTE	X
Perciformes	Cichlidae	Chaetobranchus flavescens	-	2	7	-			
Characiformes	Alestidae	Chalceus epakros	2	-	-	-	potencialmente extirpada localmente		
Characiformes	Alestidae	Chalceus guaporensis	10	-	42	1	colonizadora primária	MONTANTE	X
Characiformes	Characidae	Charax sp madeira	2	1	1	-			
Perciformes	Cichlidae	Cichla pleiozona	3	33	2	11			
Characiformes	Characidae	Colossoma macropomum	-	2	5	11			
Perciformes	Cichlidae	Crenicichla adspersa	-	6	-	-	potencialmente extirpada localmente		
Perciformes	Cichlidae	Crenicichla cf inpa	-	-	-	1	invasora	MONTANTE	X
Perciformes	Cichlidae	Crenicichla johanna	-	-	-	1	invasora	MONTANTE	X
Perciformes	Cichlidae	Crenicichla marmorata	-	2	-	1			
Characiformes	Characidae	Ctenobrycon spilurus	-	-	23	-	invasora	MONTANTE	X
Characiformes	Curimatidae	Curimata inornata	-	8	3	-			
Characiformes	Curimatidae	Curimata knerii	-	-	6	-	invasora	MONTANTE	X
Characiformes	Curimatidae	Curimata roseni	-	9	-	1			

Characiformes	Curimatidae	Curimata vittata	-	19	-	73	colonizadora primária	MONTANTE	61 X
Characiformes	Curimatidae	Curimatella alburna	5	6	2	6			
Characiformes	Curimatidae	Curimatella dorsalis	-	-	-	1	invasora	MONTANTE	Ausente
Characiformes	Curimatidae	Curimatella meyeri	12	-	1	-			
Characiformes	Cynodontidae	Cynodon gibbus	-	8	1	9			
Characiformes	Characidae	Cynopotamus gouldingi	2	-	-	-	potencialmente extirpada localmente		
Characiformes	Curimatidae	Cyphocharax notatus	6	9	-	7			
Characiformes	Curimatidae	Cyphocharax plumbeus	-	1	-	-	potencialmente extirpada localmente		
Siluriformes	Pimelodidae	Duopalatinus peruanus	-	-	1	-	invasora	MONTANTE	X
Gymnotiformes	Sternopygidae	Eigenmannia limbata	-	-	2	-	invasora	MONTANTE	X
Siluriformes	Auchenipteridae	Epapterus dispilurus	-	-	-	1	invasora	MONTANTE	X
Characiformes	Characidae	Galeocharax goeldii	-	-	2	-	invasora	MONTANTE	X
Perciformes	Cichlidae	Geophagus megasema	-	-	-	1	invasora	MONTANTE	X
Gymnotiformes	Gymnotidae	Gymnotus curupira	-	-	-	1			
Siluriformes	Doradidae	Hemidoras morrisi	4	-	11	19			
Siluriformes	Doradidae	Hemidoras stenopeltis	2	-	8	-			
Characiformes	Hemiodontidae	Hemiodus immaculatus	-	1	-	-	potencialmente extirpada localmente		
Characiformes	Hemiodontidae	Hemiodus microlepis	-	39	3	92	colonizadora primária	MONTANTE	X
Characiformes	Hemiodontidae	Hemiodus sp rabo de fogo	1	-	-	-	potencialmente extirpada localmente		
Characiformes	Hemiodontidae	Hemiodus unimaculatus	3	107	14	408	colonizadora primária	MONTANTE	X
Perciformes	Cichlidae	Heros spurius	-	13	-	1			
Characiformes	Erythrinidae	Hoplias malabaricus	6	36	7	3			
Siluriformes	Callichthyidae	Hoplosternum littorale	-	3	18	1			
Characiformes	Cynodontidae	Hydrolycus armatus	1	3	13	8			
Characiformes	Cynodontidae	Hydrolycus scomberoides	14	-	2	3			
Pleuronectiformes	Achiridae	Hypoclinemus mentalis	-	1	-	-	potencialmente extirpada localmente		
Siluriformes	Pimelodidae	Hypophthalmus edentatus	1	3	60	28	colonizadora primária	MONTANTE	X
Siluriformes	Pimelodidae	Hypophthalmus marginatus	-	2	47	58	colonizadora primária	MONTANTE	X
Siluriformes	Loricariidae	Hypoptopoma incognitum	-	16	3	66	colonizadora primária	MONTANTE	X
Siluriformes	Loricariidae	Hypostomus cf plecostomus	1	2	-	3			
Siluriformes	Loricariidae	Hypostomus hoplonites	-	-	-	13	invasora	MONTANTE	X
Siluriformes	Loricariidae	Hypostomus pyrineusi	-	2	-	3			
Clupeiformes	Engraulidae	Jurengraulis juruensis	-	-	176	-	invasora e colonizadora primária	MONTANTE	X
Characiformes	Characidae	Knodus cf heteresthes	2	-	-	-	potencialmente extirpada localmente		
Characiformes	Anostomidae	Laemolyta proxima	1	12	13	42			
Characiformes	Anostomidae	Laemolyta taeniata	-	35	6	26			

												62
Characiformes	Anostomidae	Leporellus vittatus	-	-	1	-		invasora		MONTANTE		X
Characiformes	Anostomidae	Leporinus fasciatus	-	3	8	42		colonizadora primária		MONTANTE		X
Characiformes	Anostomidae	Leporinus friderici	9	11	8	2						
Characiformes	Anostomidae	Leporinus trifasciatus	1	1	40	-						
Characiformes	Callichthyidae	Lepthoplosternum beni	-	-	1	-		invasora		MONTANTE		Ausente
Siluriformes	Loricariidae	Loricariichthys acutus	-	-	2	-		invasora		MONTANTE		X
Perciformes	Cichlidae	Mesonauta festivus	-	12	-	3						
Characiformes	Characidae	Metynnis guaporensis	-	1	1	114		colonizadora primária		MONTANTE		X
Characiformes	Characidae	Metynnis hypsauchen	3	57	2	11						
Characiformes	Characidae	Metynnis lippincottianus	-	17	-	8						
Characiformes	Characidae	Metynnis luna	-	10	1	7						
Characiformes	Characidae	Metynnis maculatus	-	2	-	5						
Characiformes	Characidae	Moenkhausia aff lepidura	-	1	-	1						
Characiformes	Characidae	Moenkhausia dichroura	-	-	2	-		invasora		MONTANTE		Ausente
Characiformes	Characidae	Moenkhausia jamesi	-	1	2	-						
Characiformes	Characidae	Moenkhausia lepidura	-	3	1	3						
Characiformes	Characidae	Myleus setiger	-	-	-	4		invasora		MONTANTE		X
Characiformes	Characidae	Myloplus asterias	-	2	-	-		potencialmente extirpada localmente				
Characiformes	Characidae	Mylossoma aureum	19	-	7	10						
Characiformes	Characidae	Mylossoma duriventre	105	-	42	14						
Siluriformes	Doradidae	Nemadoras humeralis	9	-	3	6						
Siluriformes	Doradidae	Opsodoras boulengeri	-	8	1	94		colonizadora primária		MONTANTE		X
Siluriformes	Doradidae	Opsodoras stuebelii	-	-	-	4		invasora		MONTANTE		X
Siluriformes	Doradidae	Ossancora asterophysa	-	-	-	1		invasora		MONTANTE		X
Siluriformes	Doradidae	Ossancora fimbriata	-	-	-	1		invasora		MONTANTE		Ausente
Siluriformes	Doradidae	Ossancora punctata	1	1	1	2						
Siluriformes	Doradidae	Oxydoras niger	2	-	4	1						
Siluriformes	Auchenipteridae	Parauchenipterus galeatus	1	18	14	11						
Siluriformes	Auchenipteridae	Parauchenipterus porosus	1	-	4	9						
Characiformes	Characidae	Parecbasis cyclolepis	-	-	14	-		invasora		MONTANTE		X
Siluriformes	Loricariidae	Peckoltia bachi	2	-	21	-						
Clupeiformes	Pristigasteridae	Pellona castelnaeana	1	2	36	122		colonizadora primária		MONTANTE		X
Clupeiformes	Pristigasteridae	Pellona flavipinnis	4	3	61	33		colonizadora primária		MONTANTE		X
Characiformes	Serrassalminae	Piaractus brachypomus	1	5	31	-						
Siluriformes	Pimelodidae	Pimelodina flavipinnis	-	-	-	7		invasora		MONTANTE		X
Siluriformes	Pimelodidae	Pimelodus aff blochii	144	24	26	24						

										63
Siluriformes	Pimelodidae	Pimelodus maculatus	-	-	1	-	invasora	MONTANTE		X
Siluriformes	Pimelodidae	Pimelodus ornatus	1	-	-	-	potencialmente extirpada localmente			
Siluriformes	Pimelodidae	Pinirampus pirinampu	1	-	21	13				
Perciformes	Scianidae	Plagioscion squamosissimus	8	-	6	18				
Siluriformes	Doradidae	Platydoras armatulus	-	-	-	3	invasora	MONTANTE		X
Characiformes	Characidae	Poptella compressa	2	15	9	4				
Characiformes	Curimatidae	Potamorhina altamazonica	78	1	109	15	colonizadora primária	MONTANTE		X
Characiformes	Curimatidae	Potamorhina latior	47	8	1300	430	colonizadora primária	MONTANTE		X
Characiformes	Curimatidae	Potamorhina pristigaster	-	-	1	-	invasora	JUSANTE		Ausente
Myliobatiformes	Potamotrygonidae	Potamotrygon motoro	-	1	-	-	potencialmente extirpada localmente			
Characiformes	Serrassalminae	Pristobrycon sp	2	4	3	1				
Characiformes	Prochilodontidae	Prochilodus nigricans	79	15	55	39				
Characiformes	Curimatidae	Psectrogaster amazonica	9	2	108	28	colonizadora primária	MONTANTE		X
Characiformes	Curimatidae	Psectrogaster essequibensis	2	4	18	40	colonizadora primária	MONTANTE		X
Characiformes	Curimatidae	Psectrogaster rutiloides	12	3	910	40	colonizadora primária	MONTANTE		X
Characiformes	Anostomidae	Pseudanos trimaculatus	1	1	1	3				
Siluriformes	Pimelodidae	Pseudoplatystoma punctifer	1	6	-	2				
Siluriformes	Pimelodidae	Pseudoplatystoma tigrinum	3	-	-	1				
Siluriformes	Doradidae	Pterodoras granulatus	20	-	14	19				
Siluriformes	Loricariidae	Pterygoplichthys lituratus	-	14	2	26				
Characiformes	Serrassalminae	Pygocentrus nattereri	15	-	29	5				
Gymnotiformes	Rhamphichthyidae	Rhamphichthys marmoratus	1	-	-	2				
Characiformes	Cynodontidae	Rhaphiodon vulpinus	71	18	57	58				
Characiformes	Anostomidae	Rhytiodus argenteofuscus	-	15	7	12				
Characiformes	Anostomidae	Rhytiodus microlepis	19	1	8	1				
Siluriformes	Loricariidae	Rineloricaria cf castroi	-	1	-	-	potencialmente extirpada localmente			
Siluriformes	Loricariidae	Rineloricaria formosa	-	-	-	1	invasora	MONTANTE		Ausente
Characiformes	Characidae	Roeboides affinis	-	1	1	-				
Characiformes	Characidae	Roeboides myersii	2	-	2	-				
Characiformes	Cynodontidae	Roestes molossus	10	15	1	20				
Characiformes	Characidae	Salminus sp	-	-	1	-	invasora	MONTANTE		X
Perciformes	Cichlidae	Satanoperca jurupari	2	18	-	6				
Perciformes	Cichlidae	Satanoperca sp	1	15	-	-	potencialmente extirpada localmente			
Characiformes	Anostomidae	Schizodon fasciatus	35	5	32	5				
Siluriformes	Doradidae	Scorpiodoras liophysus	2	11	-	1				
Characiformes	Prochilodontidae	Semaprochilodus insignis	-	-	3	18	invasora	MONTANTE		X

Characiformes	Serrasalminae	Serrasalmus aff rhombeus	-	-	4	3	invasora	MONTANTE	64 X
Characiformes	Serrasalminae	Serrasalmus compressus	4	19	1	20			
Characiformes	Serrasalminae	Serrasalmus eigenmanni	-	1	-	2			
Characiformes	Serrasalminae	Serrasalmus elongatus	-	7	-	16			
Characiformes	Serrasalminae	Serrasalmus hollandi	69	11	29	17			
Characiformes	Serrasalminae	Serrasalmus maculatus	-	2	-	-	potencialmente extirpada localmente		
Characiformes	Serrasalminae	Serrasalmus rhombeus	57	9	217	30			
Characiformes	Serrasalminae	Serrasalmus sp n lausannei	-	-	1	3	invasora	MONTANTE	X
Characiformes	Serrasalminae	Serrasalmus spilopleura	-	4	10	2			
Siluriformes	Pimelodidae	Sorubim elongatus	9	-	15	2			
Siluriformes	Pimelodidae	Sorubim lima	7	-	2	2			
Siluriformes	Pimelodidae	Sorubim maniradii	16	-	8	8			
Siluriformes	Loricariidae	Squaliforma emarginata	1	-	5	-			
Gymnotiformes	Hypopomidae	Steatogenys elegans	1	-	-	-	potencialmente extirpada localmente		
Characiformes	Curimatidae	Steindachnerina leucisca	1	-	-	-	potencialmente extirpada localmente		
Characiformes	Curimatidae	Steindachnerina planiventris	-	1	-	-	potencialmente extirpada localmente		
Gymnotiformes	Apterontidae	Sternarchorhynchus chaoi	-	-	1	-	invasora	MONTANTE	X
Siluriformes	Auchenipteridae	Tatia aulopygia	-	2	-	4			
Siluriformes	Auchenipteridae	Tatia intermedia	-	-	-	1	invasora	MONTANTE	X
Characiformes	Characidae	Tetragonopterus argenteus	-	1	1	1			
Characiformes	Characidae	Tetragonopterus chalceus	-	1	-	1			
Characiformes	Gasteropelecidae	Thoracocharax stellatus	-	-	3	-	invasora	MONTANTE	
Siluriformes	Auchenipteridae	Trachycorystes trachycorystes	-	-	-	1	invasora	MONTANTE	
Siluriformes	Doradidae	Trachydoras brevis	2	-	-	9			
Siluriformes	Doradidae	Trachydoras paraguayensis	-	-	2	31	invasora	MONTANTE	X
Characiformes	Characidae	Triporthesus albus	3	9	255	260	colonizadora primária	MONTANTE	X
Characiformes	Characidae	Triporthesus angulatus	44	12	1031	64	colonizadora primária	MONTANTE	X
Characiformes	Characidae	Triporthesus auritus	10	4	6	7			
Characiformes	Characidae	Triporthesus culter	-	1	-	13			
Siluriformes	Pimelodidae	Zungaro zungaro*	-	-	2	-	invasora	MONTANTE	X

Anexo 2. Valores mínimos e máximos, média e desvio padrão dos parâmetros físico-químicos das estações igarapé Jatuarana (JAT) e rio Jaciparaná (JAF), rio Madeira, Brasil, nos períodos Pré-UHE e Pós-UHE.

		JAT			JAF		
		Min. - Max.	Média	Desvio Padrão	Min. - Max.	Média	Desvio Padrão
Profundidade (m)	Pré-UHE	1,05-13,28	5,3	4,5	1 - 8,35	3,88	3,56
	Pós-UHE	3,37 - 17	5,98	4,29	1,5 - 8,13	5,46	3,47
Transparência (cm)	Pré-UHE	1,05 - 190	70,1	36,56	1,15 - 165	64,68	48,51
	Pós-UHE	1,14 - 103	43,8	55,68	2,37 - 190	94,49	57,14
Condutividade ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	Pré-UHE	0,04 - 78	21,91	20,54	4 - 25,50	13,05	19,26
	Pós-UHE	3,0 - 61	34,8	29,28	6,0 - 20,0	13	24,85
pH	Pré-UHE	4,43 - 7,88	6,15	0,76	3,37 - 7,3	5,7	0,74
	Pós-UHE	5,54 - 7,68	6,58	0,92	5,18 - 6,90	6,03	1,09
O ₂ Dissolvido (mg.l ⁻¹)	Pré-UHE	1,22 - 7,88	3,7	1,74	0,20 - 4,74	2,4	2,04
	Pós-UHE	1,40 - 6,78	4,95	2,51	2,12 - 9,7	4,78	2,1
Temperatura (°C)	Pré-UHE	25,96 - 31,20	27,55	2,2	26,80 - 30,60	27,92	5,89
	Pós-UHE	27,50 - 36,20	30,04	1,39	26,20 - 30,40	26,55	1,24
Largura (m)	Pré-UHE	9 - 110	40,4	375,37	37 - 150	56,96	483,42
	Pós-UHE	7 - 1350	620	36,2	43 - 1680	616,8	34,85
Turbidez (UNT)	Pré-UHE	4,08 - 133	44,24	47,38	1,88 - 154	26	36,47
	Pós-UHE	5,31 - 158	39,31	51,01	2,25 - 36,10	10,57	49,08