

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS
NATURAIS**

MARCOS VINICIUS NUNES

**COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS DO
RIO MADEIRA E TRIBUTÁRIOS NO TRECHO DE CONSTRUÇÃO DA
UHE SANTO ANTÔNIO DO MADEIRA, RONDÔNIA, BRASIL**

**São Carlos - SP
2016**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS
NATURAIS**

**COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS DO
RIO MADEIRA E TRIBUTÁRIOS NO TRECHO DE CONSTRUÇÃO DA
UHE SANTO ANTÔNIO DO MADEIRA, RONDÔNIA, BRASIL**

MARCOS VINICIUS NUNES

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências, área de concentração em Ecologia e Recursos Naturais.

Orientadora: Profa. Dra. Odete Rocha

**São Carlos - SP
2016**

Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da Biblioteca Comunitária UFSCar
Processamento Técnico
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

N972c Nunes, Marcos Vinicius
Comunidade de macroinvertebrados bentônicos do rio
Madeira e tributários no trecho de construção da UHE
Santo Antônio do Madeira, Rondônia, Brasil / Marcos
Vinicius Nunes. -- São Carlos : UFSCar, 2016.
125 p.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal de São
Carlos, 2016.

1. Invertebrados. 2. Usina hidrelétrica. 3.
Mudanças ambientais. 4. Rios amazônicos. I. Título.



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

Folha de Aprovação

Assinaturas dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Tese de Doutorado do candidato Marcos Vinicius Nunes, realizada em 18/03/2016:

Profa. Dra. Odete Rocha
UFSCar

Profa. Dra. Alaide Aparecida Fonseca Gessner
UFSCar

Prof. Dr. Rhainer Guillermo Nascimento Ferreira
UFSCar

Profa. Dra. Mercedes Rosa Marchese
INALI-CONICET-UNL

Profa. Dra. Ana Lúcia Suriani Affonso
UNICENTRO

*A todos os que me ajudaram a
chegar neste momento.*

AGRADECIMENTOS

- À Professora Dra. Odete Rocha pela oportunidade, orientação, por todos os conhecimentos adquiridos, pela confiança, estímulo e amizade.
- Ao Dr. Valdecir de Lucca pela amizade, oportunidades, apoio, estímulo, pelas muitas sugestões valiosas e cafés ao longo destes últimos 6 anos.
- À Capes pelo auxílio financeiro e concessão da bolsa de estudos.
- À Santo Antônio Energia, em especial ao Dario Carvalho e Carolina Mariani, pela oportunidade de realizar esta tese com material biológico do rio Madeira.
- À Ecology Brasil, em especial a Gina Boemer, João Durval Arantes e Anderson Gripp, pela confiança depositada no meu trabalho e pela oportunidade de conhecer o rio Madeira e seus tributários em Rondônia.
- Aos docentes do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais – PPG-ERN pelo conhecimento transmitido e pela grande contribuição à minha formação profissional e pessoal.
- À Coordenação do curso e à Secretaria do PPG-ERN, na pessoa do Prof. Marcelo A. Fernandes e dos funcionários João Affonso e Roseli Gonçalves, por todo o apoio concedido para a realização do programa de doutorado.
- Aos professores Dra. Alaíde Fonseca Gessner, Dra. Marcia Thaís Suriano e ao Dr. Irineu Bianchini Júnior pela participação na banca do exame de qualificação e pelas valiosas sugestões ao artigo.
- A todos os funcionários do Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva, em especial a: Edna, Alcídio Culosio, Luíz Joaquim, Vera Affonso, Dora e Cleusa pela amizade e descontração durante os muitos cafezinhos ao longo destes anos.
- Aos amigos do DEBE e São Carlos: Pedro, Raquel, Fernanda, Denise, Laira, Emanuela, Raphael, Marcelo, Daniele, Maíra, Lidiane, Natália, Renata, Pedro, Claudinéia, Júlio, Luís, Adriislaine, Hugo, Mari, Neto e Karina, por todos os momentos bons que passamos juntos.
- Aos amigos do Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia – INPA, em especial às Dra.(s) Neusa Hamada e Ana Pes, também ao Patrik e Ruth, pela acolhida e ensinamentos sobre os Trichoptera.
- Aos amigos da Universidade Federal do Espírito Santos – UFES, especialmente ao Dr. Frederico Salles e também aos demais amigos: Maisa, Ezinete, Lucas, Michael, Kamila e Erik pela acolhida, ensinamentos sobre Ephemeroptera e pelos bons momentos que passamos.
- Aos amigos da Universidade do Rio de Janeiro – UNIRIO, Gustavo Matos, Ricardo Cardoso, especialmente ao Igor pela ajuda na identificação dos moluscos.

- *Aos amigos da Universidade Federal de Alfenas – UNIFAL, especialmente ao Dr. Paulo Pamplim pela oportunidade para identificação dos Oligochaeta.*
- *À Dra. Mercedes Marchese do Instituto Nacional de Limnologia – INALI – Argentina, pelos ensinamentos e identificação dos Oligochaeta.*
- *Ao Dr. Fabricio Carvalho da USP- Ribeirão Preto e ao Lucas Rezende da UNESP-Jaboticabal pelos ensinamentos e identificação dos Decapoda.*
- *À Dra. Cecília Volkmer Ribeiro pelo auxílio na identificação dos Porifera.*
- *À Dra. Melissa Seguro pelo auxílio na identificação dos Elmidae.*
- *À Dra. Susana Trivinho-Strixino pelo auxílio na identificação dos Chironomidae.*
- *Aos amigos da Universidad Nacional Autónoma de Mexico – UNAM, especialmente ao Dr. Alejandro Ocegüera-Figueroa pelos ensinamentos e identificação dos Hirudinea e também aos demais amigos: Ricardo, Lethy, Luís, Jorge, Nalely, Carlos³, Flávia, Gisela, Jebus e David, pelos bons momentos.*
- *À Vanilda, Odair, Emerson, Rafael, Ricardo, Vera e todos os demais amigos de Pouso Alegre, que nunca deixaram de me apoiar.*
- *Aos meus familiares e amigos Milena, Vagner, Marcelo, Éderson, Douglas, Jorge, Aline, Daniela, Vera e todos os demais que sempre me incentivaram e apoiaram.*
- *Também a todos os mestres que ao longo de minha jornada contribuíram para que este momento fosse possível.*
- *Aos meus pais João e Rachel, à minha avó Maria e aos meus irmãos Daniela e Gustavo por todo carinho e apoio ao longo desta jornada.*
- *A Deus por nunca me abandonar e ser tudo em minha vida.*

“O aspecto mais importante do mundo vivo é a sua diversidade. Para onde quer que olhemos na natureza encontramos singularidade.

Ernst Mayr

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	ix
LISTA DE TABELAS	xiii
RESUMO	xiv
ABSTRACT	xv
1. INTRODUÇÃO GERAL	16
2. OBJETIVOS	19
3. MATERIAIS E MÉTODOS	20
3.1. Localização e Área de estudo	20
3.2. Periodicidade de coleta	26
3.3. Variáveis abióticas	27
3.3.1. Temperatura da água, concentração de oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, turbidez e pH	27
3.3.2. Composição granulométrica do sedimento	27
3.3.3. Concentração de nutrientes no sedimento	28
3.4. Coleta e análise da comunidade de macroinvertebrados bentônicos	28
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	30
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
4.1 Estudo ecológico da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um trecho de um grande rio Amazônico, o rio Madeira, RO, Brasil, antes e após seu barramento	36
Resumo	36
4.1.1 Introdução	37
4.1.2 Resultados	38
4.1.3 Discussão	56
Referências bibliográficas	59
4.2 <i>Helobdella</i> como indicadora das condições ambientais em um rio Amazônico antes e após o barramento	62
Resumo	62
4.2.1 Introdução	63
4.2.2 Resultados	64
4.2.3 Discussão	72
Referências bibliográficas	74
4.3 Padrões de distribuição das assembleias de Oligochaeta antes e após o barramento de um grande rio amazônico	76
Resumo	76
4.3.1 Introdução	77
4.3.2 Resultados	78
4.3.3 Discussão	87
Referências bibliográficas	90
4.4 Influência do represamento de um rio na composição e estrutura das assembleias de Chironomidae	92
Resumo	92
4.4.1 Introdução	93
4.4.2 Resultados	94
4.4.3 Discussão	103
Referências bibliográficas	105
4.5 Utilização de métricas de biodiversidade para avaliação da comunidade bentônica antes e após o barramento do rio Madeira	109
Resumo	109

4.5.1 Introdução.....	110
4.5.2 Resultados.....	111
4.5.3 Discussão.....	119
Referências bibliográficas	122
5. CONCLUSÃO GERAL	124

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Vista aérea do rio Madeira e da localização da UHE de Santo Antônio do Madeira, Porto Velho, Rondônia, Brasil, antes (A) e após (B) a construção da barragem.	21
Figura 2 - Localização dos pontos de amostragem no rio Madeira (Jusante 1-J1, Jusante 2-J2, Montante 1-M1 e Montante 2-M2) e em seus tributários (Caripuna-Car, Jaci-Paraná-Jaci, Caracol-Crc e rio Jatuarana-Jati) na área de influência da UHE de Santo Antônio do Madeira, Porto Velho, Rondônia, Brasil.....	22
Figura 3 – Vista parcial do ponto de amostragem Montante 1 (M1), rio Madeira, antes (A) e após (B) a construção da barragem da UHE de Santo Antônio do Madeira, Porto Velho, Rondônia, Brasil.	23
Figura 4 - Vista parcial do ponto de amostragem Montante 2 (M2), rio Madeira, antes (A) e após (B) a construção da barragem da UHE de Santo Antônio do Madeira, Porto Velho, Rondônia, Brasil.	23
Figura 5 - Vista parcial do ponto de amostragem Jusante 1 (J1), rio Madeira, antes (A) e após (B) a construção da barragem da UHE de Santo Antônio do Madeira, Porto Velho, Rondônia, Brasil.....	24
Figura 6 - Vista parcial do ponto de amostragem Jusante 2 (J2), rio Madeira, antes (A) e após (B) a construção da barragem da UHE de Santo Antônio do Madeira, Porto Velho, Rondônia, Brasil.....	24
Figura 7 - Vista parcial do ponto de amostragem rio Caripuna (Car) antes (A) e após (B) a construção da barragem da UHE de Santo Antônio do Madeira, Porto Velho, Rondônia, Brasil.....	25
Figura 8 -Vista parcial do ponto de amostragem rio Jaci-Paraná (Jaci) antes (A) e após (B) a construção da barragem da UHE de Santo Antônio do Madeira, Porto Velho, Rondônia, Brasil.....	25
Figura 9 -Vista parcial do ponto de amostragem rio Caracol (Crc) antes (A) e após (B) a construção da barragem da UHE de Santo Antônio do Madeira, Porto Velho, Rondônia, Brasil.....	26
Figura 10 - Vista parcial do ponto de amostragem rio Jatuarana (Jat) antes (A) e após (B) a construção da barragem da UHE de Santo Antônio do Madeira, Porto Velho, Rondônia, Brasil.....	26
Figura 11 - Número de táxons das classes registradas no sistema (rio Madeira + tributários) – A, no rio Madeira – B e tributários – C, antes e após a construção da barragem da UHE de Santo Antônio do Madeira, RO.	47

Figura 12 - Número de táxons registrados para as Classes de macroinvertebrados bentônicos nos pontos amostrados no rio Madeira (M1, M2, J1, J2) e seus tributários (Car, Crc, Jaci, Jati), antes e após a construção da barragem da UHE de Santo Antônio do Madeira, RO.	49
Figura 13 - Número de táxons das comunidades de macroinvertebrados bentônicos de diversas ordens da Classe Insecta registrados no sistema (rio Madeira + tributários) – A; no rio Madeira – B e tributários – C, antes e após a construção da barragem da UHE de Santo Antônio do Madeira, RO.	51
Figura 14 - Número de táxons das ordens da Classe Insecta registrados nos pontos localizados no rio Madeira (M1, M2, J1, J2) e nos tributários (Car, Crc, Jaci, Jati), antes e após a construção da barragem da UHE de Santo Antônio do Madeira, RO.	52
Figura 15 - Densidade média (ind.m ⁻²) de macroinvertebrados bentônicos por Classes registradas no sistema (rio Madeira + tributários) – A, no rio Madeira – B e tributários – C, antes e após a construção da barragem da UHE de Santo Antônio do Madeira, RO.	54
Figura 16 - Densidade média dos macroinvertebrados bentônicos pertencentes à Classe Insecta registradas no geral (rio Madeira + tributários) – A, no rio Madeira – B e tributários – C, antes e após a construção da barragem da UHE de Santo Antônio do Madeira, RO.	55
Figura 17 - Valores da densidade média (ind.m ⁻²) das espécies de Hirudinea registradas na comunidade de macroinvertebrados do rio Madeira e tributários amostrados nas fases de pré e pós-barramento da UHE de Santo Antônio do Madeira, RO, Brasil. Pontos amostrados: M1 e M 2 = Montante; J1 e J2 = Jusante; Car = Caripuna; Jaci = Jaci-Paraná; Crc = Caracol e Jati = Jatuarana.	65
Figura 18 - Valores médios e desvios-padrão das variáveis abióticas: pH, condutividade elétrica (CE, $\mu\text{S cm}^{-1}$), turbidez (Turb., NTU), concentração de oxigênio dissolvido (OD, mg L ⁻¹) e temperatura da água (Temp., °C).....	68
Figura 19 - Valores médios e desvios-padrão da composição granulometria do sedimento: areia muito grossa (AMG), areia grossa (AG), areia média (AM), areia fina (AF), areia muito fina (AMF), silte, argila e matéria orgânica (MO).	70
Figura 20 - Análise de correspondência canônica entre as variáveis abióticas: pH, condutividade elétrica (CE, $\mu\text{S cm}^{-1}$), turbidez (Turb., NTU), profundidade (Prof, m.), concentração de oxigênio dissolvido (OD, mg L ⁻¹) e temperatura da água (Temp., °C), os tipos de sedimento: areia muito grossa (AMG), areia grossa (AG), areia média (AM), areia fina (AF), areia muito fina (AMF), silte, argila e matéria orgânica (MO) e as espécies <i>H. adiaetola</i> , <i>H. michaelsoni</i> e <i>H. sp.</i> durante a fase de pré-barramento (julho de 2009 a julho de 2011).	70
Figura 21 - Análise de correspondência canônica entre as variáveis abióticas: pH, condutividade elétrica (CE, $\mu\text{S cm}^{-1}$), turbidez (Turb., NTU), profundidade (Prof, m.), concentração de oxigênio dissolvido (OD, mg L ⁻¹) e temperatura da água (Temp., °C), os tipos de sedimento: areia muito grossa (AMG), areia grossa (AG), areia média (AM), areia fina (AF), areia muito fina (AMF), silte, argila e matéria orgânica (MO) e as espécies <i>H. adiaetola</i> , <i>H. michaelsoni</i> e <i>H. sp.</i> durante a fase de pós-barramento (Outubro de 2011 a abril de 2014).	71

Figura 22 - Densidade média (ind.m ⁻²) dos táxons registrados nos pontos de amostragem do rio Madeira e tributários, antes e após a construção da barragem da UHE de Santo Antônio do Madeira, Porto Velho, RO, Brasil.	80
Figura 23 - Dendrograma de similaridade de Sorensen (Dice) com base na ocorrência dos táxons registrados nos pontos de amostragem do rio Madeira e tributários, antes da construção da barragem da UHE de Santo Antônio do Madeira, Porto Velho-RO, Brasil. Coeficiente cofenético: 0,7674.	83
Figura 24 - Dendrograma de similaridade de Sorensen (Dice) com base na ocorrência dos táxons registrados nos pontos de amostragem do rio Madeira e tributários, após a construção da barragem da UHE de Santo Antônio do Madeira, Porto Velho-RO, Brasil. Coeficiente cofenético: 0,7862.	84
Figura 25 - Análise de componentes principais relacionando as concentrações de matéria orgânica (MO), carbono total orgânico (TOC), nitrogênio (N), fósforo (P), manganês (Mn), ferro (Fe) e alumínio (Al) presentes no sedimento e os tipos de sedimento: areia muito grossa (AMG), areia grossa (AG), areia média (AM), areia fina (AF), areia muito fina (AMF), silte e argila com os pontos de amostragem do rio Madeira e tributários, antes da construção da barragem da UHE de Santo Antônio do Madeira, Porto Velho, RO, Brasil.	85
Figura 26 - Análise de componentes principais relacionando as concentrações de matéria orgânica (MO), carbono orgânico total (TOC), nitrogênio (N), fósforo (P), manganês (Mn), ferro (Fe) e alumínio (Al) presentes no sedimento e os tipos de sedimento: areia muito grossa (AMG), areia grossa (AG), areia média (AM), areia fina (AF), areia muito fina (AMF), silte e argila com os pontos de amostragem do rio Madeira e tributários, após a construção da barragem da UHE de Santo Antônio do Madeira, Porto Velho, RO, Brasil.	86
Figura 27 - Número de táxons das subfamílias de Chironomidae registrados no sistema Geral (rio Madeira + tributários), no rio Madeira e nos tributários, isoladamente, antes (Pré) e após (Pós) o barramento do rio.	98
Figura 28 - Valores da densidade média (ind.m ⁻²) e desvio-padrão (95% de confiança) para os táxons das subfamílias de Chironomidae registrados no sistema Geral (rio Madeira + tributários), no rio Madeira e nos tributários, isoladamente, antes (Pré) e após (Pós) o barramento, com os respectivos valores de <i>p</i> do teste de Mann-Whitney, quando comparados entre as fases de pré e pós, par a par.	100
Figura 29 - Análise dos componentes principais entre as variáveis abióticas: pH, condutividade elétrica (CE), turbidez (Turb.), profundidade (Prof.), concentração de oxigênio dissolvido (OD) e temperatura da água (Temp.), as concentrações de matéria orgânica (MO), carbono orgânico total (TOC), nitrogênio (N), fósforo (P), manganês (Mn), ferro (Fe) e alumínio (Al) presentes no sedimento, composição granulométrica: areia muito grossa (AMG), areia grossa (AG), areia média (AM), areia fina (AF), areia muito fina (AMF), silte e argila, com a ocorrência dos táxons de Chironomidae, considerando-se as fases de pré e pós-barramento.	102

Figura 30 - Valores médios e desvio padrão (95% de confiança) da riqueza taxonômica geral registrada no sistema todo (rio Madeira + tributários), no rio Madeira e tributários isoladamente, para as fases pré e pós – barramento.	111
Figura 31 - Média e desvio padrão (95% de confiança) dos valores da riqueza taxonômica registrados no em cada ponto de amostragem: rios Caripuna (Car), Caracol (Crc), Jaci-Paraná (Jaci), rio Jatuarana (Jati), Montante 1 (M1), Montante 2 (M2), Jusante 1 (J1) e Jusante 2 (J2), antes e após o barramento.....	112
Figura 32 - Dendrograma de similaridade de Jaccard entre as comunidades de macroinvertebrados bentônicos do rio Madeira e seus tributários na área de influência da UHE Santo Antônio do Madeira para as fases pré–barramento (A) e pós–barramento (B), considerando-se o período de estudo de 2009 a 2015.	113
Figura 33 - Valores médios e desvio-padrão (95% de confiança) do índice de diversidade de Shannon-Wiener obtidos para o sistema geral (rio Madeira + tributários) e para o rio Madeira e os tributários isoladamente, antes a após o barramento.....	114
Figura 34 - Valores médios e desvios-padrão (95% de confiança) para o índice de diversidade de Shannon-Wiener obtidos para cada ponto de amostragem: rios Caripuna (Car), Caracol (Crc), Jaci-Paraná (Jaci), rio Jatuarana (Jati), Montante 1 (M1), Montante 2 (M2), Jusante 1 (J1) e Jusante 2 (J2), antes (Pré) e após (Pós) o barramento.	115
Figura 35 - Relações entre a riqueza de táxons e as classes de abundância nas comunidades de macroinvertebrados bentônicos registradas para o rio Madeira, para os tributários e para o sistema (Geral = rio Madeira + tributários), nas fases antes (Pré) e após (Pós) o barramento.	117
Figura 36 - Relações entre riqueza e a classes de abundância da comunidade de macroinvertebrados bentônicos obtidas em cada ponto de amostragem: rios Caripuna (Car), Caracol (Crc), Jaci-Paraná (Jaci), rio Jatuarana (Jati), Montante 1 (M1), Montante 2 (M2), Jusante 1 (J1) e Jusante 2 (J2), antes (Pré) e após (Pós) o barramento.	118

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Classificação do tamanho das partículas do sedimento segundo o Departamento de Agricultura dos EUA (USDA, 1993).	27
Tabela 2 - Variáveis analisadas em sedimentos superficiais, unidades de medida, equipamentos utilizados e limites de detecção segundo metodologias propostas American Public Health Association (APHA, 2005).	28
Tabela 3 - Ocorrência de táxons de macroinvertebrados bentônicos registrados no rio Madeira e em quatro tributários (rios Caripuna-Car, Jaci-Paraná-Jaci, Caracol-Crc e rio Jatuarana-Jati), no período de amostragem de julho de 2009 a abril de 2014.	38
Tabela 4 - Ocorrência dos táxons de macroinvertebrados bentônicos registrados nas fases pré- e pós-barramento da UHE Santo Antônio do Madeira, para o sistema geral (rio Madeira + tributários), para o rio Madeira e para os tributários, isoladamente.	42
Tabela 5 – Frequência de ocorrência (%) dos táxons registrados no rio Madeira e tributários amostrados nas fases de pré e pós-barramento da UHE de Santo Antônio do Madeira, RO, Brasil.	65
Tabela 6 - Resultados dos <i>p</i> -valores do teste de Mann-Whitney realizados entre os valores registrados nas fases pré e pós-barramento das variáveis abióticas: pH, condutividade elétrica (CE, $\mu\text{S cm}^{-1}$), turbidez (Turb., NTU), concentração de oxigênio dissolvido (OD, mg L^{-1}) e temperatura da água (Temp., °C).	68
Tabela 7 - Composição taxonômica e densidade média (ind.m^{-2}) para os Oligochaeta registrados no rio Madeira e tributários, antes e após a construção da barragem da UHE de Santo Antônio do Madeira, Porto Velho-RO, Brasil. M1 e M 2 = Montante; J1 e J2 = Jusante; Car = Caripuna; Jaci = Jaci-Paraná; Crc = Caracol e Jati = Jatuarana.	78
Tabela 8 - Frequência de ocorrência (%) dos táxons registrados nos pontos de amostragem do rio Madeira e tributários, antes e após a construção da barragem da UHE de Santo Antônio do Madeira, Porto Velho-RO, Brasil.	81
Tabela 9 - Ocorrência dos táxons pertencentes à família Chironomidae no rio Madeira e tributários, nos diferentes pontos amostrados na área de influência da UHE Santo Antônio do Madeira, antes e após o barramento, no período compreendido entre julho de 2009 a abril de 2014.	95
Tabela 10 - Frequência de ocorrência (%) dos táxons pertencentes à família Chironomidae registrados no rio Madeira e seus tributários amostrados na área de influência da UHE Santo Antônio do Madeira, antes e após o barramento, no período compreendido entre julho de 2009 a abril de 2014.	96

RESUMO

A construção de usinas hidrelétricas em sistemas lóticos promove alterações nas características morfológicas e funcionais destes ecossistemas, levando a mudanças na dinâmica funcional e estrutural das comunidades biológicas de forma qualitativa e quantitativa. Dentre as comunidades que se desenvolvem nos reservatórios recém-criados, a comunidade bentônica tem especial relevância, por apresentar estreita relação com os fatores ambientais, respondendo simultaneamente e diferentemente às variações do ambiente. Por isso, baseados na hipótese de que a estrutura e a composição da comunidade bentônica poderá sofrer alterações em consequência do represamento de um rio, este trabalho teve como objetivos realizar um inventário das espécies com ocorrência em um trecho do rio Madeira antes e após a construção da UHE de Santo Antônio do Madeira, observar composição e distribuição espacial das populações de hirudíneos, verificar se as associações entre as espécies de Oligochaeta do rio Madeira são semelhantes às registradas nos grandes rios sul-americanos e se a construção desta hidrelétrica alterou o padrão de associação e distribuição das espécies, além de identificar como a assembleia de Chironomidae pode ser afetada pela construção da barragem por meio das respostas avaliadas por índices biológicos frente às mudanças ambientais após o represamento do rio. Para isso foram coletadas amostras do sedimento, para a análise da fauna, em oito pontos, sendo seis na montante e dois na jusante da barragem, antes e após a sua construção, sendo medidas *in situ* as variáveis da água: pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, turbidez e temperatura, e coletado sedimento para a análise granulométrica e concentrações de nutrientes. Os resultados mostraram que tanto as variáveis da água quanto a composição granulométrica do sedimento foram alteradas em algumas localidades influenciando na distribuição e abundância das assembleias de hirudíneos. Foi observado que as assembleias de Oligochaeta possuem um padrão de associação entre as espécies e que este padrão não tende a desaparecer após o barramento do rio. Porém o barramento do rio provocou alterações na estrutura e composição das populações de Chironomidae. Também foi observada uma redução na riqueza taxonômica entre o pré e pós-barramento e mudanças na comunidade bentônica, evidenciando que a construção da barragem atuou como um fator controlador da comunidade bentônica. Embora, a riqueza taxonômica e o índice de diversidade não tenham respondido a estas mudanças, contrariamente, a diversidade β e a relação entre a diversidade e as classes de abundância foram sensíveis às alterações provocadas pelo represamento.

Palavras-Chave: Invertebrados, Usina hidrelétrica, mudanças ambientais, rios amazônicos.

ABSTRACT

The construction of hydroelectricity power plants in lotic systems promote changes in the morphological and functional characteristics of these ecosystems, also leading to changes in the structure and dynamics of biological communities, both, qualitative and quantitative. Among the communities usually inhabiting recently created reservoirs, benthic macroinvertebrates have special relevance for having close relationship with environmental factors, simultaneously and differently responding to environmental changes. Therefore, based on the hypothesis that the structure and composition of benthic community might be altered as a consequence of the river damming, the presente work had as its main objective to make a species inventory occurring in a stretch of the Madeira River, before and after the construction of the UHE de Santo Antônio do Madeira, determining the composition and spatial distribution of Hirudinea assemblages, verifying if the Oligochaeta species associations in Madeira River are similar to those found in other large South America rivers, and if the construction of the power plant altered the patterns of association and distribution of species. Besides that Chironomidae assemblages were analyzed aiming to see if they were also affected, looking at their responses evaluated by biological indices considering the environmental changes after river damming. For this, sediment samples were collected for benthic macroinvertebrates analyses in eight sampling points, being six located upstream the dam and two downstream, before and after damming. Water variables were *in situ* measured: pH, electrical conductivity, dissolved oxygen, turbidity and temperature, and the sediment collected for granulometric analyses and nutrient concentrations measurements. The results obtained showed that both, water variables and sediment size-fractions were altered in some localities influencing leeches assemblage composition and abundances. It was also observed that Oligochaeta assemblage had a pattern of species association and that it does not tend to disappear after the river damming. However, the river damming caused changes in the structure and composition of the populations of Chironomidae. A decrease in the richness of taxa and overall changes in the benthic community before and after damming was also observed, thus evidencing that dam construction acted as a controlling factor of benthic community. Although the taxonomic richness and diversity index have not responded to these changes, contrarily the β diversity and the relationship between diversity and abundance of classes were sensitive to changes caused by the damming.

Key words: Invertebrates, hydropower, environmental changes, Amazonian rivers.

1. INTRODUÇÃO GERAL

É crescente a demanda por energia exigida pelo atual modelo de desenvolvimento humano. Entre as principais matrizes energéticas utilizadas pelo homem, destaca-se a hidroeletricidade. No Brasil, 75% da eletricidade consumida é proveniente das usinas hidrelétricas (Brasil, 2016b).

Embora a hidroeletricidade seja considerada uma fonte renovável e limpa de energia (Müller, 1995), para a sua obtenção são necessárias mudanças no meio ambiente. A principal mudança causada pela hidroelétrica é o represamento do rio, que pode ter como consequências: impactos sociais, ambientais e econômicos, principalmente para as comunidades ribeirinhas (Tockner & Stanford, 2002; Poff & Zimmerman, 2010).

Quanto às mudanças ambientais, a principal é a mudança brusca dos ecossistemas aquáticos. A construção de barragens faz com que ecossistemas antes lóticos se tornem ecossistemas lênticos, alterando a dinâmica funcional e estrutural das comunidades biológicas (Ward & Stanford, 1995; Pringle et al., 2000; Carlisle et al., 2011), devido às mudanças na estrutura dos habitats e na composição biótica (Grill et al., 2015).

Além disso, a construção de barragens causa a fragmentação do curso de rios e alterações no seu fluxo regular (Nilsson et al., 2005). Ao se barrar um rio há uma ruptura da conectividade longitudinal, afetando principalmente a dispersão natural e a migração das espécies (Fukushima et al., 2007; Ziv et al., 2012) e conseqüentemente ocorrem alterações nos padrões de biodiversidade (Altermatt, 2013). Ao regular o fluxo do rio controlando-se a variação natural e sazonal entre os períodos de cheia e seca, interrompe-se a conectividade lateral entre o rio e a planície de inundação (Ward & Stanford, 1995; Kingsford, 2000) e como consequência há uma interrupção no fluxo de materiais, espécies e nutrientes (Wiens, 2002). Além do mais, como muitas espécies aquáticas tem seu ciclo de vida controlado pelas mudanças sazonais (Poff et al., 1997) pode haver perda de biodiversidade (Reidy-Liermann et al., 2012), principalmente de espécies endêmicas (Bunn & Arthington, 2002).

Outra consequência da regulação do fluxo são as alterações no regime termal (Poole & Berman, 2001) e homogeneização do sedimento, fatores que também exercem grande influência sobre a biocenose dos sistemas (Rosenberg et al., 1997). Por isso, todas as alterações provocadas pelo barramento do rio podem ter efeitos em nível de espécie a ecossistemas e em escala local a global (Rosenberg et al., 1997).

Entre as diversas comunidades que povoam os ecossistemas aquáticos, a comunidade de macroinvertebrados bentônicos possuem grande relevância. Esta comunidade é conhecida por sua grande diversidade de espécies, com variados padrões morfológicos e comportamentais, as quais habitam tanto ambientes lênticos como lóticos (Hauer & Resh, 1996).

A diversidade morfológica é proporcionada pela diversidade de Filos que fazem parte da comunidade de macroinvertebrados bentônicos. Entre os integrantes há representantes dos poríferos, platelmintos, nematodos, anelídeos, moluscos e artrópodos (Hauer & Resh, 1996, Covich et al., 1999; Silveira et al., 2004). Os artrópodos são os mais diversificados, destacando-se os insetos aquáticos (Hynes, 1970; Lake, 1990).

Além disso, os integrantes da comunidade bentônica têm efetiva participação no fluxo de energia e ciclagem de nutrientes nos ecossistemas aquáticos (Fukuhara & Sakamoto, 1988), através de sua atuação na redução do tamanho das partículas e decomposição da matéria orgânica (Mandaville, 2002). Também, como fazem parte da cadeia alimentar de vários organismos (Beier & Traunspurger, 2001), eles funcionam como um elo entre os recursos basais disponíveis no ambiente e seus predadores (Uieda & Motta, 2007).

Como toda unidade biológica, as espécies da comunidade bentônica possuem estreita relação com o ambiente em que vivem, sendo sua composição, densidade e distribuição influenciada tanto por fatores abióticos (disponibilidade e qualidade do alimento, tamanho das partículas do sedimento, velocidade da correnteza, temperatura do meio, morfologia do ecossistema, concentração de oxigênio, pH e concentrações de nutrientes), como por fatores bióticos (presença de macrófitas, presença e extensão de mata ciliar, hábito das espécies, competição entre as espécies e produtividade primária) (Vannote et al., 1980; Ward et al., 1995; Galdean et al., 2000; Bispo et al., 2006).

Como esses fatores variam no tempo e espaço, as alterações ambientais sofridas por eles implicam em mudanças na estrutura da comunidade bentônica (Bispo & Oliveira, 2007), refletindo o grau de integridade do ambiente (Kleine & Trivinho-Strixino, 2005).

Por estes motivos e partindo do pressuposto de que as atividades da construção e implantação da UHE de Santo Antônio do Madeira, no rio Madeira (RO), modificam a composição e estrutura da comunidade bentônica em consequência das alterações do rio. Este estudo teve como objetivo conhecer as mudanças que o represamento de um rio causa na estrutura e abundância da comunidade bentônica, visto que o conhecimento sobre a estrutura desta comunidade é de suma importância para o entendimento ecológico dos ecossistemas

aquáticos, uma vez que os integrantes desta comunidade são essenciais para o funcionamento e equilíbrio de processos fundamentais nesses sistemas.

2. OBJETIVOS

Este trabalho tem como objetivo geral avaliar as mudanças ocorridas na comunidade de macroinvertebrados bentônicos após o represamento das águas do rio Madeira, no estado de Rondônia, pela Usina hidrelétrica de Santo Antônio do Madeira.

Para isto foram estabelecidos os seguintes objetivos específicos:

- Estudar a composição e estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos antes e após a construção da barragem da usina hidrelétrica de Santo Antônio do Madeira e verificar se houve alterações na composição e na abundância das espécies;
- Realizar um inventário taxonômico das espécies de Hirudínea e avaliar as possíveis alterações na diversidade, distribuição e abundância antes e após o fechamento da barragem;
- Verificar se as associações entre as espécies de Oligochaeta do rio Madeira, possuem o mesmo padrão de associações registrado para grandes rios sul-americanos e se a construção de uma hidrelétrica causa alguma alteração no padrão de associação e distribuição das espécies;
- Avaliar como a assembleia de Chironomidae é afetada pelas mudanças ocasionadas pela construção de uma barragem;
- Verificar as respostas da comunidade por meio de métrica de biodiversidade, frente às mudanças ambientais provocadas pelo represamento do rio Madeira.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Localização e Área de estudo

O rio Madeira com suas nascentes principais, rios Beni e Mamoré, localizadas nos Andes bolivianos (Cella-Ribeiro, 2010) é considerado geologicamente jovem (Sioli, 1968). Por isso seu leito sofre muito com a erosão fluvial, a qual é responsável pelo aspecto barrento de suas águas, devido à elevada carga de sedimento carreada principalmente das regiões Andinas (Goulding, 1979). Por causa desta característica de suas águas ele é classificado como um rio de águas brancas (McClain & Naiman, 2008).

Dos seus 3300 km de extensão, 50% da bacia do rio Madeira ocorre na Bolívia, 40% no Brasil e 10% no Peru (Goulding et al., 2003). Além disso, o rio Madeira representa 20,1% da bacia do rio Amazonas, sendo o maior e principal tributário, correspondendo a 15% de toda a descarga do rio Amazonas (Goulding et al., 2003) e também o mais habitado e comercialmente explorado (Rapp Py-Daniel et al., 2007).

A usina hidrelétrica de Santo Antônio do Madeira (8°48'4" S e 63° 56' 59.8" W), localizada a 7 Km de Porto Velho, Rondônia (FIGURA 1), onde situava a cachoeira de Santo Antônio, é caracterizada como uma usina de fio d'água por não formar grandes reservatórios como as usinas de acumulação (Brasil, 2016a). O reservatório da UHE de Santo Antônio ocupa uma área de 421,56 km², sendo que 142 km² correspondem à calha natural do rio Madeira (Santo Antônio Energia, 2016).

No trecho correspondente à área de influência da UHE de Santo Antônio do Madeira (9° 11' 41.43" S; 64° 37' 25.30" W e 8° 38' 34.95" S ; 63° 51' 00.98" W) foram selecionados oito pontos de amostragem, sendo seis pontos à montante da barragem e dois à jusante da barragem. Destes, quatro pontos estão localizados no rio Madeira e os outros quatro em rios tributários. Dos quatro pontos localizados no rio Madeira, dois situavam-se na porção a jusante da barragem (Jusante 1 - J1 e Jusante 2 - J2) e os outros dois na porção a montante da barragem (Montante 1 - M1 e Montante 2 - M2). Já os quatro pontos localizados nos tributários, todos situados na porção a montante da barragem, são os pontos localizados no rio Caripuna (Car), rio Jaci-Paraná (Jaci), rio Caracol (Crc) e rio Jatuarana (Jati) (FIGURA 2).



Fonte: Santo Antônio Energia, 2016

Figura 1 - Vista aérea do rio Madeira e da localização da UHE de Santo Antônio do Madeira, Porto Velho, Rondônia, Brasil, antes (A) e após (B) a construção da barragem.

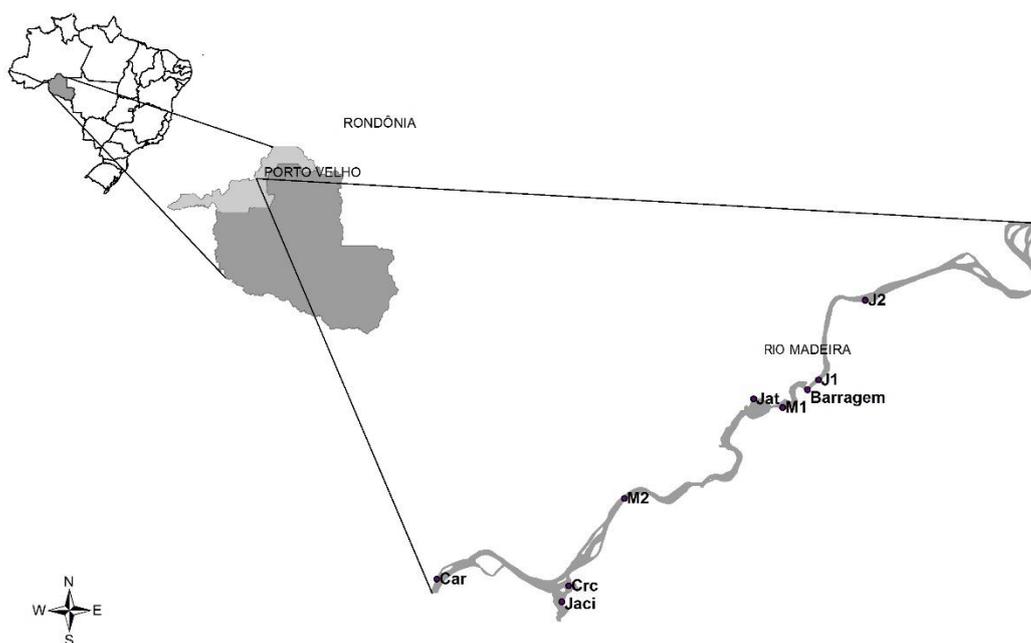


Figura 2 - Localização dos pontos de amostragem no rio Madeira (Jusante 1-J1, Jusante 2-J2, Montante 1-M1 e Montante 2-M2) e em seus tributários (Caripuna-Car, Jaci-Paraná-Jaci, Caracol-Crc e rio Jatuarana-Jati) na área de influência da UHE de Santo Antônio do Madeira, Porto Velho, Rondônia, Brasil.

A seguir uma breve descrição da localização de cada ponto de amostragem:

- ❖ Ponto Montante 1 (M1) - localizado no rio Madeira, nas coordenadas ($8^{\circ}50'31.50''S$ e $63^{\circ}59'42.30''O$) cerca de 8,5 km à montante da barragem da UHE de Santo Antônio (FIGURA 3).

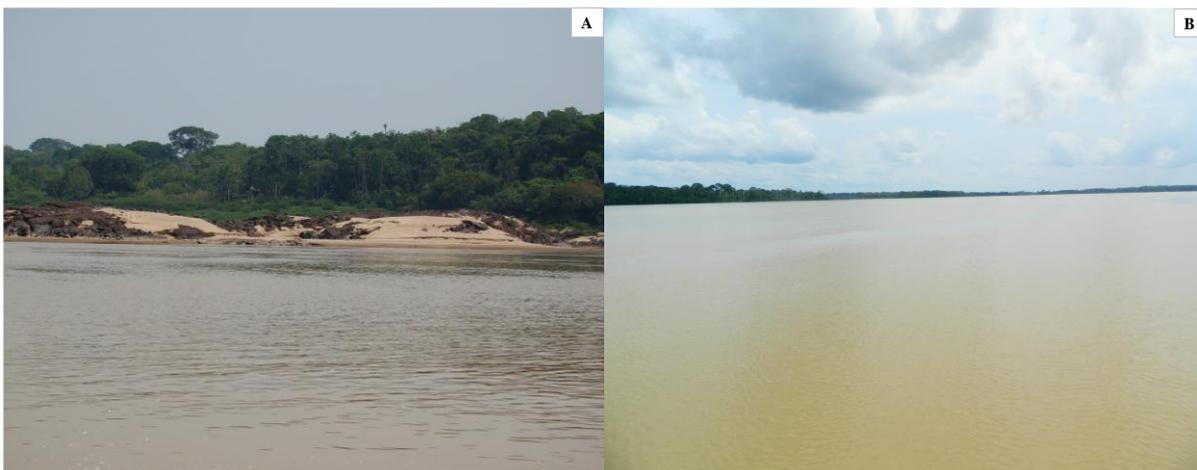


Figura 3 – Vista parcial do ponto de amostragem Montante 1 (M1), rio Madeira, antes (A) e após (B) a construção da barragem da UHE de Santo Antônio do Madeira, Porto Velho, Rondônia, Brasil.

- ❖ Ponto Montante 2 (M2) - localizado no rio Madeira, nas coordenadas ($9^{\circ}01'39.20''S$ e $64^{\circ}16'44.10''O$) cerca de 40 km a montante da barragem da UHE de Santo Antônio (FIGURA 4).



Figura 4 - Vista parcial do ponto de amostragem Montante 2 (M2), rio Madeira, antes (A) e após (B) a construção da barragem da UHE de Santo Antônio do Madeira, Porto Velho, Rondônia, Brasil.

- ❖ Estação Jusante 1 (J1) – localizada no rio Madeira, entre os paralelos ($8^{\circ}47'17.50''S$ e $63^{\circ}55'53.70''O$) cerca de 3 km a jusante da barragem da UHE de Santo Antônio (FIGURA 5).



Figura 5 - Vista parcial do ponto de amostragem Jusante 1 (J1), rio Madeira, antes (A) e após (B) a construção da barragem da UHE de Santo Antônio do Madeira, Porto Velho, Rondônia, Brasil.

- ❖ Estação Jusante 2 (J2) – localizada no rio Madeira, nos paralelos ($8^{\circ}38'34.95''\text{S}$ e $63^{\circ}51'00.98''\text{O}$) cerca de 25 km a jusante da barragem da UHE de Santo Antônio. É o início do baixo rio Madeira, trecho característico de um rio de planície (FIGURA 6).



Figura 6 - Vista parcial do ponto de amostragem Jusante 2 (J2), rio Madeira, antes (A) e após (B) a construção da barragem da UHE de Santo Antônio do Madeira, Porto Velho, Rondônia, Brasil.

- ❖ Ponto Caripuna (Car) - localizado no rio Caripuna, cerca de 1 quilômetro a montante da desembocadura desse rio na margem esquerda do rio Madeira, nas coordenadas ($9^{\circ}11'41.43''\text{S}$ e $64^{\circ}37'25.30''\text{O}$). O ponto Car está 111,52 Km a montante da barragem da UHE de Santo Antônio do Madeira e a 9,62 Km da jusante da barragem da UHE de Jirau (FIGURA 7).



Figura 7 - Vista parcial do ponto de amostragem rio Caripuna (Car) antes (A) e após (B) a construção da barragem da UHE de Santo Antônio do Madeira, Porto Velho, Rondônia, Brasil.

- ❖ Ponto Jaci-Paraná (Jaci) – localizado no rio Jaci-Paraná, cerca de 4 km acima de sua desembocadura na margem direita do rio Madeira nos paralelos ($9^{\circ}13'37.44''S$ e $64^{\circ}23'05.87''O$). A foz desse afluente está a cerca de 81 km a montante da barragem da UHE de Santo Antônio (FIGURA 8).



Figura 8 - Vista parcial do ponto de amostragem rio Jaci-Paraná (Jaci) antes (A) e após (B) a construção da barragem da UHE de Santo Antônio do Madeira, Porto Velho, Rondônia, Brasil.

- ❖ Ponto Caracol (Crc) – localizado no rio Caracol, entre os paralelos ($9^{\circ}11'48.85''S$ e $64^{\circ}22'29.26''W$) cerca de 1 km a montante de sua foz. A sua desembocadura, na margem direita do rio Madeira está a cerca de 80,72 km a montante da barragem da UHE de Santo Antônio do Madeira (FIGURA 9).



Figura 9 - Vista parcial do ponto de amostragem rio Caracol (Crc) antes (A) e após (B) a construção da barragem da UHE de Santo Antônio do Madeira, Porto Velho, Rondônia, Brasil.

- ❖ Ponto Jatuarana (Jati) – localizado próximo à sua foz, porém dentro do mesmo, nas coordenadas (8°49'46.60"S e 64°02'58.01"O) situado na margem esquerda do rio Madeira e a cerca de 46 Km a montante da barragem (FIGURA 10).



Figura 10 - Vista parcial do ponto de amostragem rio Jatuarana (Jat) antes (A) e após (B) a construção da barragem da UHE de Santo Antônio do Madeira, Porto Velho, Rondônia, Brasil.

3.2. Periodicidade de coleta

As coletas foram realizadas, trimestralmente nos meses de janeiro, abril, julho e outubro, entre julho de 2009 a abril de 2014, totalizando cinco anos de amostragem e 160 amostras. Este período foi dividido em duas fases, a primeira correspondendo ao período pré-barramento que se estendeu de julho de 2009 até julho de 2011, totalizando 64 amostras, e a

segunda fase ao período de pós-barramento compreendido entre outubro de 2011 a abril de 2014, totalizando 96 amostras.

3.3. Variáveis abióticas

3.3.1. Temperatura da água, concentração de oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, turbidez e pH

Os valores do pH, condutividade elétrica da água ($\mu\text{S}\cdot\text{m}^{-1}$), concentração de oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), turbidez (NTU) e temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) foram aferidos “*in situ*” por meio de uma sonda multi-parâmetros da marca Yellow Springs, modelo YSI-6920 .

3.3.2. Composição granulométrica do sedimento

Em cada estação de amostragem foi coletada uma amostra de sedimento, com uma draga do tipo Van Veen (377cm^3) para a determinação da composição granulométrica, fração inorgânica (areia total, silte e argila) e fração orgânica.

As porcentagens de matéria orgânica (MO) no sedimento foram determinadas por meio do método de digestão/calцинаção (Schulte & Hopkins, 1996) e a composição granulométrica do sedimento por meio do método de difração a laser (Blott et al., 2004). O tamanho das partículas do sedimento foi classificado de acordo com a metodologia do Departamento de Agricultura dos EUA (USDA, 1993) conforme descrito na Tabela 1.

Tabela 1 - Classificação do tamanho das partículas do sedimento segundo o Departamento de Agricultura dos EUA (USDA, 1993).

Tipo de partícula	Tamanho (mm)
Areia muito grossa	2 – 1
Areia grossa	1 – 0,5
Areia média	0,5 – 0,25
Areia fina	0,25 – 0,125
Areia muito fina	0,125 – 0,062
Silte	0,062 – 0,00394
Argila	0,00394 a 0,0002

3.3.3. Concentração de nutrientes no sedimento

Também foram determinadas as concentrações de carbono orgânico total (TOC), nitrogênio (N), fosforo (P), manganês (Mn), ferro (Fe) e alumínio (Al) seguindo as metodologias propostas pela *American Public Health Association* (APHA, 2005), de acordo com as especificações da Tabela 2.

Tabela 2 - Variáveis analisadas em sedimentos superficiais, unidades de medida, equipamentos utilizados e limites de detecção segundo metodologias propostas American Public Health Association (APHA, 2005).

Variáveis	Unidade	Método / Equipamento	LQ
Carbono orgânico	% p/p	Combustão em forno	0,05
Nitrogênio	mg/kg	POP PA 113 / SMEWW 4500	0,5
Fósforo	mg/kg	SMEWW 3120-C/EPA 6010 C	0,5
Manganês	mg/kg	Método 3120 B/ Espectrometria de emissão óptica com fonte de plasma indutivamente acoplado (ICP/ OES)	0,5
Alumínio	mg/kg	Método 3120 B/ Espectrometria de emissão óptica com fonte de plasma indutivamente acoplado (ICP/ OES)	0,5
Ferro	mg/kg	Método 3120 B/ Espectrometria de emissão óptica com fonte de plasma indutivamente acoplado (ICP/ OES)	0,5

3.4. Coleta e análise da comunidade de macroinvertebrados bentônicos

A coleta dos macroinvertebrados bentônicos foi realizada com o auxílio de uma Draga Van Veen com área de 0,377 m². Em cada ponto de amostragem retiraram-se três amostras para a análise dos organismos bentônicos, as quais foram analisadas conjuntamente. Ainda no local de coleta este material foi lavado em peneira com 0,21 mm de abertura de malha e o material retido na peneira foi fixado em formol 8%.

O material coletado foi acondicionado em recipientes plásticos e transportado para o laboratório, onde foi lavado em água sobre peneiras de malhas de 1 mm e 0,212 mm. Os animais retidos na peneira foram separados e preservados em etanol à 70% para posterior identificação. Os macroinvertebrados foram identificados sob microscópio estereoscópico, com o auxílio de chaves de identificação disponíveis, tais como: Righi (1984); Ringuelet (1985); Sawyer (1986); Brinkhurst & Marchese (1989); Benetti et al. (2003); Melo (2003); Pimentel (2003), Simone (2006), Costa et al. (2004); Pes et al. (2005); Salles (2006); Godoy

(2007); Passos et al. (2007); Pereira et al. (2007); Gelhaus (2008); Trivinho-Strixino (2011) e Hamada et al. (2014). Como também com ajuda de especialistas: Dr. Frederico Salles (Ephemeroptera), Dra. Ana Pes (Trichoptera), Dra. Mercedes Marchese (Oligochaeta), Dr. Igor Miyahira (Moluscos), Dr. Alejandro Ocegüera-Figueroa (Hirudinea), Dra. Ruth Keppler (Ceratopogonidae), Dra. Melissa Segura (Elmidae), Dr. Jon Gelhaus (Tipuloides), Dra. Susana Trivinho-Strixino e Dr. José Valdecir de Lucca (Chironomidae), Dra. Cecilia Volkmer-Ribeiro (Porifera), MSc. Lucas Rezende e Dr. Fabricio Carvalho (Decapoda).

Para verificar a resposta da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em relação às mudanças ocasionadas pelo represamento do rio Madeira, foram calculadas a densidade média de indivíduos por metro quadrado (ind.m^{-2}) (Welch, 1948), a riqueza taxonômica da comunidade e a frequência de ocorrência (Dajoz, 1983) dos organismos antes e após o barramento, analisando-se o sistema como um todo (rio Madeira + tributários); o rio Madeira e os tributários em separado, e também cada ponto separadamente.

Foram calculadas algumas métricas de biodiversidade para averiguar as possíveis alterações da comunidade bentônica após o represamento do rio Madeira, entre as métricas estão: a diversidade beta (β) e os índices de similaridade de Jaccard e Sorensen (Dice) (Magurran, 2013) e de diversidade de Shannon-Wiener (Shannon & Weaver, 1949) e também plotadas as curvas de riqueza *vs* classe de abundância (Clarke & Warwick, 2001), considerando-se o sistema como um todo (rio Madeira + tributários), o rio Madeira, os tributários e cada ponto separadamente, antes e após o barramento. Para o cálculo dos índices de similaridade de Jaccard e Sorensen e de diversidade de Shannon-Wiener foi utilizado o programa estatístico PAST (Hammer et al., 2001).

Também, foi aplicada uma Análise dos Componentes Principais (PCA) para verificar a existência ou não de associações entre: composição granulométrica do sedimento, concentrações de nutrientes no sedimento e pontos de amostragem. Como também, uma Análise de Correspondência Canônica (CCA) para verificar a existência de associações entre algumas variáveis da água, a composição granulométrica do sedimento com a densidade média das espécies. Tanto a Análise dos Componentes Principais (PCA) quanto à análise de Correspondência Canônica (CCA) foram realizadas com o auxílio do programa CANOCO 3.12 (Ter Braak & Šmilauer, 1986). Por fim, para verificar se houveram diferenças entre as populações registradas nas fases pré e pós-barramento foram aplicados testes de comparação par a par de Mann-Whitney, o qual foi realizado utilizando-se o programa estatístico PAST (Hammer et al., 2001).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALTERMATT, F. 2013. Diversity in riverine metacommunities: a network perspective. **Aquatic Ecology**, 47: 365–77.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. 2005. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21 ed. Washington: APHA, 2005.
- BEIER, S. & TRAUNSPURGER, W. 2001. The meiofauna community of two small German streams as indicator of pollution. **Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery**, 8: 387-405.
- BENETTI, C. J., CUETO, J. A. R. & FIORENTINI, G. L. 2003. Gêneros de Hydradephaga (Coleoptera: Dytiscidae, Gyrinidae, Haliplidae, Noteridae) citados para o Brasil, com chaves para identificação. **Biota Neotropica**, 3:(1)
<http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?identification-key+BN00803012003>.
- BISPO, P. C., OLIVEIRA, L. G. & BINI, L. M. 2006. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil: environmental factors influencing the distribution and abundance of immatures. **Brazilian Journal of Biology**, 66: 611-622.
- BISPO, P. C. & OLIVEIRA, L. G. 2007. Diversity and structure of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (Insecta) assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 24: 283–293.
- BLOTT, S. J., CROFT, D. J., PYE, K., SAYE, S. E., & WILSON, H. E. 2004. Particle size analysis by laser diffraction. In: PYE, K. & CROFT, D. (Eds). **Forensic Geoscience – Principles, Techniques and Applications** (pp. 63–73). London: Geological Society Publishing House, Bath.
- BRASIL. 2016a. **Hidrelétrica de Santo Antônio conta com 32 turbinas em operação**. Disponível em: <http://www.brasil.gov.br/infraestrutura/2015/01/hidreletrica-de-santo-antonio-conta-com-32-turbinas-em-operacao>. Acessado em: 08/02/2016.
- BRASIL. 2016b. **Matriz energética**. Disponível em: <http://www.brasil.gov.br/meio-ambiente/2010/11/matriz-energetica>. Acessado em: 08/02/2016.
- BRINKHURST, R. O. & MARCHESE, M. R. 1989. **Guia de la identificación de Oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centroamérica**. Asociación Ciencias Naturales del Litoral. Argentina. Colección Climax (5).
- BUNN, S. E. & ARTHINGTON, A. H. 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. **Environment Management**, 30: 492–507.
- CARLISLE, D. M., WOLOCK, D. M. & MEADOR, M. R. 2011. Alteration of streamflow magnitudes and potential ecological consequences: a multiregional assessment. **Frontiers in Ecology and the Environment**, 9: 264–70.

- CELLA-RIBEIRO, A. 2010. **Variação espacial e temporal na estrutura e composição de assembleias de peixes bentônicos em trecho do alto rio Madeira, Rondônia**. Dissertação. (Mestrado). Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia.
- CLARKE, K. R. & WARWICK, R. M. 2001. **Changes in Marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. 2 ed. Bournemouth: Plymouth Marina Laboratory.
- COSTA, J. M., SOUZA, L. O. I. & OLDRINI, B. B. 2004. Chave para identificação das famílias e gêneros das larvas conhecidas de Odonata do Brasil: comentários e registros bibliográficos (Insecta, Odonata). **Publicações avulsas do Museu Nacional**, 99: 1–44.
- COVICH, A. P., PALMER, M. A. & CROWL, T. A. 1999. The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems: Zoobenthic species influence energy flows and nutrient cycling. **BioScience**, 49(2): 119-127.
- DAJOZ, R. 1983. **Ecologia geral**. Petrópolis: Vozes.
- FUKUHARA, H. & SAKAMOTO, M. 1988. Ecological significance of bioturbation of zoobenthos community release from bottom sediments in shallow eutrophic lake. **Archiv für Hydrobiologie**, 113: 425-445.
- FUKUSHIMA, M., KAMEYAMA, S., KANEKO, M., NAKAO, K. & STEEL, E. A. 2007. Modelling the effects of dams on freshwater fish distributions in Hokkaido. **Japan Freshwater Biology**, 52: 1511–1524.
- GALDEAN, N., CALLISTO, M. & BARBOSA, F. A. R. 2000. Lotic Ecosystems of Serra do Cipó, southeast Brazil: water quality and a tentative classification based on the benthic macroinvertebrate community. **Aquatic Ecosystem Health and Management**, 3: 545-552.
- GELHAUS, J. K. 2008. **Manual for the identification of aquatic crane fly Larvae for North America**. Philadelphia: Academy of Natural Sciences.
- GODOY, B. S. 2007. **Estrutura da assembleia de Gerromorpha (Heteroptera) em igarapés dos municípios de Rio Preto da Eva e Manaus, Amazonas**. Dissertação (Mestrado). Instituto Nacional de Pesquisa da Amazonas – INPA/UFAM, Manaus.
- GOULDING, M. 1979. **Ecologia da pesca do rio Madeira**. Manaus: CNPQ/INPA.
- GOULDING, M.; BARTHEM, R. & FERREIRA, E. 2003. **The Smithsonian Atlas of the Amazon**. Londres: Smithsonian Books.
- GRILL, G., LEHNER, B., LUMSDON, A. E., MACDONALD, G. K, ZARFL, C. & LIERMANN, C. R. 2015. An index-based framework for assessing patterns and trends in river fragmentation and flow regulation by global dams at multiple scales. **Environmental Research and Letters**, 10: 1-15.

- HAMADA, N., NESSIMIAN, J. L. & QUERINO, R. B. 2014. **Insetos aquáticos na Amazônia brasileira**: taxonomia, biologia e ecologia. Manaus: Editora Inpa.
- HAMMER, O.; HARPER, D. A. T. & RYAN, P. D. 2001. PAST: **Palaeontological Statistics Software Package for education and data analysis**. Palaeontologia Electronica, 4: 1, 9 p. Disponível em < <http://folk.uio.no/ohammer/past> >.
- HAUER, F. R. & RESH, V. H. 1996. Benthic macroinvertebrates. In: HAUER, F. R. & LAMBERTI, G. A. (Eds). **Stream ecology**. San Diego: Academic Press.
- HYNES, H. B. 1970. **The ecology of running waters**. Toronto: University of Toronto Press.
- KINGSFORD, R. T. 2000. Ecological impacts of dams, water diversions and river management on floodplain wetlands in Australia. **Austral Ecology**, 25: 109–127.
- KLEINE, P. & TRIVINHO-STRIXINO, S. 2005. Chironomidae and other aquatic macroinvertebrates of a first order stream: community response after habitat fragmentation. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 17: 81-90.
- LAKE, P. S. 1990. Disturbing hard and soft bottom communities: a comparison of marine and freshwater environments. **Australian Journal of Ecology**, 15: 477-488.
- MAGURRAN, A. E. 2013. **Medindo a diversidade biológica**. Curitiba: Editora da UFPR.
- MANDAVILLE, S. M. 2002. Benthic Macroinvertebrates in Freshwaters-Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols. In: **Protocols for Measuring Biodiversity: Benthic Macroinvertebrates in Fresh Waters - EMAN-Ecological Monitoring and Assessment Network**.
- MCCLAIN, M. E. & NAIMAN, R. J. 2008. Andean Influences on the Biogeochemistry and Ecology of the Amazon River. **BioScience**, 58: 325-338.
- MELO, G. A. S. 2003. **Manual de identificação dos Crustacea Decapoda de água doce do Brasil**. São Paulo: Edições Loyola.
- MÜLLER, A. C. 1995. **Hidrelétricas, Meio Ambiente e Desenvolvimento**. São Paulo: Makron Books.
- NILSSON, C., REIDY, C. A., DYNESIUS, M. & REVENGA, C. 2005. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. **Science**, 308: 405–8.
- PASSOS, M. I. S., NESSIMIAN, J. L. & FERREIRA JUNIOR, N. 2007. Chaves para identificação dos gêneros de Elmidae (Coleoptera) ocorrentes no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, 51(1): 42-53.
- PEREIRA, D. L. V.; MELO, A. L. & HAMADA, N. 2007. Chaves de identificação para famílias e gêneros de Gerromorpha e Nepomorpha (Insecta: Heteroptera) na Amazônia Central. **Neotropical Entomology**, 36: 210-228.

PES, A. M. O., HAMADA, N. & NESSIMIAN, J. L. 2005. Chaves de identificação de larvas para as famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. **Revista brasileira de entomologia**, 49: 181-204.

PIMENTEL, F. R. 2003. **Taxonomía dos Camarões de Agua Doce (Crustácea: Decapoda: Palaemonidae, Euryrhynchidae, Sergestidae) da Amazonia Oriental: Estados do Amapá e Para**. Dissertação (Mestrado). Instituto Nacional de Pesquisa da Amazonas – INPA/UFAM, Manaus.

POFF, N. L., ALLEN, J. D., BAIN, M. B., KARR, J. R., PRESTEGAARD, K. L., RICHTER, B. D., SPARKS, R. E. & STROMBERG, J. C. 1997. The natural flow regime a paradigm for river conservation and restoration. **Bioscience**, 47: 769–84.

POFF, N. L. & ZIMMERMAN, J. K. H. 2010. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. **Freshwater Biology**, 55: 194–205.

POOLE, G. C., & BERMAN, C. H. 2001. An ecological perspective on in stream temperature: natural heat dynamics and mechanisms of human-caused thermal degradation **Environmental Management**, 27: 787–802.

PRINGLE, C. M., FREEMAN, M. C. & FREEMAN, B. J. 2000. Regional effects of hydrologic alterations on riverine macrobiota in the New World: tropical-temperate comparisons. **Bioscience**, 50: 807–23.

RAPP PY-DANIEL, L. 2007. Capítulo 3. Caracterização da área amostrada. In: RAPP PY-DANIEL, L., DEUS, C. P., HENRIQUES, A. L., PIMPÃO, D. M. & RIBEIRO, O. M. (orgs.). **Biodiversidade do Médio Madeira: Bases científicas para propostas de conservação**. INPA: Manaus.

REIDY-LIERMANN, C., NILSSON, C., ROBERTSON, J & NG, R. Y. 2012. Implications of dam obstruction for global freshwater fish diversity. **Bioscience**, 62: 539–48.

RIGHI, G. 1984. Oligochaeta. In: SCHADEN, R. (Org.). **Manual de identificação dos invertebrados límnicos do Brasil**. Brasília: CNPQ/Coordenação editorial.

RINGUELET, R. A. 1985. **Fauna de agua dulce de la República de Argentina, Hirudinea**. Buenos Aires: Fundación para la educación, la ciencia y la cultura.

ROSENBERG, D. M., BERKES, F., BODALY, R. A., HECKY, R. E., KELLY, C. A. & RUDD, J. W. M. 1997. Large-scale impacts of hydroelectric development. **Environmental Reviews**, 54: 27–54.

SALLES, F. F. 2006. **A Ordem Ephemeroptera no Brasil (Insecta): taxonomia e diversidade**. Tese (Doutorado). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

SANTO ANTÔNIO ENERGIA. 2016. **Tecnologia avançada**. Disponível em: <http://www.santoantonioenergia.com.br/tecnologia/tecnologiaavancada/>. Acessado em 08/02/2016.

- SAWYER, R. T. 1986. **Leech biology and behavior**. Oxford: Clarendon Press.
- SCHULTE, E. E. & HOPKINS, B. G. (1996). Estimation of soil organic matter by weight loss-on-ignition. In: MAGDOFF, F. R., TABATABAI, M. A. & HANLON Jr, E. A. (Eds). **Soil organic matter: Analysis and interpretation** (pp.21-31). Madison: SSSA-ASA.
- SHANNON, C. E. & WEAVER, W. 1949. **The Mathematical theory of communication**. Urbana: University of Illinois Press.
- SILVEIRA, M. P. QUEIROZ, J. P. & BOEIRA, R. C. 2004. **Protocolo de coleta e preparação de amostras de macroinvertebrados bentônicos em riachos**. Comunicado técnico. Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna.
- SIOLI, H. 1968. Hydrochemistry and geology in the Brazilian Amazon region. **Amazoniana**, 1: 267-277.
- SIMONE, L. R. L. 2006. **Land and freshwater molluscs of Brazil: an illustrated inventory on the Brazilian malacofauna, including neighbour regions of the South America, respect to the terrestrial and freshwater ecosystems**. São Paulo: FAPESP.
- TER BRAAK, C. J. F., & ŠMILAUER, P. 1986. **CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows User's guide: Software for Canonical Community Ordination** (version 4.5).
- TOCKNER, K. & STANFORD, J. A. 2002. Riverine flood plains: present state and future trends. **Environmental Conservation**, 29: 308–30.
- TRIVINHO-STRIXINO, S. 2011. **Larvas de Chironomidae**. Guia de identificação. São Carlos: Depto Hidrobiologia/Lab. Entomologia Aquática/UFSCar.
- UIEDA, V. S & MOTTA, R. L. 2007. Tropic organization and food web structure of Southeastern Brazilian streams: a review. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 19: 15-30.
- USDA. 1993. Soil Survey Division Staff. **Soil survey manual**. Soil Conservation Service. U.S. Department of Agriculture Handbook 18
- VANNOTE, R. L., MINSHALL, G. W., CUMMINS, K. W. L., SEDELL, J. R. & CUSHING, C. E. 1980. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 37: 130-137.
- WARD, D., HOLMES, N. & JOSÉ, P. 1995. **The New Rivers & Wildlife Handbook**. Bedfordshire: RSPP, NRA e The Wildlife Trusts.
- WARD, J. V. & STANFORD, J. A. 1995. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. **Regulated Rivers: Research and Management**, 11: 105–119.
- WELCH, P. S. (1948). **Limnological methods**. Philadelphia: Blakiston Co.

WIENS, J. A. 2002. Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. **Freshwater Biology**, 47: 501–15.

ZIV, G., BARAN, E., NAM, S., RODRÍGUEZ-ITURBE, I. & LEVIN, S. A. 2012. Trading-off fish biodiversity, food security, and hydropower in the Mekong River Basin. **PNAS**, 109(15): 5609–5614.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Estudo ecológico da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um trecho de um grande rio Amazônico, o rio Madeira, RO, Brasil, antes e após seu barramento

Resumo

As espécies aquáticas possuem estreita relação com os fatores ambientais, respondendo simultaneamente e diferentemente às variações do ambiente. Desta forma, o ambiente influencia diretamente a composição e a distribuição das espécies. Conseqüentemente, alterações no ambiente proporcionam uma reestruturação da comunidade. Por isso, baseados na hipótese de que a estrutura e a composição da comunidade bentônica sofrerá alterações em consequência do represamento de um rio, este trabalho teve como objetivo avaliar a composição e estrutura, em termos de densidade, da comunidade de macroinvertebrados bentônicos antes e após a construção de uma barragem e verificar se houve alterações na composição da comunidade e na abundância das espécies. Foram coletadas amostras do sedimento, para a análise da macrofauna bentônica, em oito pontos, sendo seis na montante e dois na jusante da barragem, durante cinco anos, trimestralmente, antes e após a sua construção, perfazendo um total de 160 amostras, sendo 64 amostras no pré-barramento e 96 amostras no pós-barramento. No total foram registrados 137 táxons, com representantes de cinco filos, sendo o filo Arthropoda o mais representativo. Também foi observada uma redução na riqueza taxonômica entre o pré e pós-barramento e alterações na composição da comunidade bentônica. Estas mudanças que ocorreram após o barramento, evidenciam a preferência de alguns grupos por determinados tipos de habitat. Por isso, a construção de barragem atua como um fator controlador da comunidade bentônica, influenciando diretamente na sua estrutura e composição faunística.

Palavras-chave: Ecossistemas aquáticos, biodiversidade, bentos, assembleias.

4.1.1 Introdução

As comunidades aquáticas são influenciadas por muitos fatores bióticos e abióticos. A interação entre os múltiplos processos que ocorrem entre as comunidades biológicas e as variáveis abióticas fazem dos ecossistemas aquáticos ambientes complexos, pois cada espécie responde simultaneamente e diferentemente às variações do ambiente (Reynolds & Elliott, 2012).

Não diferentemente, a comunidade de macroinvertebrados bentônicos é influenciada por múltiplos fatores, os chamados fatores controladores (Hynes, 2001), os quais atuam tanto em escala temporal quanto espacial (Vinson & Hawkins, 1996; Allan & Johnson, 1997; Brosse et al., 2003; Weigel et al., 2003). Entre os fatores controladores estão: ciclo de vida das espécies dominantes (Ezcurra de Drago et al., 2007), hidroperíodo (Stoks & McPeck, 2003), concentração de oxigênio dissolvido (Diaz & Rosenberg, 1995), carga de detritos e tamanho da partícula orgânica (Vannotte et al., 1980), estado trófico do ambiente (Hynes, 2001; Smith, 2003) e interações biológicas (Hynes, 2001). Estes fatores comumente controlam a composição, estrutura e funcionamento das comunidades aquáticas, em especial da comunidade bentônica (Van de Meutter et al., 2005).

Por isso, caso ocorra alguma alteração no ambiente conseqüentemente ocorre uma reestruturação da comunidade bentônica (Weigel et al., 2003), a qual pode resultar no registro de novas espécies e na ausência de outras, como também no aumento da abundância de algumas em detrimento de outras (Loeb, 1993). Devido a estes fatos e baseados na hipótese de que a estrutura e a composição da comunidade bentônica sofrerão alterações em consequência do represamento de um rio, este trabalho teve como objetivo avaliar a composição e estrutura, em termos de densidade, da comunidade de macroinvertebrados bentônicos antes e após a construção da barragem da usina hidrelétrica de Santo Antônio do Madeira, Rondônia, e verificar se houve alterações na composição da comunidade e na abundância das espécies.

4.1.2 Resultados

No total, considerando-se os cinco anos de amostragem (2009 a 2014) foram registrados 134 táxons de invertebrados bentônicos nos sedimentos do Rio Madeira e tributários estudados (Tabela 3), com representantes de cinco filos, entre eles: Porifera (1 táxon), Nematoda (1 táxon), Mollusca (6 táxons), Annelida (35 táxons) e Arthropoda (91 táxons). Apesar do filo Arthropoda ser o mais representativo, a maioria de seus representantes pertencem à Classe Insecta, a qual contribuiu com 86 táxons, representando 64% do total registrado. Entre os insetos aquáticos, os Diptera foram os mais representativos com 46 táxons, dos quais, 40 táxons são pertencentes à família Chironomidae.

Tabela 3 - Ocorrência de táxons de macroinvertebrados bentônicos registrados no rio Madeira e em quatro tributários (rios Caripuna-Car, Jaci-Paraná-Jaci, Caracol-Crc e rio Jatuarana-Jati), no período de amostragem de julho de 2009 a abril de 2014.

Filo	Classe	Ordem	Família/ Subfamília	Gênero/espécie	
Annelida	Clitellata (Hirudinea)	Rhynchobdellida	Glossiphoniidae	<i>Helobdella adiastrala</i> <i>Helobdella michaelsoni</i> <i>Helobdella</i> sp.	
	(Oligochaeta)	Megadrili	Capilloventrida	Capilloventridae	
			Crassiclitellata	Lumbricidae	<i>Eiseniella tetraedra</i>
			Enchytraeida	Enchytraeidae	
			Haplotaxida	Alluroididae	n.i <i>Brinkhurstia americana</i> <i>Brinkhurstia donaldi</i> <i>Haplotaxis</i> sp. <i>Haplotaxis</i> sp1.
				Naididae/ Naidinae	<i>Allonais inaequalis</i> <i>Dero</i> sp. <i>Dero digitata</i> <i>Dero furcatus</i> <i>Nais communis</i> <i>Nais variabilis</i> <i>Pristina americana</i> <i>Pristina jenkiniae</i> <i>Pristina osborni</i> <i>Pristina proboscidae</i> <i>Slavinia evelinae</i> <i>Stephensoniana trivandranana</i> <i>Brothrianeurum</i> sp.
				/Rhyacodrilinae	

				<i>Brothrianeurum vejdovskyanum</i>
				<i>Rhyacodrilus</i> sp.
			/Tubificinae	<i>Aulodrilus limnobius</i>
				<i>Aulodrilus pigueti</i>
				<i>Limnodrilus</i> sp.
				<i>Limnodrilus neotropicus</i>
				<i>Paranadrilus descolei</i>
				<i>Tubifex sioli</i>
			Narapidae	<i>Narapa bonettoi</i>
			Tiguassidae	<i>Tiguassu</i> sp.
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Agabinus</i> sp.
				<i>Agaporomorphus</i> sp.
			Elmidae	<i>Hexacylloepus</i> sp.
				<i>Macrelmis</i> sp.
				<i>Microcyllloepus</i> sp.
				<i>Noelmis</i> sp.
				<i>Phanoceroides</i> sp.
				<i>Stegoelmis</i> sp.
			Gyrinidae	
		Diptera	Ceratopogonidae/ Ceratopogoninae	
			Chaoboridae	
			Chironomidae/ Chironominae	<i>Aedokritus</i> sp.
				<i>Asheum</i> sp.
				<i>Axarus</i> sp.
				<i>Beardius</i> sp.
				<i>Caladomyia</i> sp.
				<i>Chironomus</i> sp.
				<i>Cladopelma</i> sp.
				<i>Complexo Harnischia</i> sp.
				<i>Cryptochironomus</i> sp.
				<i>Dicrotendipes</i> sp.
				<i>Endortribelos</i> sp.
				<i>Fissimentum</i> sp.
				<i>Goeldichironomus</i> sp.
				<i>Lauterborniella</i> sp.
				<i>Parachironomus</i> sp.
				<i>Paratanytarsus</i> sp.
				<i>Paratendipes</i> sp.
				<i>Pelomus</i> sp.
				<i>Phaenopsectra</i> sp.
				<i>Polypedilum</i> sp.
				<i>Saetheria</i> sp.
				<i>Stenochironomus</i> sp.
				<i>Tanytarsus</i> sp.

		<i>Xestochironomus</i> sp.
		<i>Zavreliella</i> sp.
	/Orthoclaadiinae	<i>Corynoneura</i> sp.
		<i>Cricotopus</i> sp.
		<i>Denopelopia</i> sp.
		<i>Lopescladius</i> sp.
		<i>Onconeura</i> sp.
		<i>Thienemanniella</i> sp.
	/Tanypodinae	<i>Ablabesmyia</i> sp.
		<i>Clinotanypus</i> sp.
		<i>Coelotanypus</i> sp.
		<i>Djalmabatista</i> sp.
		<i>Labrundinia</i> sp.
		<i>Monopelopia</i> sp.
		<i>Nilotanypus</i> sp.
		<i>Pentaneura</i> sp.
		<i>Procladius</i> sp.
		<i>Anopheles</i> sp.
	Culicidae	<i>Limnophila</i> sp.
	Limoniidae	<i>Ormosia</i> sp.
		<i>Tipula</i> sp.
	Tipulidae	<i>Adebrotus</i> sp.
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Callibaetoides</i> sp.
		<i>Miroculis</i> sp.
		<i>Paracloeodes</i> sp.
		<i>Brasilocaenis</i> sp.
	Caenidae	<i>Leptoxyphides</i> sp.
	Leptoxyphidae	<i>Hydromastodon sallesi</i>
	Leptophlebiidae	<i>Simothraulopsis</i> sp.
		<i>Thraulodes</i> sp.
		<i>Ulmeritoides flavopedes</i>
		<i>Asthenopus</i> sp.
		<i>Campsurus</i> sp.
		<i>Tenagobia</i> sp.
Hemiptera	Corixidae	<i>Limmocoris</i> sp.
	Naucoridae	
Lepidoptera	Crambidae	
Odonata	Aeshnidae	<i>Gynacantha</i> sp.
		<i>Remartinia</i> sp.
		<i>Enallagma</i> sp.
		<i>Nehalania</i> sp.
		<i>Aphylla</i> sp.
		<i>Peruviogomphus</i> sp.
		<i>Phyllocycla</i> sp.
		<i>Phyllogomphoides</i> sp.
		<i>Tauriphila</i> sp.
	Libellulidae	

			Megapodagrionidae	<i>Megapodagrion</i> sp.
		Trichoptera	Helicopsycheidae	<i>Helicopsyche</i> sp.
			Hydropsychidae	<i>Smicridea</i> sp.
			Leptoceridae	<i>Nectopsyche</i> sp.
				<i>Oecetis</i> sp.
			Odontoceridae	<i>Marilia</i> sp.
			Polycentropodidae	<i>Cyrnellus</i> sp.
	Malacostraca	Decapoda	Palaemonidae/ Euryrhynchinae	<i>Euryrhynchus</i> sp.
			/ Palaemoninae	<i>Macrobrachium</i> cf <i>amazonicum</i>
				<i>Macrobrachium</i> cf <i>brasiliensis</i>
				<i>Macrobrachium</i> sp2.
			Sergestidae	<i>Acetes paraguayensis</i>
Mollusca	Bivalvia	Unionoida	Mycetopodidae	<i>Anodontites ensiformes</i>
		Veneroida	Pisidiidae	<i>Eupera</i> sp.
	Gastropoda	Architaenioglossa	Ampullariidae	<i>Asolene</i> sp.
				<i>Pomacea</i> sp.
		Basommatophora	Planorbidae	<i>Biomphalaria amazonica</i>
				<i>Drepanotrema</i> sp.
Nematoda				
Porifera	Demospongiae	Haplosclerida	Metaniidae	

Ao considerar todos os táxons registrados no sistema (rio Madeira + tributários) foi possível observar uma redução na riqueza taxonômica da comunidade de macroinvertebrados bentônicos entre as fases de pré e pós-barramento. Na fase de pré-barramento foram registrados 108 táxons e na fase de pós-barramento, 84 táxons. Ao analisar separadamente a composição de táxons no rio Madeira e nos tributários, observa-se que também nos tributários houve uma redução na riqueza taxonômica, que passou de 99 táxons no pré-barramento para 67 táxons no pós-barramento. Contrariamente, no rio Madeira houve um aumento na riqueza taxonômica de macroinvertebrados, para os quais no pré-barramento foram registrados 42 táxons e no pós-barramento 53 táxons (Tabela 4).

Entre os táxons que não foram registrados na fase de pós-barramento estão: *Agabinus* sp. e *Agaporomorphus* sp. (Dytiscidae), *Hexacylloepus* sp., *Microcyllloepus* sp. e *Phanoceroides* sp. (Elmidae), *Limnophila* sp. e *Ormosia* sp. (Limoniidae), *Callibaetoides* sp. e *Paracloeodes* sp. (Baetidae), *Brasilocaenis* sp. (Caenidae), *Leptoxyphides* sp. (Leptoxyphidae), *Hydromastodon sallesi* e *Ulmeritoides flavopedes* (Leptophlebiidae), *Limnocoris* sp. (Naucoridae), *Enallagma* sp. e *Nehalania* sp. (Coenagrionidae), *Aphylla* sp. e *Phyllogomphoides* sp. (Gomphidae), *Helicopsyche* sp. (Helicopsycheidae), *Smicridea* sp.

(Hydropsychidae), *Oecetis* sp. (Leptoceridae), *Marilia* sp. (Odontoceridae) e *Eupera* sp. (Pisidiidae). A maioria destes táxons também havia sido registrada nos tributários durante essa fase.

Da mesma forma a maioria dos táxons que foram registrados somente após o barramento, também ocorreram nos pontos localizados nos tributários, entre eles: Gyrinidae, *Anopheles* sp. (Culicidae), *Miroculis* sp. (Baetidae), *Thraulodes* sp. (Leptophlebiidae), *Asthenopus* sp. (Polymitarciidae), *Tenagobia* sp. (Corixidae), Crambidae, *Gynacantha* sp. e *Remartinia* sp. (Aeshnidae), *Tauriphila* sp. (Libellulidae), *Megapodagrion* sp. (Megapodagrionidae), *Nectopsyche* sp. (Leptoceridae), *Euryrhyncus* sp., *Macrobrachium* cf *amazonicum*, *Macrobrachium* cf *brasiliensis* e *Macrobrachium* sp2. (Palaemonidae), *Acetes paraguayensis* (Sergestidae) e *Anodontites ensiformes* (Mycetopodidae).

Tabela 4 - Ocorrência dos táxons de macroinvertebrados bentônicos registrados nas fases pré- e pós-barramento da UHE Santo Antônio do Madeira, para o sistema geral (rio Madeira + tributários), para o rio Madeira e para os tributários, isoladamente.

Legenda: ● = ocorrência sem alteração na densidade média; • = diminuição da densidade média após o barramento; ● = aumento da densidade média após o barramento.

Táxons	Geral		Madeira		Tributários	
	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós
<i>Helobdella adiastrata</i>	●	●		●	●	•
<i>Helobdella michaelsoni</i>	●	●	●	●	●	●
<i>Helobdella</i> sp.	●	•	●	●	●	•
Megadrili	●	•	●	•	●	•
Capilloventridae	●	•			●	
<i>Eiseniella tetraedra</i>	●		●			
Enchytraeidae	●	●			●	●
Alluroididae	●	●	●	●		●
<i>Brinkhurstia americana</i>	●				●	
<i>Brinkhurstia donaldi</i>	●		●		●	
<i>Haplotaxis</i> sp.	●	•	●	●	●	
<i>Haplotaxis</i> sp1.	●				●	
<i>Allonais inaequalis</i>		●		●		
<i>Dero</i> sp.	●	●	●	●	●	●
<i>Dero digitata</i>		●				●

<i>Dero furcatus</i>		●		●		●
<i>Nais communis</i>	●				●	
<i>Nais variabilis</i>	●	●			●	●
<i>Pristina americana</i>	●	•	●	●	●	•
<i>Pristina jenkinæ</i>	●	●			●	●
<i>Pristina osborni</i>		●		●		●
<i>Pristina proboscidae</i>	●				●	
<i>Slavinia evelinae</i>	●				●	
<i>Stephensoniana trivandrana</i>	●				●	
<i>Aulodrilus limnobius</i>	●				●	
<i>Aulodrilus pigueti</i>	●	●			●	●
<i>Brothroneurum</i> sp.	●	●			●	•
<i>Brothroneurum vej dovskyanum</i>	●				●	
<i>Limnodrilus</i> sp.	●	●	●	●		
<i>Limnodrilus neotropicus</i>	●	•	●	•	●	
<i>Paranadrilus descolei</i>	●	•	●	•		●
<i>Rhyacodrilus</i> sp.	●				●	
<i>Tubifex sioli</i>	●	•	●			●
<i>Narapa bonettoi</i>	●				●	
<i>Tiguassu</i> sp.	●		●		●	
<i>Agabinus</i> sp.	●				●	
<i>Agaporomorphus</i> sp.	●				●	
<i>Hexacylloepus</i> sp.	●				●	
<i>Macrelmis</i> sp.	●	●			●	●
<i>Microcyllloepus</i> sp.	●				●	
<i>Noelmis</i> sp.	●	•			●	•
<i>Phanoceroides</i> sp.	●				●	
<i>Stegoelmis</i> sp.	●	•			●	•
Gyrinidae		●				●
Ceratopogoninae	●	•	●	●	●	•
Chaoboridae	●	●		●	●	●
<i>Aedokritus</i> sp.	●	●	●	●	●	●
<i>Asheum</i> sp.	●	●			●	●
<i>Axarus</i> sp.	●	●		●	●	●
<i>Beardius</i> sp.	●	●		●	●	●

<i>Caladomyia</i> sp.	●	•	●		●	•
<i>Chironomus</i> sp.	●	●	●	•	●	●
<i>Cladopelma</i> sp.	●	●		●	●	●
<i>Complexo Harnischia</i> sp.	●		●		●	
<i>Cryptochironomus</i> sp.	●	•	●	●	●	•
<i>Dicrotendipes</i> sp.	●	●	●		●	●
<i>Endotribelos</i> sp.	●	•	●	●	●	•
<i>Fissimentum</i> sp.	●	•	●	•	●	•
<i>Goeldichironomus</i> sp.	●	●	●	●	●	
<i>Lauterborniella</i> sp.	●				●	
<i>Parachironomus</i> sp.		●				●
<i>Paratanytarsus</i> sp.	●				●	
<i>Paratendipes</i> sp.	●	●	●	●	●	●
<i>Pelomus</i> sp.	●	●		●	●	●
<i>Phaenopsectra</i> sp.	●		●		●	
<i>Polypedilum</i> sp.	●	•	●	•	●	•
<i>Saetheria</i> sp.	●	•			●	•
<i>Stenochironomus</i> sp.	●	•		●	●	•
<i>Tanytarsus</i> sp.	●	•	●		●	•
<i>Xestochironomus</i> sp.		●				●
<i>Zavreliella</i> sp.	●				●	
<i>Corynoneura</i> sp.	●				●	
<i>Cricotopus</i> sp.	●	●		●	●	
<i>Lopescladius</i> sp.	●		●		●	
<i>Onconeura</i> sp.	●				●	
<i>Thienemanniella</i> sp.	●				●	
<i>Ablabesmyia</i> sp.	●	●	●	●	●	●
<i>Clinotanypus</i> sp.	●		●			
<i>Coelotanypus</i> sp.	●	●	●	●	●	•
<i>Denopelopia</i> sp.	●				●	
<i>Djalmabatista</i> sp.	●	●	●	●	●	●
<i>Labrundinia</i> sp.	●	●		●	●	•
<i>Monopelopia</i> sp.	●	●		●	●	●
<i>Nilotanypus</i> sp.	●				●	

<i>Pentaneura</i> sp.	●				●	
<i>Procladius</i> sp.	●	•	●	●	●	•
<i>Anopheles</i> sp.		●				●
<i>Limnophila</i> sp.	●				●	
<i>Ormosia</i> sp.	●				●	
<i>Tipula</i> sp.	●	•	●	●	●	
<i>Adebrotus</i> sp.	●	●	●	●		
<i>Callibaetoides</i> sp.	●				●	
<i>Miroculis</i> sp.		●				●
<i>Paracloeodes</i> sp.	●				●	
<i>Brasilocaenis</i> sp.	●				●	
<i>Leptohyphides</i> sp.	●				●	
<i>Hydromastodon sallesi</i>	●				●	
<i>Simothraulopsis</i> sp.	●	●			●	●
<i>Thraulodes</i> sp.		●		●		
<i>Ulmeritoides flavopedes</i>	●				●	
<i>Asthenopus</i> sp.		●				●
<i>Campsurus</i> sp.	●	●		●	●	●
<i>Tenagobia</i> sp.		●		●		●
<i>Limnocoris</i> sp.	●				●	
Crambidae		●		●		●
<i>Gynacantha</i> sp.		●				●
<i>Remartinia</i> sp.		●				●
<i>Enallagma</i> sp.	●				●	
<i>Nehalenia</i> sp.	●				●	
<i>Aphylla</i> sp.	●				●	
<i>Peruviogomphus</i> sp.	●	●		●	●	
<i>Phyllocycla</i> sp.	●	•	●		●	●
<i>Phyllogomphoides</i> sp.	●				●	
<i>Tauriphila</i> sp.		●				●
<i>Megapodagrion</i> sp.		●				●
<i>Helicopsyche</i> sp.	●				●	
<i>Smicridea</i> sp.	●		●			
<i>Nectopsyche</i> sp.		●		●		
<i>Oecetis</i> sp.	●				●	
<i>Marilia</i> sp.	●				●	

<i>Cyrnellus</i> sp.	●	●		●	●
<i>Euryrhyncus</i> sp.		●			●
<i>Macrobrachium</i> cf <i>amazonicum</i>		●			●
<i>Macrobrachium</i> cf <i>brasiliensis</i>		●			●
<i>Macrobrachium</i> sp2.		●	●		●
<i>Acetes</i> <i>paraguayensis</i>		●	●		
<i>Anodontites</i> <i>ensifformis</i>		●	●		
<i>Eupera</i> sp.	●			●	
<i>Asolene</i> sp.		●	●		
<i>Pomacea</i> sp.	●	●	●	●	●
<i>Biomphalaria</i> <i>amazonica</i>		●		●	
<i>Drepanotrema</i> sp.	●	●	●	●	
Nematoda	●	●	●	●	●
Metaniidae	●	●			●

Ao verificar as mudanças que ocorreram em cada Classe, notou-se que tanto no sistema geral (rio Madeira + tributários) quanto nos tributários, houve uma diminuição no número de táxons pertencente à Classe Insecta. Por exemplo, no sistema, na fase pré-barramento foram registrados 72 táxons e no pós-barramento 51 táxons (Figura 11-A), enquanto que nos tributários foram registrados 69 táxons no pré-barramento e 44 táxons no pós-barramento, tendo ocorrido uma redução de 25 táxons (Figura 11-C). Porém, no rio Madeira registrou-se um aumento no número de táxons pertencentes à classe Insecta (Figura 11-B). Na fase pré-barramento eram registrados 25 táxons e após o barramento foram registrados 31 táxons. No sistema também ocorreu o registro e aumento do número de táxons em algumas classes após o barramento, como na Classe Malacostraca, cujos representantes só foram registrados pós o barramento, e na Classe Gastropoda que antes do barramento haviam sido registrados 2 táxons, após o barramento foram registrados 4 táxons.

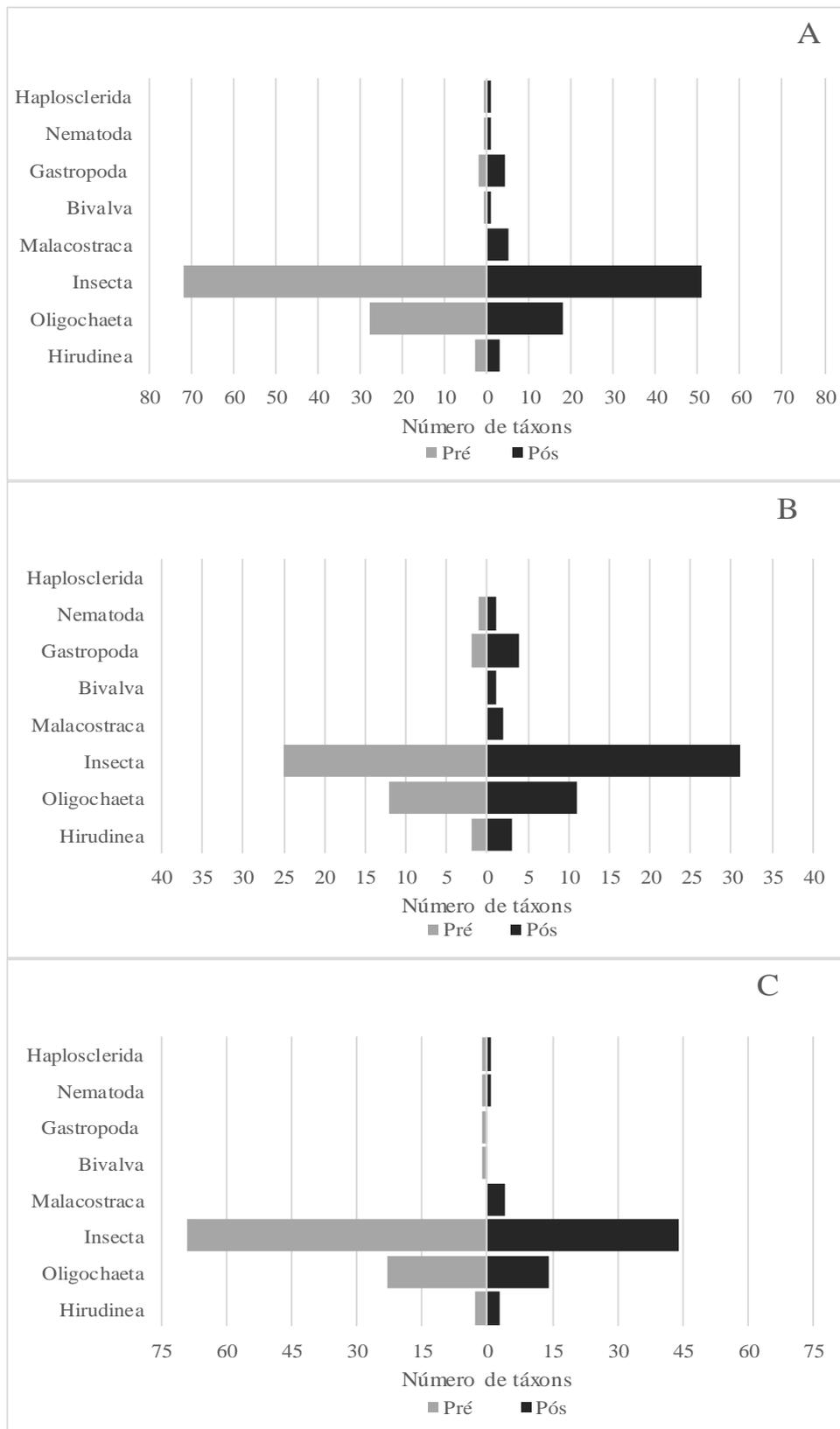


Figura 11 - Número de táxons das classes registradas no sistema (rio Madeira + tributários) – A, no rio Madeira – B e tributários – C, antes e após a construção da barragem da UHE de Santo Antônio do Madeira, RO.

Quando analisado separadamente, cada ponto amostral (Figura 12) observa – se que nos pontos Car e Crc, ambos tributários, foram registradas as maiores reduções no número de táxons. No ponto Car teve uma redução de 21 táxons, de 60 táxons registrados no pré-barramento, foram registrados 39 táxons no pós-barramento. No ponto Crc a redução foi de 12 táxons, passando de 50 para 38 táxons após o barramento. Além destes dois pontos, também foi observada uma redução no número de táxons nos pontos Jaci (tributários) e J2 (rio Madeira, a jusante).

Nos demais pontos, ao contrário, foi observado um aumento no número de táxons, principalmente no ponto M1 (rio Madeira), no qual ocorreu um aumento de 15 táxons, visto que antes do barramento haviam sido registrados 16 táxons e após o barramento foram registrados 31 táxons.

A redução no número total de táxons registrada nestes pontos foi influenciada principalmente pela redução no número de táxons de macroinvertebrados da Classe Insecta. No ponto Car, antes do barramento foram registrados 43 táxons pertencentes a Classe Insecta, após o barramento somente 29 táxons foram registrados.

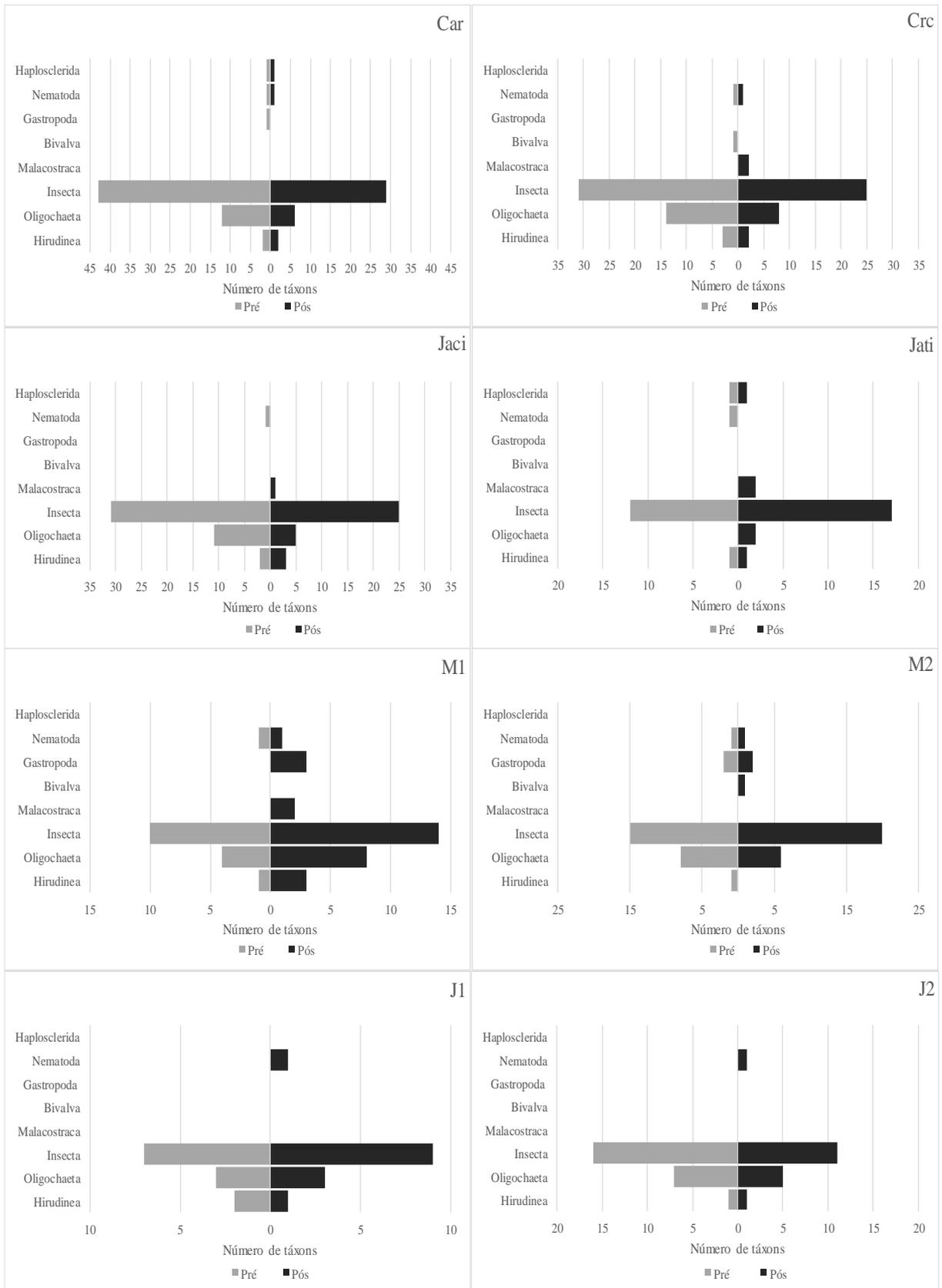


Figura 12 - Número de táxons registrados para as Classes de macroinvertebrados bentônicos nos pontos amostrados no rio Madeira (M1, M2, J1, J2) e seus tributários (Car, Crc, Jaci, Jati), antes e após a construção da barragem da UHE de Santo Antônio do Madeira, RO.

Como a Classe Insecta foi taxonomicamente a mais representativa e aquela na qual foram registradas as maiores diferenças em relação ao número de táxons entre as fases pré e pós-barramento, realizou-se uma análise separadamente para a mesma visando determinar qual grupo de macroinvertebrados (Ordem) que mais contribuiu para as mudanças observadas.

Ao analisar tanto o sistema geral (rio Madeira + tributários), quanto o rio Madeira e os tributários (Figura 13) separadamente, e para cada ponto de amostragem (Figura 14) foi verificado que sempre, as maiores diferenças entre pré e pós-barramento foram observadas para os dípteros. No sistema geral antes do barramento foram registrados 43 táxons pertencentes aos dípteros, enquanto que após o barramento registraram-se apenas 31 táxons. Para os tributários foram obtidos resultados semelhantes, com 42 táxons registrados na fase de pré-barramento, diminuindo para apenas 28 táxons na fase pós-barramento. Houve também redução no número de táxons para outros grupos de macroinvertebrados bentônicos nos tributários, como os efemerópteros e coleópteros que no pré-barramento eram constituídos por 8 táxons, enquanto no pós-barramento foram representados por apenas 4 táxons. Diferentemente, no rio Madeira registrou-se um aumento no número de táxons após o barramento, como no caso dos dípteros que passaram de 22 táxons no pré-barramento, para 23 táxons, e dos efemerópteros que passaram de 1 para 3 táxons.

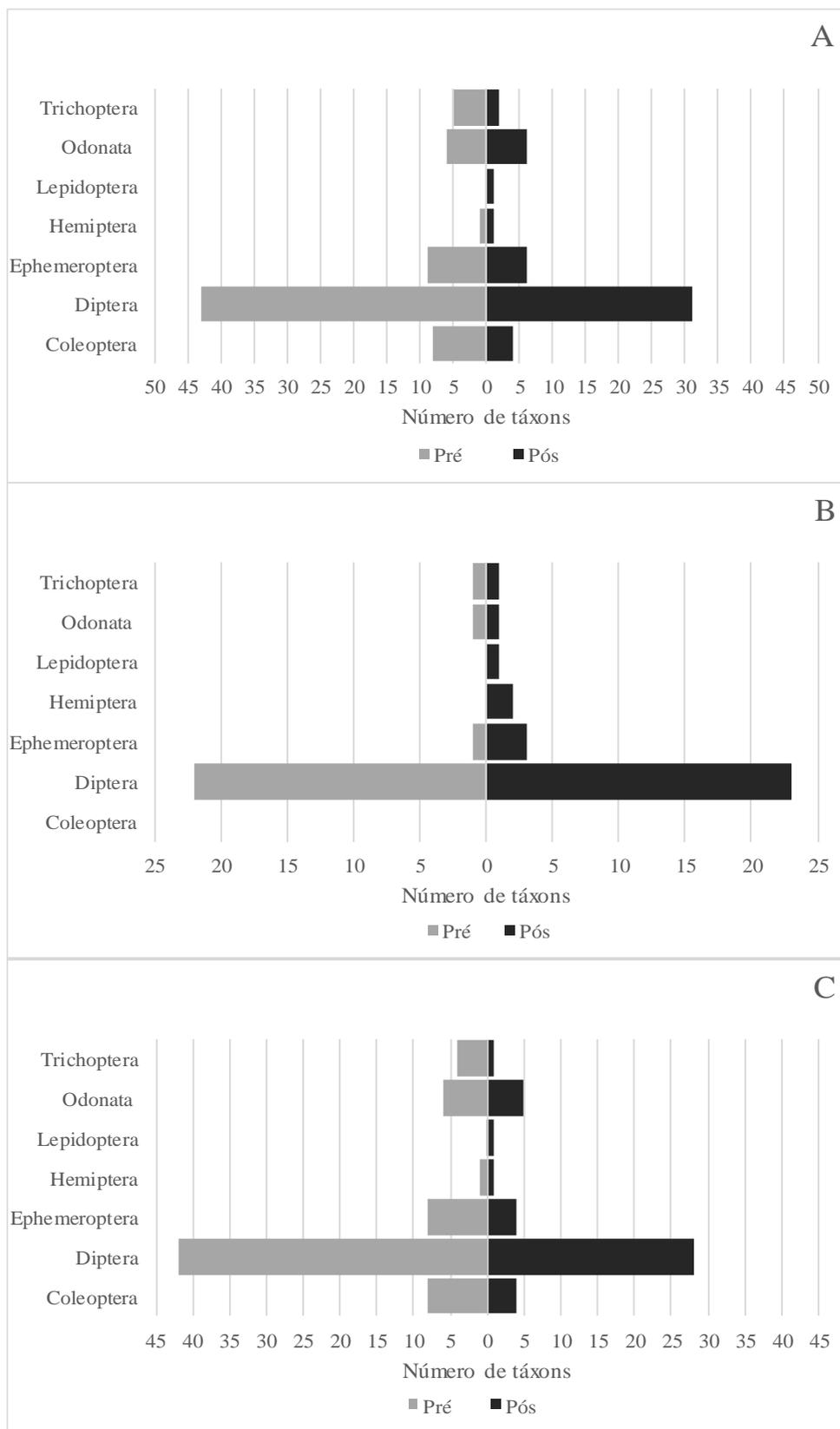


Figura 13 - Número de táxons das comunidades de macroinvertebrados bentônicos de diversas ordens da classe Insecta registrados no sistema (rio Madeira + tributários) – A; no rio Madeira – B e tributários – C, antes e após a construção da barragem da UHE de Santo Antônio do Madeira, RO.

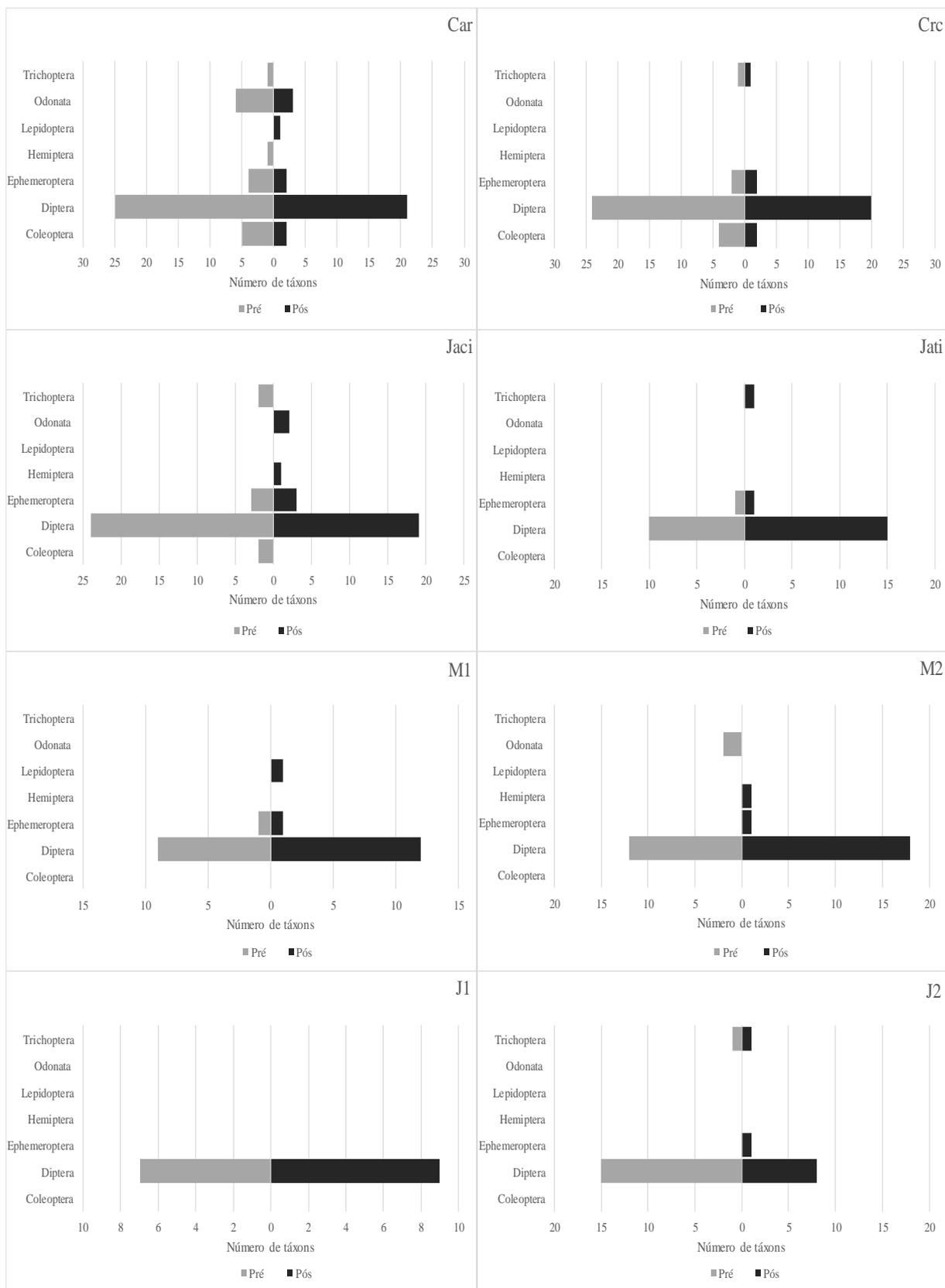
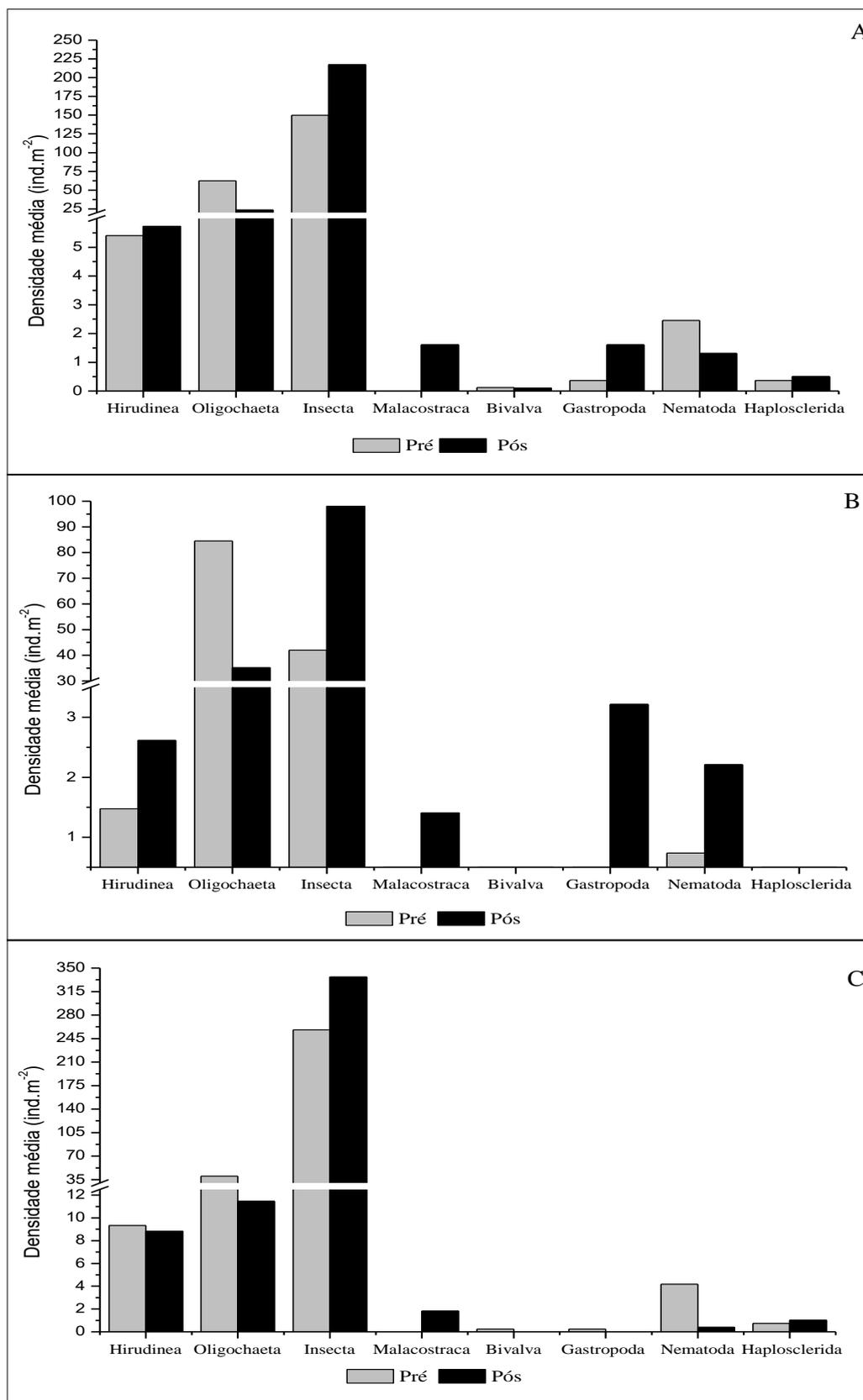


Figura 14 - Número de táxons das ordens da classe Insecta registrados nos pontos localizados no rio Madeira (M1, M2, J1, J2) e nos tributários (Car, Crc, Jaci, Jati), antes e após a construção da barragem da UHE de Santo Antônio do Madeira, RO.

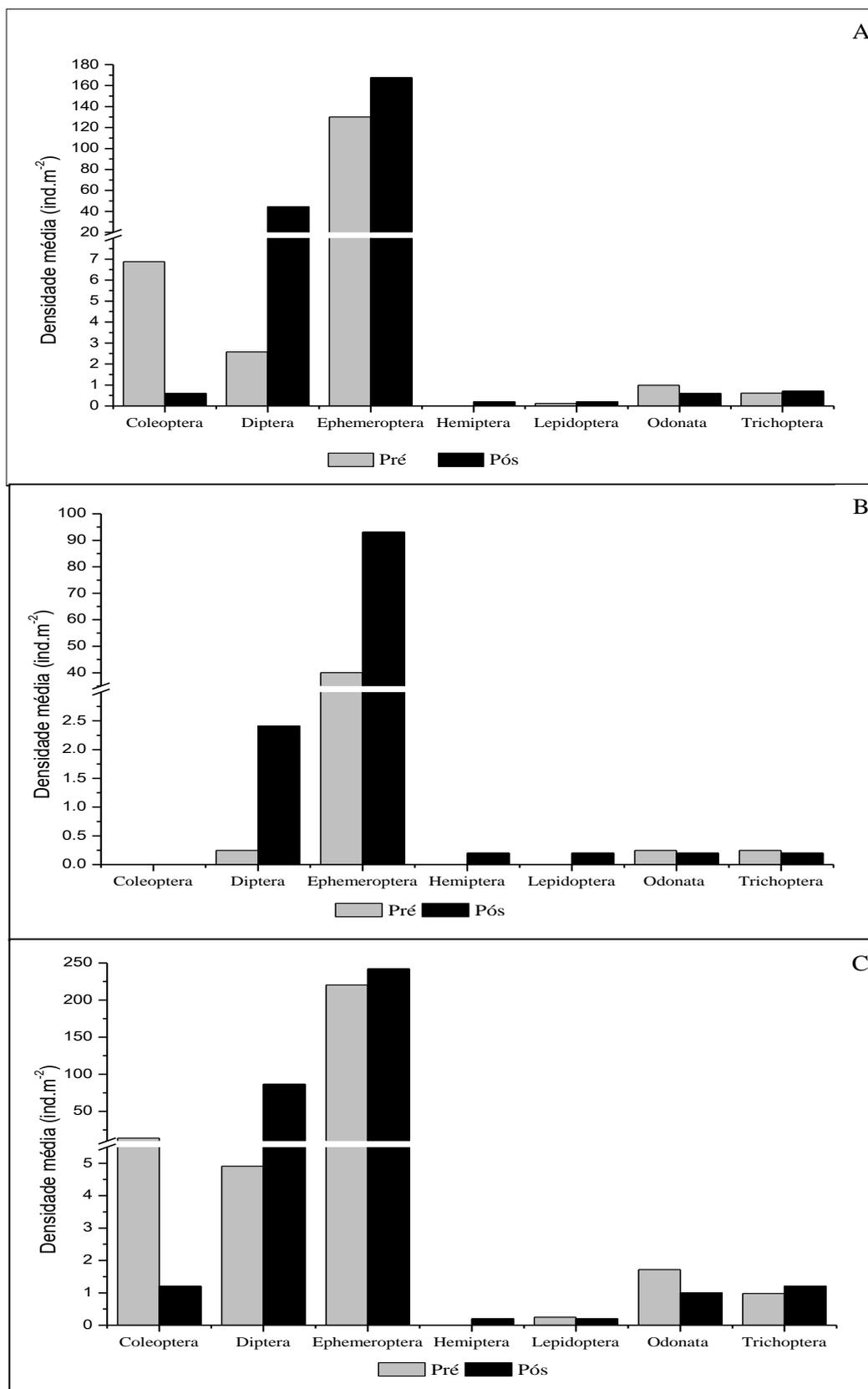
Conforme pode ser observado na Figura 15, após o barramento houve um aumento na densidade média dos macroinvertebrados bentônicos. De maneira oposta, houve uma redução na densidade dos Oligochaeta, fato observado tanto no sistema (rio Madeira + tributários) como no rio Madeira e nos tributários.

Ao analisar somente a Classe Insecta, pode-se observar que as ordens que mais contribuíram para o aumento da densidade média após o barramento foram Diptera e Ephemeroptera (Figura 16). O aumento da densidade média dos dípteros e efemerópteros deve-se principalmente aos aumentos das densidades médias de Chaoboridae e *Campsurus* sp., com ocorrência basicamente nos tributários.



Legenda: A linha branca mostra a quebra de escala.

Figura 15 - Densidade média (ind.m⁻²) de macroinvertebrados bentônicos por Classes registradas no sistema (rio Madeira + tributários) – A, no rio Madeira – B e tributários – C, antes e após a construção da barragem da UHE de Santo Antônio do Madeira, RO.



Legenda: A linha branca mostra a quebra de escala.

Figura 16 - Densidade média dos macroinvertebrados bentônicos pertencentes à Classe Insecta registradas no geral (rio Madeira + tributários) – A, no rio Madeira – B e tributários – C, antes e após a construção da barragem da UHE de Santo Antônio do Madeira, RO.

4.1.3 Discussão

A comunidade de macroinvertebrados bentônicos amostrada tanto no sistema barrado (rio Madeira + tributários) quanto no rio Madeira e nos tributários, separadamente, foi composta principalmente por representantes da Classe Insecta. Esta dominância não foi influenciada pela construção da barragem, visto que este grupo foi dominante tanto na fase de pré-barramento quanto na fase de pós-barramento, embora tenha sido observada uma redução no número de táxons, pertencentes à Classe Insecta nos tributários e um aumento no rio Madeira.

A dominância da Classe Insecta é um fato observado mundialmente, visto que este é um padrão global (Wallace & Anderson, 1996) e normalmente os insetos aquáticos representam cerca de 70% da composição taxonômica da comunidade bentônica (Hynes, 1970; Allan, 1995; Sandin, 2003; Briers & Biggs, 2003). O fato dos integrantes deste grupo apresentarem grande diversidade morfológica, fisiológica e comportamental, lhes proporciona grande plasticidade adaptativa e trófica (Hynes, 1970; Allan, 1995; Nessimian & Carvalho, 1998). Tais características são responsáveis pelo seu sucesso na colonização de uma grande variedade de habitats aquático (Lake, 1990; Nessimian & Carvalho, 1998).

A dominância observada para os insetos aquáticos seria também esperada para os dípteros, os quais são frequentemente dominantes tanto em ambiente lênticos quanto lóticos (Pérez, 1988; Wetzel, 1993). Em todos os pontos amostrados, a Classe Insecta, foi dominante, e ainda no ponto J1, foram encontrados somente dípteros, tanto no pré-barramento quanto no pós-barramento. Os dípteros registrados neste ponto eram todos representantes da família Chironomidae.

O ponto J1 localiza-se em uma região com grande turbulência, antes da barragem causada pela cachoeira de Santo Antônio, e após o barramento pelo vertedouro da barragem. O grande fluxo de água pode causar o carreamento dos organismos (Layzer et al., 1989) atuando provavelmente como um fator seletivo. Em locais com estas características a comunidade bentônica é composta por alguns tipos de organismos de grande resiliência (Boyero & Delope, 2002) pertencentes a espécies adaptadas aos mais variados tipos de ambiente. No presente estudo, o único grupo adaptado às condições do local foram os quironomídeos, cujas larvas são consideradas *r*-estrategistas (Fuller & Cowell, 1985) capazes de sobreviverem sob variadas condições ambientais (Pinder, 1986; Henriques-Oliveira et al., 2003; Saulino & Trivinho-strixino, 2014).

Outro fato que merece destaque é a redução no número de táxons, principalmente de insetos, nos tributários, após o barramento. Uma das possíveis causas seria a homogeneização do sedimento, conseqüentemente diminuindo a disponibilidade de micro-habitats. As características e a quantidade de distintos micro-habitats é um dos fatores que mais influenciam a composição da comunidade bentônica (Feld & Hering, 2007). Por isso, ambientes heterogêneos suportam uma maior variedade de espécies (Townsend et al., 2006), enquanto que ambientes homogêneos abrigam poucas espécies (Odum, 2012).

Outra possível causa seriam as alterações ocorridas nas características dos ambientes, com o barramento do rio. Antes a maioria dos tributários eram rios de pequena ordem, ambientes lóticos, pouco profundo. Após o barramento a área próxima à confluência com o rio Madeira, e trecho um pouco mais adentro ficaram semelhantes ao reservatório Santo Antônio, um ambiente semi-lêntico, com maior profundidade e predominância de sedimento fino, sendo parte integrante do reservatório. Tais características favoreceram o desenvolvimento de alguns grupos e espécies, como foi o caso de Chaoboridae e *Campsurus* sp., que apresentaram maiores densidades após o barramento. O aumento da densidade de Chaoboridae está possivelmente relacionado à sua preferência por ambientes lênticos (Courtney et al., 1996), enquanto a de *Campsurus* sp. relaciona-se provavelmente aos substratos mais argilosos (Salles et al., 2014).

Nos pontos localizados no rio Madeira, a montante da barragem, foi observada maior quantidade de matéria orgânica particulada grossa no sedimento. Esta característica deve ter contribuído para o registro, após o barramento, de representantes da família Palaemonidae. Os representantes desta família são conhecidos por serem importantes fragmentadores nos ecossistemas aquáticos tropicais (Rosemond et al., 1998; Walker, 2009).

Da mesma forma que estas alterações ambientais devem ter favorecido a ocorrência desses táxons após o barramento, também devem ter contribuído para que outros táxons deixassem de ser registrados, principalmente organismos com características reofílicas como: *Leptohyphides* sp. (Salles et al., 2014), *Hexacylloepus* sp., *Microcyllloepus* sp. e *Phanoceroides* sp. (Passos et al., 2007), *Enallagma* sp., *Nehalania* sp. e *Phyllogomphoides* sp. (Costa et al., 2004).

Estas diversas mudanças, em termos de composição e abundâncias populacionais ocorridas após o barramento, evidenciam a preferência de alguns grupos por determinados tipos de habitat. Por essa razão, a estrutura física do ambiente é um dos fatores determinantes

para a estruturação e distribuição espacial da comunidade bentônica (Robson & Barmuta 1998; Ward et al., 1999; Nilsson & Svedmark, 2002).

Além disso, o barramento do rio interfere no seu fluxo hidrológico natural, como a alternância entre períodos de cheia e seca. A regulação do fluxo favorece a proliferação de algumas espécies (Munn & Brusven, 1991), como no presente caso, em que se verificou que a regulação do fluxo, a montante, beneficiou provavelmente os representantes dos grupos Polymitarcyidae, Chaoboridae e Chironomidae.

Pode-se concluir que no presente estudo a construção da barragem neste rio amazônico funcionou como um fator controlador da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, influenciando diretamente sua estrutura e composição, uma vez que o fato de alterar o fluxo hidrológico da porção a montante acabou inibindo a permanência e o estabelecimento de espécies reofílicas. Similarmente, o rápido fluxo em regiões a jusante, próximas da barragem atuou na seleção de poucas espécies com elevada resiliência e tolerância aos estresses ambientais.

Referências bibliográficas

- ALLAN, J. D. 1995. **Stream Ecology**: structure and function of running waters. London: Chapman & Hall.
- ALLAN, J. D. & JOHNSON, L. B. 1997. Catchment-scale analysis of aquatic ecosystems. **Freshwater Biology**, 37: 107–111.
- BOYERO, L. & DELOPE J. L. 2002. Short term recolonization of stones in a tropical, island stream. **Marine and Fresh water Reserch**, 53: 993-998.
- BRIERS, R. A. & BIGGS, J. 2003. Indicator taxa for the conservation of pond invertebrate diversity. Aquatic Conservation. **Marine and Freshwater Ecosystems**, 13: 323-330.
- BROSSE, S., ARBUCKLE, C. J. & TOWNSEND, C. R. 2003. Habitat scale and biodiversity: influence of catchment, stream reach and bedform scales on local invertebrate diversity. **Biodiversity and Conservation**, 12: 2057–2075.
- COSTA, J. M., SOUZA, L. O. I. & OLDRINI, B. B. 2004. **Chave para identificação das famílias e gêneros das larvas conhecidas de Odonata do Brasil**: comentários e registros bibliográficos (Insecta, Odonata). Publicações avulsas do Museu Nacional, 99: 1–44.
- COURTNEY, G. W., TESKEY, H. J., MERRIT, R. W. & FOOTE, B. A. 1996. Part One Larvae of Aquatic Diptera. In: MERRITT, R. W. & CUMMINS K. W. (Eds.). **An Introduction to the Aquatic Insects of North America**. 3.ed. Kendall: Hunt Publishing.
- DIAZ, R. J. & ROSENBERG, R. 1995. Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. **Oceanography and Marine Biology**, 33: 245–303.
- EZCURRA de DRAGO, I., MARCHESE, M. R. & MONTALTO, L. 2007. Benthic Invertebrates. In: IRIONDO, M. H., PAGGI, J. C. & PARMA, M. J. (Eds.) **The Middle Paraná River**: Limnology of a Subtropical Wetland. Berlin: Springer-Verlag.
- FELD, C. K. & HERING, D. 2007. Community structure or function: effects of environmental stress on benthic macroinvertebrates at different spatial scales. **Freshwater Biology**, 52: 1380–1399, doi:10.1111/j.1365-2427.2007.01749.x
- FULLER, A. & COWELL, B. C. 1985. Seasonal variation in benthic invertebrate recolonization of small-scale disturbances in a subtropical Florida lake. **Hydrobiologia**, 124: 211–221.
- HENRIQUES-OLIVEIRA, A. L., DORVILLÉ, A. L. & NESSIMIAN, J. L. 2003. Distribution of Chironomidae larvae fauna (Insecta: Diptera) on different substrates in a stream at Floresta da Tijuca, RJ, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensis**, 15(2): 69-84.
- HYNES, H. B. 2001. **The Ecology of Running Waters**. Ontario: The blackburn press.

- LAKE, P. S. 1990. Disturbing hard and soft bottom communities: a comparison of marine and freshwater environments. **Australian Journal of Ecology**, Carlton, 15: 477-488.
- LAYZER, J. B., NEHUS, T. J., PENNINGTON, W., GORE, J. A. & NESTLER, J. M. 1989. Seasonal variation in the composition of drift below a peaking hydroelectric project. *Regulated Rivers: Research and Management*, 3: 305-317.
- LOEB, S. L. 1993. An ecological context for biological monitoring. In: **Biological Monitoring of Aquatic Systems**. LOEB, S. L & SPACIE, A. (eds). Boca Raton: Lewis publishers.
- MUNN, M. D. & BRUSVEN, M. A. 1991. Benthic macroinvertebrate communities in non regulated and regulated waters of the Clearwater river, Idaho, U.S.A. *Regulated Rivers. Research & Management*, 6: 1-11.
- NESSIMIAN, J. L. & CARVALHO, A. L. 1998. **Ecologia de Insetos Aquáticos**. Rio de Janeiro: Séries Oecologia Brasiliensis, PPGEUFRJ.
- NILSSON, C. & SVEDMARK, M. 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: Riparian plant communities. **Environmental Management**, 30: 468-480.
- ODUM, E. P. 2012. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan.
- PASSOS, M. I. S., NESSIMIAN, J. L. & FERREIRA JUNIOR, N. 2007. Chaves para identificação dos gêneros de Elmidae (Coleoptera) ocorrentes no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, 51(1): 42-53.
- PÉREZ, G. R. 1988. **Guia para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia**. Bogotá: Fondo Fen Colombia, Conciencias, Universidad de Antioquia.
- PINDER, L. C. V. 1986. Biology of freshwater chironomidae. **Annual Reviews of Entomology**, 31: 1-23.
- REYNOLD, C. S. & ELLIOT, J. A. 2012. Complexity and emergent properties in aquatic ecosystems: predictability of ecosystem responses. **Freshwater Biology**, 57 (1), 74-90.
- ROBSON, B. J. & BARMUTA, L. A. 1998. The effect of two scales of habitat architecture on benthic grazing in a river. **Freshwater Biology**, 39: 207-220.
- ROSEMOND, A. D., PRINGLE, C. M & RAMÍREZ, A. 1998. Macroconsumer effects on insect detritivores and detritus processing in a tropical stream. **Freshwater Biology**, 39: 515-523.
- SALLES, F. F., NASCIMENTO, J. M. C., CRUZ, P. V., BODRINI, R. & BELMONT, E. L. L. 2014. Ordem Ephemeroptera. In: HAMADA, N., NESSIMIAN, J. L. & QUERINO, R. B. **Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus: Editora Inpa.

- SANDIN, L. 2003. Benthic macroinvertebrates in Swedish streams: community structure, taxon richness, and environmental relations. **Ecography**, 26: 269-282.
- SAULINO, H. H. L. & TRIVINHO-STRIXINO, S. 2014. Macroinvertebrados aquáticos associados às raízes de *Eichhornia azuera* (Swartz) Kunth (Pontederiaceae) em uma lagoa marginal no Pantanal, MS. **Biotemas**: 27(3): 65-72.
- SMITH, V. H. 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. **Environmental Science and Pollution Research**, 10: 126–139.
- STOKS, R. & McPEEK, M. A. 2003. Predators and life histories shape *Lestes* damselfly assemblages along a freshwater habitat gradient. **Ecology**, 84: 1576–1587.
- TOWNSEND, C. R., BEGON, M. & HARPER, J. L. 2006. **Fundamentos em ecologia**. Porto Alegre: Artmed.
- VAN DE MEUTTER, F., STOKS, B. & DE MEESTER, L. 2005. The effect of turbidity state and microhabitat on macroinvertebrate assemblages: a pilot study of six shallow lakes. **Hydrobiologia**, 542: 379–390.
- VANNOTE, R. L., MINSHALL, G. W., CUMMINS, K. W. L., SEDELL, J. R. & CUSHING, C. E. 1980. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 37: 130-137.
- VINSON, M. R. & HAWKINS, C. P. 1996. Effects of sampling area and subsampling procedure on comparisons of taxa richness among streams. **Journal North American Benthological Society**, 15(3): 392-399.
- WARD, J. V., TOCKNER, K. & SCHIEMER, F. 1999. Biodiversity of floodplain ecosystems: ecotones and connectivity. Regulated Rivers: **Research and Management**, 15: 125-139.
- WALKER, I. 2009. Omnivory and resource-sharing in nutrient-deficient Rio Negro waters: Stabilization of biodiversity? **Acta Amazonica**, 39: 617-626.
- WALLACE, J. B. & ANDERSON, N. H. 1996. Habitat, Life History, and Behavioral Adaptations of Aquatic Insects. In: MERRITT, R. W. & CUMMINS K. W. (eds). **An introduction to the aquatic insects of North America**. 3 ed. Kendall: Hunt Publishing.
- WEIGEL, B. M., WANG, L., RASMUSSEN, P. W., BUTCHER, J. T., STEWART, P. M. & WILEY, M. J. 2003. Relative influence of variables at multiple spatial scales on stream macroinvertebrates in the Northern Lakes and Forest ecoregion, U.S.A. **Freshwater Biology**, 48: 1440–1461.
- WETZEL, R. G. 1993. **Limnologia**. Lisboa: Fundação Calouste Goulbekian.

4.2 *Helobdella* como indicadora das condições ambientais em um rio Amazônico antes e após o barramento

Resumo

A construção de reservatórios para a hidreletricidade na Amazônia tornou-se uma característica comum e um esforço tem sido feito para olhar para as comunidades aquáticas antes e depois dos represamentos. Dentre as comunidades que se desenvolvem nos reservatórios recém-criados, a comunidade bentônica tem especial relevância como bioindicadora, sendo os hirudíneos (Hirudinea, Annelida) um de seus grupos componentes. Sua diversidade e ecologia não são ainda completamente conhecidas na sub-região Neotropical, como é o caso da região Amazônica. Este trabalho teve por objetivo inventariar as espécies em um trecho do rio Madeira, afluente do rio Amazonas, antes e após a construção da barragem e enchimento do reservatório de Santo Antônio do Madeira e analisar a composição e a distribuição espacial das populações de hirudíneos. Também foram medidas *in situ* as variáveis da água: pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, turbidez e temperatura. Também foi coletado sedimento para a análise da fauna e análise granulométrica. Neste trabalho foram registradas três espécies de *Helobdella* (Hirudinea): *Helobdella adiastrata*, *Helobdella michaelsoni* e uma espécie não identificada *Helobdella* sp. Os resultados mostraram que tanto as variáveis abióticas quanto a composição granulométrica do sedimento influenciaram na distribuição e abundância das assembleias de hirudíneos. A fragmentação do rio Madeira pela construção da barragem afetou as espécies *Helobdella adiastrata* e *Helobdella* sp com o desaparecimento de alguns locais após a construção da barragem e enchimento do reservatório. Apesar de não haver perda de espécies, houve uma redistribuição espacial das espécies no ambiente, indicando sua sensibilidade para as alterações na porção à montante da barragem.

Palavras-chave: Hirudinea; bacia Amazônica; reservatórios, condições ambientais.

4.2.1 Introdução

A construção de barragens e a formação de reservatórios na bacia Amazônica para a hidroeletricidade pode causar diversas alterações na estrutura e no funcionamento dos ecossistemas lóticos, tais como alterações nas características hidrológicas do rio, no clima local, na produtividade, e em consequência na composição e dinâmica das comunidades biológicas (Tundisi, 2007; Richter et al., 2010; Carlisle et al., 2011).

Entre as várias comunidades que ocorrem nos ecossistemas límnicos, os macroinvertebrados bentônicos têm grande relevância, pois possuem estreita relação com o substrato e com fluxo de água (Hynes, 2001), além de outras características que os tornam organismos bioindicadores (Sládeček & Kosěl 1984). Sua composição, distribuição e abundância são influenciadas por características físicas, químicas e morfométricas do habitat (Boltovskoy et al., 1995; Merritt & Cummins, 1996). Por este motivo, a sua estrutura é ajustada pelas variáveis como a morfologia do canal, fluxo de água, carga de detritos, tamanho das partículas orgânicas, produção autotrófica e respostas térmicas (Vannote et al., 1980), as quais são muito alteradas pelo represamento do rio.

Anelídeos e artrópodes são os principais componentes da fauna bentônica (Covich et al., 1999). Os hirudíneos formam um pequeno grupo, monofilético, de anelídeos especializados (Sket & Trontelj, 2008). Possuem importante função ecológica, sendo principalmente predadores de invertebrados aquáticos e ectoparasitas hematófagos (Sket & Trontelj, 2008). Taxonomicamente é um grupo pouco conhecido na região Neotropical (Ringuelet, 1985; Sket & Trontelj, 2008) e são frequentemente encontrados como parte da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em muitos rios tropicais (Hauer & Resh, 1996). Uma pesquisa literária mostrou que até o momento somente três táxons, no nível de espécie, foram registrados para os ecossistemas aquáticos amazônicos: *Unoculubranchiobdella expansa* Peralta et al. 1998, *Haementeria ghilianii* Filippi 1849 e *Cylicobdella joseense* Pinto 1923.

Como os hirudíneos possuem um alto nível de endemismo para a América do Sul (Ringuelet, 1985; Christofersen, 2008), e pouco se sabe sobre os táxons com ocorrência na região Amazônica e principalmente sobre suas características ecológicas, este trabalho teve como objetivos realizar um inventário das espécies de Hirudínea com ocorrência em um trecho do rio Madeira. Visou ainda avaliar as possíveis alterações na composição de espécies deste grupo e na distribuição e abundância das populações antes e após a formação do reservatório, buscando relacioná-las com as possíveis alterações bióticas e abióticas. A

hipótese principal desse trabalho foi de que a fragmentação do rio com a construção de um grande reservatório mudaria a composição de espécies de Hirudinea devido à homogeneização do sedimento e as perdas microhabitat.

4.2.2 Resultados

Após examinar todas as amostras coletadas ao longo dos 5 anos, nos 8 pontos amostrados, somente três espécies de Hirudinea foram registradas, todas integrantes do gênero *Helobdella*: *Helobdella adiaastola* Ringuelet 1972, *Helobdella michaelsoni* Blanchard 1972 e uma espécie não identificada de *Helobdella* (*Helobdella* sp.). Todas foram pela primeira vez registradas para a região Amazônica brasileira.

Os valores da densidade média registrados para as três espécies, considerando tanto o pré e pós-barramento, foram próximos, sendo o maior para a espécie *H. sp.* com 122 ind.m⁻², para *H. michaelsoni* 115 ind.m⁻² e para *H. adiaastola* 107 ind.m⁻². Os maiores valores de densidade média, das três espécies, foram registrados para os pontos amostrais localizadas nos tributários (Figura 17).

Em relação à frequência de ocorrência (%) das espécies, ao analisarmos o sistema como um todo, ou seja, considerando todos os pontos de amostragem tanto do rio Madeira quanto dos tributários, observou-se que a espécie *H. sp.* foi a mais frequente na fase de pré-barramento ocorrendo em 62,5% dos pontos, enquanto que *H. adiaastola* ocorreu em somente 25% dos pontos. Contrariamente, após a barragem *H. sp.* foi registrada em somente 25% dos pontos amostrados e *H. adiaastola* em 62,5% pontos (Tabela 5).

Se analisado separadamente a distribuição dessas espécies no rio Madeira dos tributários, os resultados mostraram diferenças na frequência de ocorrência em relação aos dois sistemas. Enquanto que no rio Madeira durante a fase de pré-barramento a espécie com maior frequência foi *H. michaelsoni* (50%), sendo registrada somente nos pontos J1 e J2 e a espécie *H. adiaastola* (0%) não foi registra nestes pontos, enquanto que nos tributários a espécie mais frequente foi *H. sp.* sendo registrada em todos os pontos (100%). Já na fase pós-barramento, no rio Madeira, além de *H. michaelsoni* com os mesmos 50%, a espécie *H. adiaastola* também ocorreu em 50% dos pontos amostrados, porém *H. michaelsoni* ocorreu nos pontos localizados a jusante da barragem (J1 e J2) e *H. adiaastola* nos pontos localizados a montante da barragem (M1 e M2). Nos tributários nota-se que a frequência de *H. sp.*

diminuiu, passando a ocorrer em 50% dos pontos e a frequência de *H. adiastrala* e *H. michaelsoni* ocorreu em 75% dos pontos para ambas as espécies (Tabela 5).

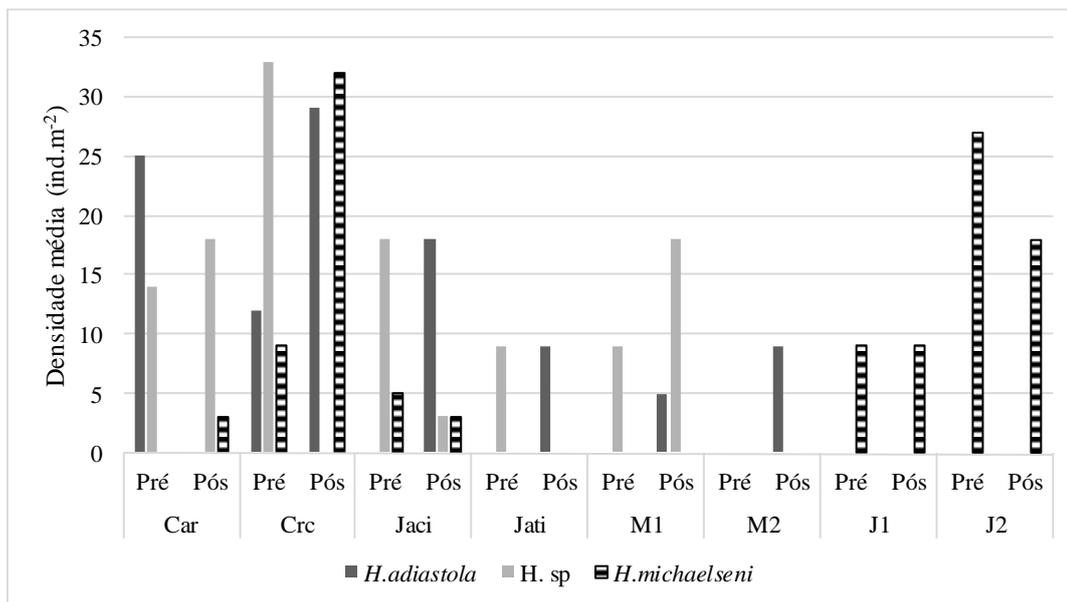


Figura 17 - Valores de densidade média (ind.m⁻²) das espécies de Hirudinea registradas na comunidade de macroinvertebrados do rio Madeira e tributários amostrados nas fases de pré e pós-barramento da UHE de Santo Antônio do Madeira, RO, Brasil. Pontos amostrados: M1 e M 2 = Montante; J1 e J2 = Jusante; Car = Caripuna; Jaci = Jaci-Paraná; Crc = Caracol e Jati = Jatuarana.

Tabela 5 – Frequência de ocorrência (%) dos táxons registrados no rio Madeira e tributários amostrados nas fases de pré e pós-barramento da UHE de Santo Antônio do Madeira, RO, Brasil.

Local	Fases	<i>H. adiastrala</i>	<i>H. sp</i>	<i>H. michaelsoni</i>
Rio Madeira e tributários	Pré	25	62.5	50
	Pós	62.5	25	62.5
Rio Madeira	Pré	0	25	50
	Pós	50	25	50
Tributários	Pré	50	100	50
	Pós	75	50	75

Os resultados relativos às características físicas e químicas das águas do rio Madeira e dos tributários amostrados, juntamente com a composição granulometria dos sedimentos estão apresentados nas figuras 18 e 19.

Quanto aos sedimentos dos tributários, estes foram bastante heterogêneos durante o período de pré-barramento, em alguns pontos o sedimento foi predominantemente fino e em

outros com quantidades similares da fração grossa e fina. No entanto, após o barramento houve aumento das frações silte e argila. Uma exceção foi o tributário Caripuna (Car), os resultados indicam que não houve diminuição das partículas maiores como observado nos demais pontos. Contudo, este foi o único ponto em que ocorreram maiores diferenças nas concentrações de oxigênio dissolvido (OD) entre o período de pré-barramento ($6,40 \pm 0,68$ mg.L⁻¹) e pós-barramento ($3,49 \pm 1,58$ mg.L⁻¹). Também foi possível observar uma ampla variação nos valores da turbidez nos pontos Caracol (Crc) e Jatuarana (Jati) nos tributários e nos pontos do rio Madeira, localizados a montante: M1 e M2. Apesar da ampla variação da turbidez na porção à montante da barragem não houve diferenças estatisticamente significativa para esta variável entre a fase de pré e pós-barramento, a diferença foi estatisticamente significativa ($p= 0,003$) apenas para o ponto Crc (Tabela 6).

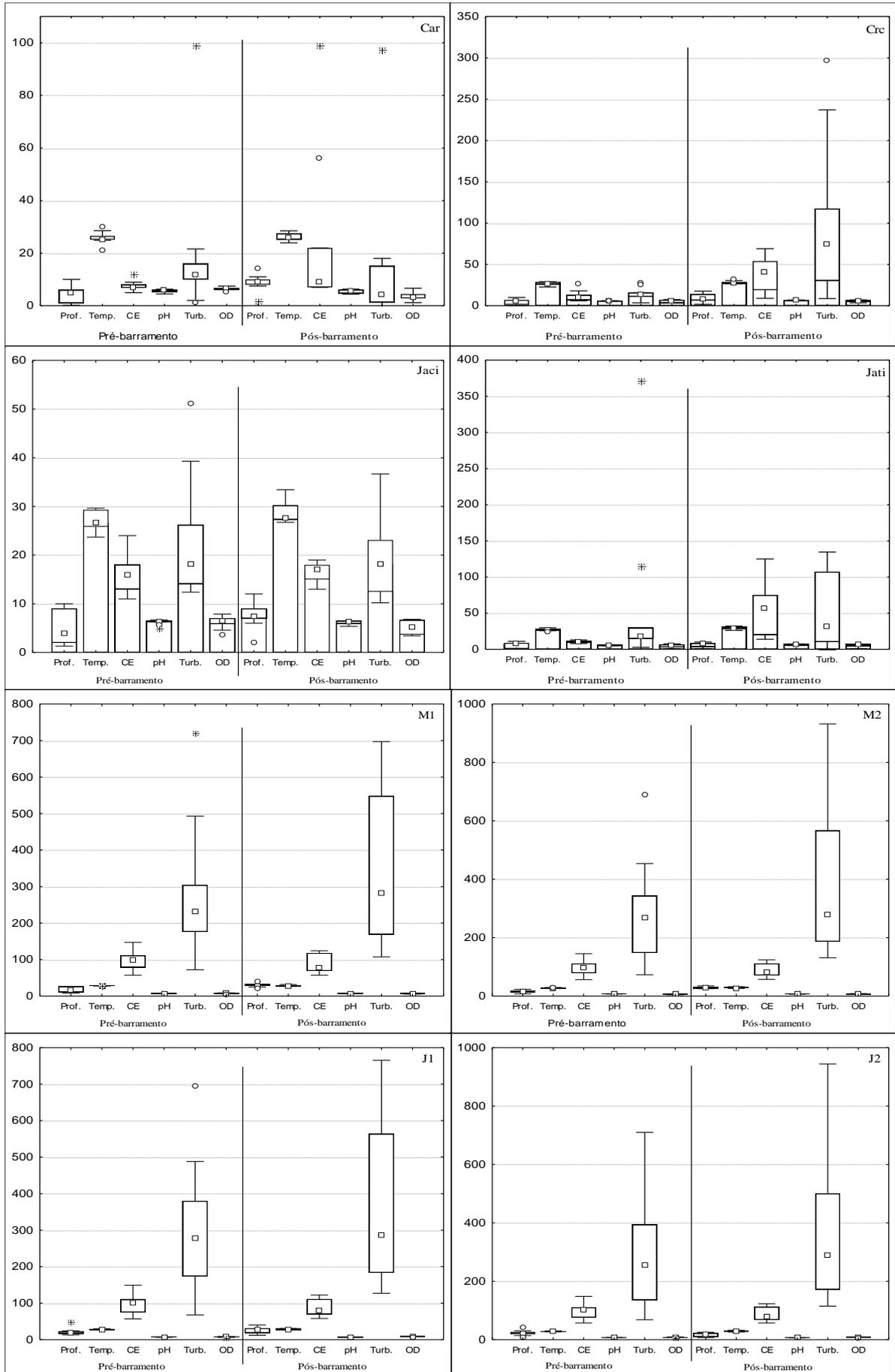


Figura 18 - Valores médios e desvios-padrão das variáveis abióticas: pH, condutividade elétrica (CE, $\mu\text{S cm}^{-1}$), turbidez (Turb., NTU), concentração de oxigênio dissolvido (OD, mg L^{-1}) e temperatura da água (Temp., $^{\circ}\text{C}$).

Tabela 6 - Resultados de *p*-valores do teste de Mann-Whitney realizados entre os valores registrados nas fases pré e pós-barramento das variáveis abióticas: pH, condutividade elétrica (CE, $\mu\text{S cm}^{-1}$), turbidez (Turb., NTU), concentração de oxigênio dissolvido (OD, mg L^{-1}) e temperatura da água (Temp., $^{\circ}\text{C}$).

	Car		Crc		Jaci		Jati		M1		M2		J1		J2	
	Pós	<i>p</i>	Pós	<i>p</i>	Pós	<i>p</i>	Pós	<i>p</i>	Pós	<i>p</i>	Pós	<i>p</i>	Pós	<i>p</i>	Pós	<i>p</i>
Prof.	+	0,019	+	0,236	+	0,075	+	0,566	+	0,003	+	0,0001	+	0,160	-	0,364
Temp.	+	0,823	+	0,282	+	0,094	+	0,019	+	0,952	+	0,855	+	0,933	+	0,933
CE	+	0,426	+	0,014	+	0,566	+	0,0001	-	0,679	-	0,426	-	0,823	-	0,426
pH	-	0,754	+	0,036	-	0,641	+	0,011	-	0,910	-	0,823	-	0,308	-	0,530
Turb.	-	0,160	+	0,003	+	0,967	-	0,364	+	0,952	+	0,952	+	0,967	+	0,967
OD	-	0,003	0	0,566	-	0,282	+	0,884	-	0,160	+	0,884	+	0,019	+	0,075

Legenda: + (o valor médio da variável aumentou após o barramento), - (o valor médio da variável diminuiu após o barramento), *p* (*p*-valor) e valores destacados (diferença estatisticamente significativa)

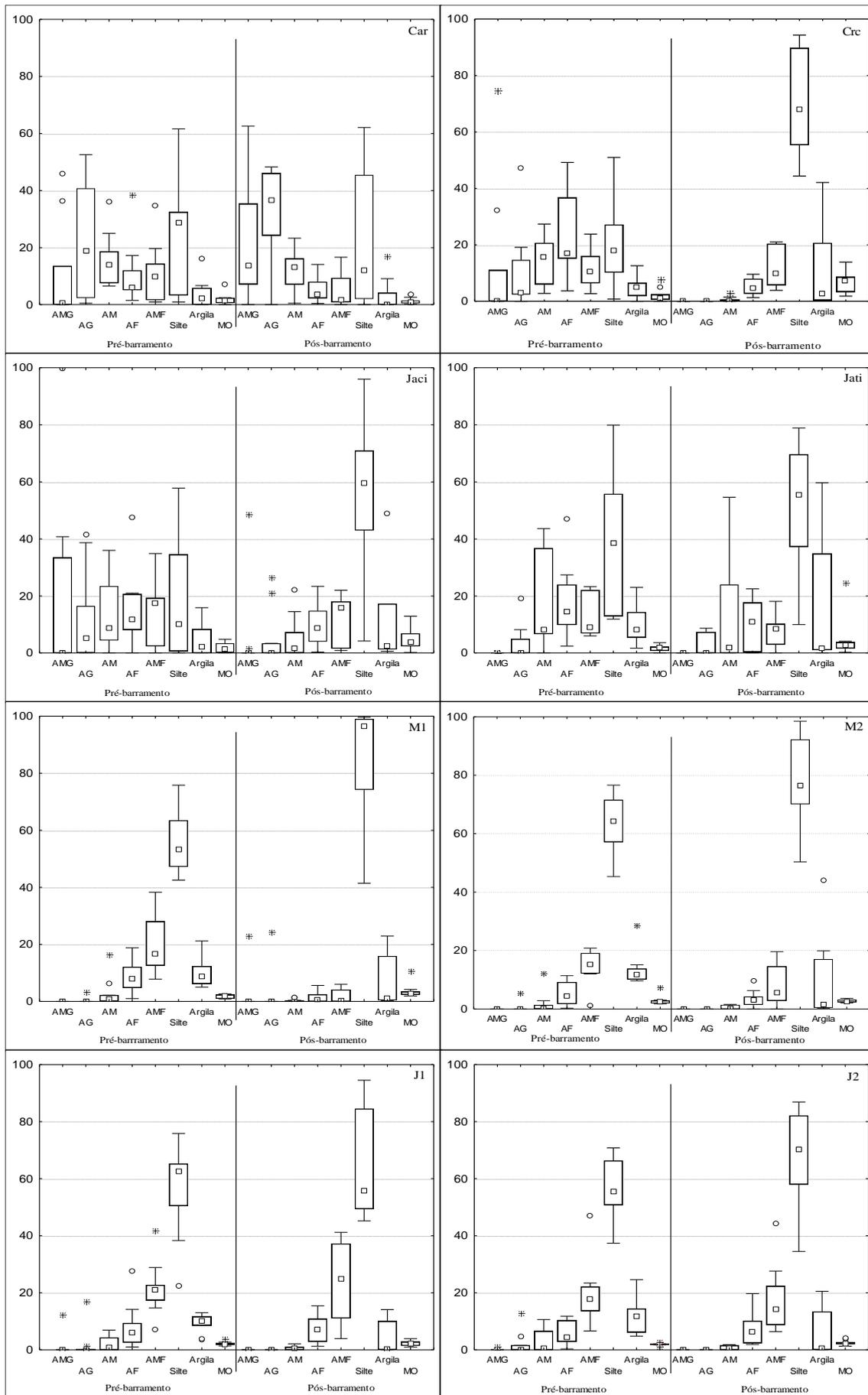


Figura 19 - Valores médios e desvios-padrão da composição granulométrica do sedimento: areia muito grossa (AMG), areia grossa (AG), areia média (AM), areia fina (AF), areia muito fina (AMF), silte, argila e matéria orgânica (MO).

Os resultados da análise de correspondência canônica (CCA) para os dados das variáveis ambientais no pré-barramento, indicam que os fatores abióticos que mais influenciaram a distribuição das espécies foram pH ($p=0,003$) e oxigênio dissolvido ($p=0,02$). Da mesma forma, é possível notar que as três espécies relacionaram-se de forma distinta com as variáveis ambientais. A espécie *H. adiastrala* correlacionou positivamente com sedimentos com maiores porcentagens de partículas maiores (areia muito grossa e areia grossa) e com as maiores concentrações de oxigênio dissolvido. A espécie *H. michaelsoni* correlacionou-se positivamente com sedimentos compostos por partículas menores (argila e silte) e com turbidez e condutividade elétrica, enquanto que a espécie *H. sp.* teve correlação com sedimentos mais heterogêneos (Figura 20).

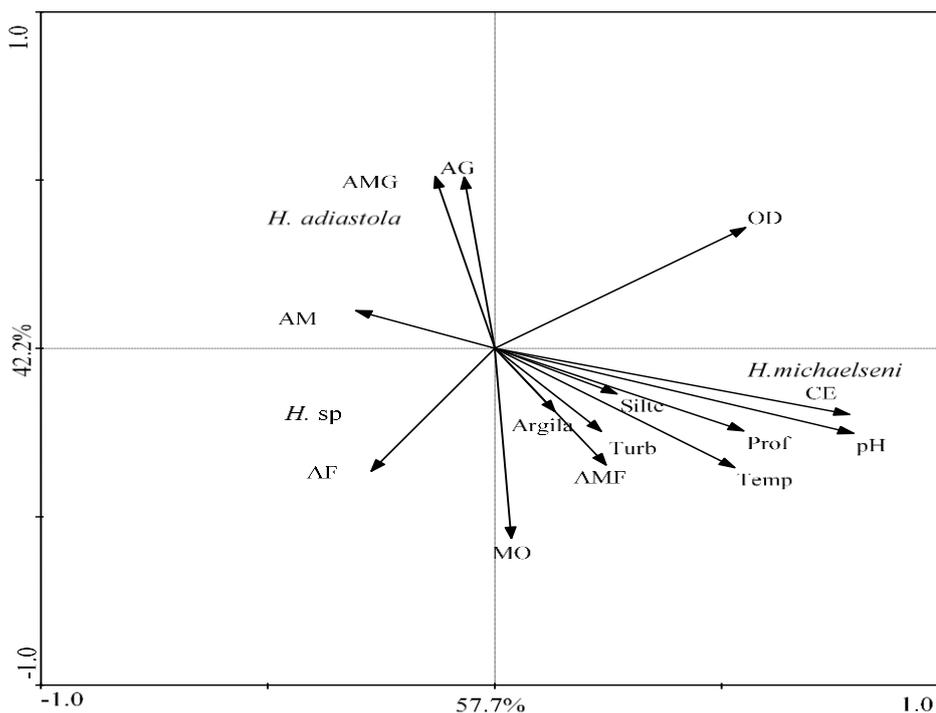


Figura 20 - Análise de correspondência canônica entre as variáveis abióticas: pH, condutividade elétrica (CE, $\mu\text{S cm}^{-1}$), turbidez (Turb., NTU), profundidade (Prof, m.), concentração de oxigênio dissolvido (OD, mg L^{-1}) e temperatura da água (Temp., $^{\circ}\text{C}$), os tipos de sedimento: areia muito grossa (AMG), areia grossa (AG), areia média (AM), areia fina (AF), areia muito fina (AMF), silte, argila e matéria orgânica (MO) e as espécies *H. adiastrala*, *H. michaelsoni* e *H. sp.* durante a fase de pré-barramento (julho de 2009 a julho de 2011).

De acordo com os resultados da análise de correspondência canônica realizada com os dados da fase do pós-barramento, as variáveis (profundidade ($p=0,04$) e oxigênio dissolvido ($p=0,002$)) e o tamanho das partículas do sedimento (areia grossa ($p=0,006$)) influenciaram as abundâncias das populações de *Helobdella*. A espécie *H. adiaastola* correlacionou-se com as frações de argila e matéria orgânica. Já a espécie *H. michaelsoni*, com observado na fase de pré-barramento, correlacionou-se novamente com as frações de silte e turbidez. Diferentemente, a espécie *H. sp.* teve correlação com sedimentos contendo partículas maiores, como a areia muito grossa e a areia grossa (Figura 21).

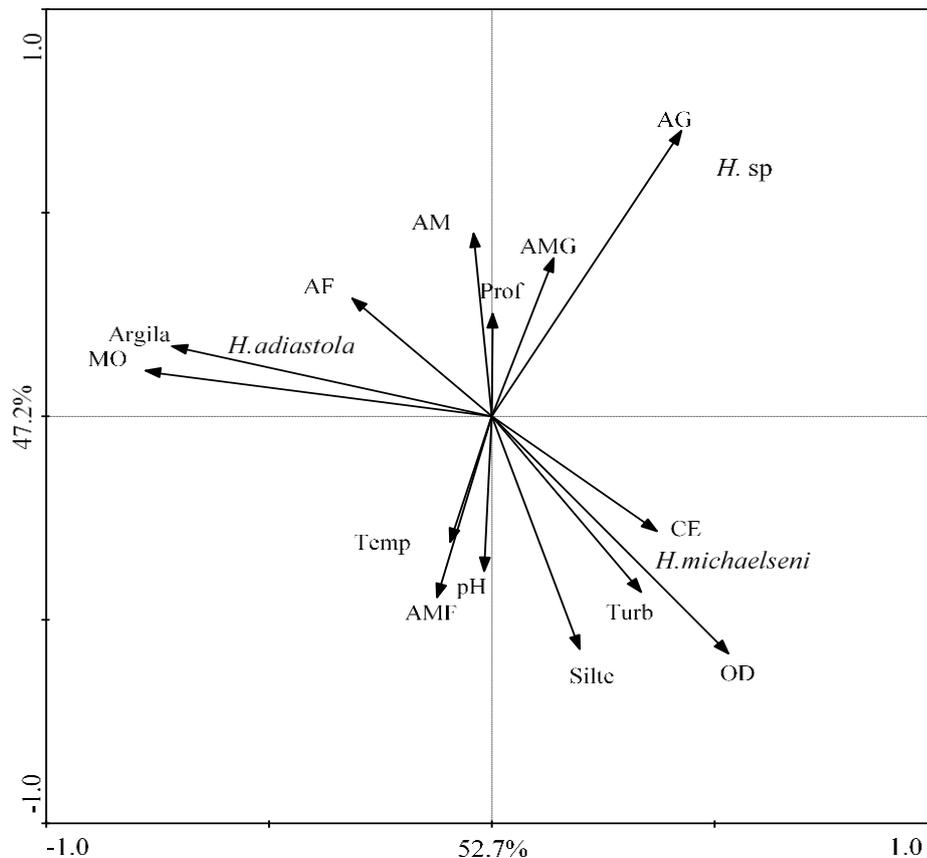


Figura 21 - Análise de correspondência canônica entre as variáveis abióticas: pH, condutividade elétrica (CE, $\mu\text{S cm}^{-1}$), turbidez (Turb., NTU), profundidade (Prof, m.), concentração de oxigênio dissolvido (OD, mg L^{-1}) e temperatura da água (Temp., $^{\circ}\text{C}$), os tipos de sedimento: areia muito grossa (AMG), areia grossa (AG), areia média (AM), areia fina (AF), areia muito fina (AMF), silte, argila e matéria orgânica (MO) e as espécies *H. adiaastola*, *H. michaelsoni* e *H. sp.* na fase de pós-barramento (Outubro de 2011 a abril de 2014).

4.2.3 Discussão

A baixa riqueza de espécie de hirudíneos pode ser justificada pelo fato das amostragens terem sido realizadas na região limnética, com menor heterogeneidade ambiental e, portanto, menor diferenciação de habitats. De acordo com Jowett e Richardson (1990) e Weatherhead e James (2001), as regiões mais profundas costumam abrigar fauna pouco diversificada e com elevada abundância de poucos grupos.

Ao considerar todas as espécies encontradas e as regiões amostradas não houve perda de espécies, contudo ocorreram alterações na densidade das populações, principalmente nas estações localizadas nos tributários, entre as fases pré e pós-barramento. Porém, com o represamento de rios é esperado que ocorram mudanças na composição e densidade das comunidades bióticas, visto que o represamento causa alterações nas características físicas e químicas da água e dos sedimentos, no fluxo entre os sistemas terrestres e aquáticos e na funcionalidade biológica (Tundisi et al., 2008).

Os organismos de hábito bentônico, como é o caso dos hirudíneos, possuem grande afinidade com o sedimento e é esperado que mudanças nas características no sedimento causem alterações na composição de suas assembleias. No presente estudo, estas alterações foram observadas principalmente nos tributários, como no rio Caripuna (Car), que antes do barramento apresentava somente a espécie *H. adiaastola* e que após o barramento esta espécie não mais ocorreu, tendo sido registrada uma outra espécie do mesmo gênero, a espécie *H. sp.*. Esta espécie também apareceu em outros tributários como os rios Caracol (Crc), Jaci-Paraná (Jaci) e Jatuarana (Jati).

O fato de que nos tributários não houve associação congênica antes e após a barragem pode ser um indicativo de forte sobreposição de nicho alimentar entre as espécies *Helobdella*. Young e Spelling (1989) observaram forte sobreposição de nicho alimentar de três espécies de hirudíneos coexistindo no lago Crose Mere, na Inglaterra com efeitos sobre a abundância das espécies. Dentre estes, a espécie *Helobdella stagnalis* era o predador mais generalista, alimentando-se de oligoquetos, larvas de quironomídeos, moluscos, isópodos e anfípodos.

A análise CCA evidenciou que as espécies *H. adiaastola* e *H. sp.* apresentaram afinidades distintas em relação às variáveis abióticas, enquanto a espécie *H. sp.*, tanto no pré-barramento quanto no pós-barramento, esteve correlacionada com os valores mais elevados de turbidez, condutividade elétrica e profundidade, a espécie *H. adiaastola* esteve negativamente correlacionada com estas variáveis. Por outro lado, a composição granulométrica do

sedimento parece não ter influenciado na distribuição destas duas espécies, visto que as duas ocorreram em ambientes com variados tipos de substrato, desde partículas grandes a pequenas.

A presença das espécies *H. adiastrala* e *H. sp.* não influenciou a ocorrência da espécie *H. michaelsoni*, pois sua ocorrência foi registrada em ambientes nos quais essas espécies ocorreram. O que mostrou ter influenciado a ocorrência de *H. michaelsoni* foi a composição granulométrica do sedimento. Uma vez que esta espécie foi registrada em ambientes com predominância de partículas finas principalmente silte e argila. Esta preferência por sedimentos finos já havia sido relatada por Ringuelet (1985).

H. michaelsoni também teve correlação positiva com temperaturas mais elevadas. A criação de reservatórios acarreta o surgimento de um corpo de água lacustre com maior capacidade de retenção de calor (Guanfu & Jianping, 2006). Maiores temperaturas no reservatório podem ter favorecido o surgimento desta espécie no reservatório Santo Antônio do Madeira após o barramento, além de outros fatores atuando simultaneamente, como por exemplo, uma maior disponibilidade de alimento.

Esse estudo mostrou que tanto as variáveis abióticas quanto a composição granulométrica do sedimento podem influenciar na distribuição e abundância das assembleias de *Helobdella*. Como a distribuição dos hirudíneos está relacionada com as características físicas e químicas da água (Kazanci et al., 2015), profundidade, substrato e disponibilidade de alimento (Sawyer, 1974), o barramento de um rio pode influenciar na distribuição destes organismos. Embora algumas espécies deixaram de ocorrer em algumas estações de amostragem após o barramento, não houve perda de espécie no sistema como um todo, mas uma redistribuição, como uma consequência das mudanças. Porém não é possível extrapolar os efeitos dos reservatórios sobre a distribuição de outros grupos de hirudíneos como hematófagos, pois eles são menos comuns e de difícil captura, principalmente com os métodos utilizados no presente estudo.

Referências bibliográficas

- BOLTOVSKOY, D., TELL, G. & DADON, R. 1995. Afinidad entre comunidades bentónicas de un ambiente lótico. In: LOPRETTO, E. C. & TELL, G. (Eds). **Ecosistemas de aguas continentales: metodologías para su estudio**. Argentina: Ediciones Sur.
- CARLISLE, D. M., WOLOCK, D. M. & MEADOR, M. R. 2011. Alteration of stream flow magnitudes and potential ecological consequences: a multiregional assessment. **Frontiers in Ecology and Environment**, 9:264–70.
- CHRISTOFFERSEN, M. L. 2008. A Catalogue of the Piscicolidae, Ozobranchidae, and Arhynchobdellida (Annelida, Clitellata, Hirudinea) from South America. **Neotropical Biology and Conservation**, 3(1):39-48.
- COVICH, A. P., PALMER, M. A. & CROWL, T. A. 1999. The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems: Zoobenthic species influence energy flows and nutrient cycling. **BioScience**, 49 (2): 119-127
- GUANFU, C. & JIANPING, Z. 2006. Discuss about the need of adopting temperature control device for reservoir to protect the downstream fish growth environment. In: BERGA, L. BUIL, J. M. BOFILL, E. DE CEA, J. C. PEREZ, J. G. MAÑUECO, G. POLIMON, J. SORIANO, A. & YAGÜE, J. (Eds.), **Dams and Reservoirs, Societies and Environment in the 21st Century**. London: Taylor & Francis.
- HAUER, F. R. & RESH, V. H. 1996. Benthic macroinvertebrates. In: HAUER, F. R. & LAMBERTI, G. A. (Eds). **Stream ecology**. San Diego: Academic Press.
- HYNES, H. B. 2001. **The Ecology of Running Waters**. Ontario: The Blackburn press.
- JOWETT, I. G. & RICHARDSON, J. 1990. Microhabitat preferences of benthic invertebrates in a New Zealand river and the development of in-stream flow-habitat models for *Deleatidium* spp. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, 24, 19-30.
- KAZANCI, N., EKINGEN, P., DÜGEL, M. & TÜRKMEN, G. 2015. Hirudinea (Annelida) species and their ecological preferences in some running waters and lakes. **International Journal of Environment Science and Technology**, 12:1087–1096.
- MERRIT, R. & CUMMINS, K. 1996. **An introduction to the aquatic insects of North America** (3^a ed). Kendall: Hunt Publishing.
- PERALTA, S. L., MATOS, A. R. & SERRA-FREIRE, E. M. N. 1998. *Unoculubranchiobdella expansa* gen.nov., sp.n. (Hirudinea: Ozobranchidae) parasito de *Podocnemis expansa* (Chelonia: Pelomedusidae). **Entomologia y Vectores**, 5, 161-177.
- PINTO, C. 1923. Ensaio monographico dos hirudíneos. **Revista do Museu Paulista**, 13, 853-1118.

- RICHTER, B. D., POSTEL, S., REVENGA, C., SCUDDER, T., LEHNER, B., CHURCHILL, A. & CHOW, M. 2010. Lost indevelopment's shadow: the down stream human consequences of dams. **Water Alternatives**, 3:14–42.
- RINGUELET, R. A. 1985. Fauna de agua dulce de la República de Argentina, **Hirudinea**. Buenos Aires: Fundación para la educación, la ciencia y la cultura.
- SAWYER, R. T. 1974. Leeches (Annelida: Hirudinea). In: HART, C. W. & FULLER, S. L. H. (Eds.). **Pollution ecology of freshwater invertebrates**. New York: Academic Press.
- SKET, B. & TRONTELJ, P. 2008. Global diversity of leeches (Hirudinea) in freshwater. **Hydrobiologia**, 595,129–137.
- SLÁDEČEK, V. & KOŠEL, V. 1984. Indicator value of freshwater leeches (Hirudinea) with a key to determination of European Species. **Acta hydrochimica et hydrobiologica**, 12:451–461
- TER BRAAK, C. J. F. & ŠMILAUER, P. 1986. CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows User's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5).
- TUNDISI, J. G. 2007. Exploração do potencial hidrelétrico da Amazônia. **Estudos Avançados**, 21, 109-117.
- TUNDISI, J. G., MATSUMURA-TUNDISI, T. & ABE, D. S. 2008. The ecological dynamics of Barra Bonita (Tietê River, SP, Brazil) reservoir: implications for its biodiversity. **Brazilian Journal of Biology**, 68, 1079-1098.
- VANNOTE, R. L., MINSHALL, G. W., CUMMINS, K. W. L., SEDELL, J. R. & CUSHING, C. E. 1980. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 37, 130-137.
- WEATHERHEAD, M. A. & JAMES, M. R. 2001. Distribution of macroinvertebrates in relation to physical and biological variables in the littoral zone of nine New Zealand lakes. **Hydrobiologia**, 462, 115–129.
- YOUNG, J. O. & SPELLING, S. M. 1989. Food utilization and niche overlap in three species of lake-dwelling leeches (Hirudinea). **Journal of Zoology London**, 219, 231-243.

4.3 Padrões de distribuição das assembleias de Oligochaeta antes e após o barramento de um grande rio amazônico

Resumo

Como a distribuição e abundância das espécies são em grande parte determinadas pelos limites de fatores abióticos e biológicos dos ambientes, características como a qualidade do local e a disponibilidade de recursos influenciam na forma com que as espécies se distribuem. Da mesma maneira, alterações no ambiente proporcionam um rearranjo nesta estrutura. Por isso este trabalho teve por objetivo verificar se as assembleias de espécies de Oligochaeta do rio Madeira são semelhantes às registradas em outros grandes rios sul-americanos e se a construção de uma hidrelétrica altera o padrão de associação e distribuição das espécies. Para isto foram coletadas amostras do sedimento para a análise da composição da fauna e para a determinação da composição granulométrica do sedimento, bem como para as porcentagens de matéria orgânica e as concentrações de alguns nutrientes (Carbono orgânico total, nitrogênio, fosforo, manganês, ferro e alumínio). Ao longo de um estudo de cinco anos, com amostragens trimestrais foram registrados 32 táxons, sendo que alguns destes apresentaram padrão de associação semelhante ao registrado em outros rios sul-americanos. Contudo, também houve uma redução nos valores de riqueza taxonômica e diversidade após o barramento, principalmente nos pontos localizados nos tributários. Os resultados mostraram que as assembleias de Oligochaeta possuem um padrão característico de associação entre as espécies, devido às suas preferências por um determinado tipo de sedimento, e que este padrão não tende a desaparecer após o barramento de um rio, caso as características do sedimento sejam mantidas.

Palavras-chave: Rios sul-americanos, associações, lótico, lântico, reservatório

4.3.1 Introdução

A distribuição e abundância das espécies são determinadas pelos limites abióticos e biológicos dos ambientes, os quais variam no tempo e no espaço e também por sua adaptação ao habitat (Cain et al., 2011). Sendo assim, diferenças na qualidade do local, como a maior disponibilidade de recursos, contribuem para uma distribuição agregada de indivíduos, ao contrário de ambientes com recursos uniformemente distribuídos (Cain et al., 2011). Por isso, quanto mais complexo é o meio, mais diversificadas são as biocenoses (Dajoz, 1983). Da mesma forma, quando ocorrem alterações no ambiente, há um rearranjo na distribuição das espécies (Dajoz, 1983).

Geralmente as populações de espécies bentônicas apresentam uma distribuição heterogênea e em manchas, devido à complexidade do substrato e de suas peculiaridades quanto à alimentação, crescimento e reprodução (Wetzel, 2001). A distribuição e a composição das populações que compõem a comunidade bentônica são influenciadas pelas características morfométricas e físico-químicas do habitat, como: tipo de ambiente (lótico ou lêntico), tipo de substrato, temperatura, disponibilidade de alimento, velocidade da correnteza, estado trófico do ambiente, e também por características ecológicas e biológicas como: competição, hábito, nicho trófico, entre outras interações bióticas (Resh & Rosenberg, 1984; Merritt & Cummins, 1996; Hynes, 2001).

Da mesma forma, as populações de Oligochaeta são influenciadas pelo tipo de substrato, pela disponibilidade e qualidade dos recursos alimentares e pelo grau de trofia do ambiente (Moore, 1979; Wetzel, 2001). Por isso, os oligoquetos apresentam amplas variações nos seus padrões de distribuição em ecossistemas aquáticos (Probst, 1988), algumas espécies preferem ambientes oligotróficos, enquanto outras ocupam diferentes tipos de ambientes, desde ambientes prístinos a ambientes altamente poluídos (Wetzel, 2001).

A partir da premissa de que cada espécie de Oligochaeta costuma apresentar preferência por um determinado tipo de habitat resultando em determinado padrão de distribuição, os quais pouco diferem entre rios e lagos de uma mesma região (Wetzel, 2001; Ezcurra de Drago et al., 2007) e tendo como hipótese que os grandes rios sul-americanos apresentam padrão de associação de oligoquetos comum entre eles e que o barramento de um rio altera o padrão de associação das espécies, este estudo teve como objetivo verificar se as associações entre as espécies de Oligochaeta do rio Madeira, possuem o mesmo padrão de

associações registrado para grandes rios sul-americanos e se a construção de uma hidrelétrica causa alguma alteração no padrão de associação e distribuição das espécies.

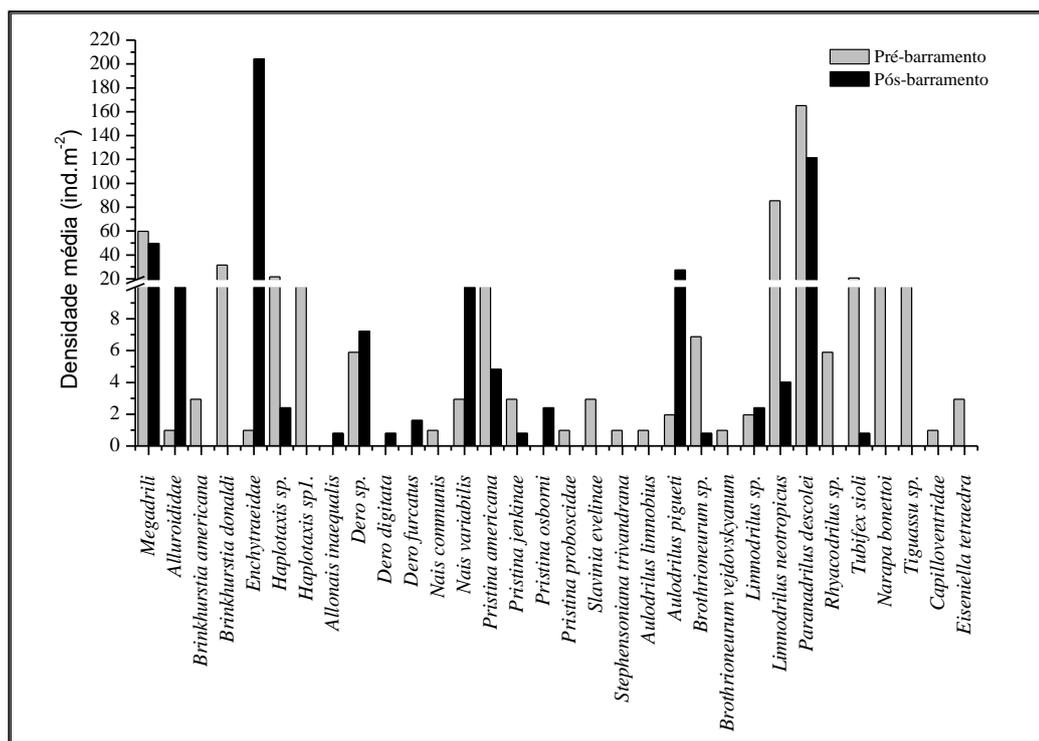
4.3.2 Resultados

Dos 32 táxons registrados ao longo dos cinco anos de coleta, 28 táxons foram registrados na fase pré-barramento e 18 táxons na fase pós-barramento, indicando a redução na riqueza de oligoquetos após o fechamento da barragem. A redução foi mais acentuada nos pontos localizados nos tributários, como no rio Caripuna (Car), onde na fase de pré-barramento foram registrados 12 táxons e na fase pós-barramento 6 táxons. No rio Caracol (Crc), a riqueza também foi alterada de 14 para 8 táxons e no rio Jaci-Paraná (Jaci) de 11 para 5 táxons. De forma oposta, em outros pontos houve aumento da riqueza: no rio Jatuarana (Jati) e Montante 1 (M1) ocorreu um aumento na riqueza de espécies, no ponto Jati passou de 0 para 2 táxons e no ponto M1 de 4 para 8 táxons (Tabela 7). Também foram observadas alterações na densidade média das populações que no ponto Car na fase pré-barramento era registrada uma densidade média de 30 ind.m⁻² e após o barramento a densidade média aumentou para 301 ind.m⁻². Este aumento da densidade média foi ocasionado principalmente pelo aumento da população da família Enchytraeidae (Figura 22).

Tabela 7 - Composição taxonômica e densidade média (ind.m⁻²) para os Oligochaeta registrados no rio Madeira e tributários, antes e após a construção da barragem da UHE de Santo Antônio do Madeira, Porto Velho-RO, Brasil. M1 e M 2 = Montante; J1 e J2 = Jusante; Car = Caripuna; Jaci = Jaci-Paraná; Crc = Caracol e Jati = Jatuarana.

Táxons	Car		Crc		Jaci		Jati		M1		M2		J1		J2	
	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós
Megadrili	11	44	6	1	14	1			3	2	8	2	5			14
Alluroididae		9												3	1	1
<i>Brinkhurstia americana</i>	1		2													
<i>Brinkhurstia donaldi</i>	1		4		1						1					25
Enchytraeidae	1	203					1									
<i>Haplotaxis</i> sp.			5		16				1	1	2					
<i>Haplotaxis</i> spl.			1		17											
<i>Allonais inaequalis</i>									1							
<i>Dero</i> sp.			2		2	2			4		2					2
<i>Dero digitata</i>					1											
<i>Dero furcatus</i>					1				1							

<i>Nais communis</i>			1													
<i>Nais variabilis</i>	3	9		3			2									
<i>Pristina americana</i>	4		9		1	3			1	4	1					
<i>Pristina jenkiniae</i>	2			1	1											
<i>Pristina osborni</i>				1			1									1
<i>Pristina proboscidae</i>	1															
<i>Slavinia evelinae</i>	2		1													
<i>Stephensoniana trivandran</i>	1															
<i>Aulodrilus limnobius</i>			1													
<i>Aulodrilus pigueti</i>	1	27	1	1												
<i>Brothrioneurum</i> sp.			6	1	1											
<i>Brothrioneurum vejdvoskyanum</i>			1													
<i>Limnodrilus</i> sp.									2		1				2	
<i>Limnodrilus neotropicus</i>	2							2		11	2			71	2	
<i>Paranadrilus descolei</i>		9						5	42	127	51	10	1	24	19	
<i>Rhyacodrilus</i> sp.					6											
<i>Tubifex sioli</i>						1				21						
<i>Narapa bonettoi</i>					14											
<i>Tiguassu</i> sp.					16			1								
Capilloventridae			1													
<i>Eiseniella tetraedra</i>										2		1				
Densidade	30	301	41	10	89	8	0	3	11	54	175	61	16	4	139	23
Riqueza	12	6	14	8	11	5	0	2	4	8	8	7	3	2	7	5



Legenda: A linha branca mostra a quebra de escala.

Figura 22 - Densidade média (ind.m⁻²) dos táxons registrados nos pontos de amostragem do rio Madeira e tributários, antes e após a construção da barragem da UHE de Santo Antônio do Madeira, Porto Velho, RO, Brasil.

Entre os táxons registrados, os representantes dos Megadrili foram os mais frequentes (87,50%), durante a fase pré-barramento, tendo sido registrados em sete dos oito pontos amostrados, enquanto que após o barramento os mais frequentes foram os Megadrili e a espécie *Paranadrilus descolei* (62,50%), os quais foram registrados em cinco dos oito pontos analisados (Tabela 8).

Como observado anteriormente, entre uma fase e outra da construção da hidroelétrica ocorreu uma diminuição da riqueza taxonômica. Entre os táxons que foram registrados somente na fase de pré-barramento estão: *Brinkhurstia americana*, *Brinkhurstia donaldi*, *Haplotaxis sp1.*, *Nais communis*, *Pristina proboscidae*, *Slavinia evelinae*, *Stephensoniana trivandranana*, *Aulodrilus limnobiis*, *Rhyacodrilus sp.*, *Narapa bonettoi*, *Tiguassu sp.*, *Capilloventridae* e *Eiseniella tetraedra*. Após o barramento somente dois novos táxons foram registrados: *Allonais inaequalis* e *Pristina osborni*. Embora *Dero digitata* e *Dero furcatus* também tenham sido registrados somente na fase de pós-barramento, não se pode ter certeza de sua ausência na fase anterior, visto que no pré-barramento foram registrados apenas fragmentos de *Dero sp.*, fato que impossibilitou a identificação em nível de espécie. O mesmo aconteceu com *Brothrioneurum vejdoskyanum*, que foi registrado apenas no pré-barramento,

mas que após o barramento foram encontrados apenas indivíduos imaturos, os quais foram registrados apenas em nível de gênero como *Brothrioneurum* sp.

Tabela 8 - Frequência de ocorrência (%) dos táxons registrados nos pontos de amostragem do rio Madeira e tributários, antes e após a construção da barragem da UHE de Santo Antônio do Madeira, Porto Velho-RO, Brasil.

Táxons	Pré	Pós
Megadrili	87.5	62.5
Alluroididae	12.5	37.5
<i>Brinkhurstia americana</i>	25	
<i>Brinkhurstia donaldi</i>	62.5	
Enchytraeidae	12.5	25
<i>Haplotaxis</i> sp.	37.5	25
<i>Haplotaxis</i> sp1.	25	
<i>Allonais inaequalis</i>		12.5
<i>Dero</i> sp.	37.5	37.5
<i>Dero digitata</i>		12.5
<i>Dero furcatus</i>		25
<i>Nais communis</i>	12.5	
<i>Nais variabilis</i>	12.5	37.5
<i>Pristina americana</i>	50	37.5
<i>Pristina jenkinae</i>	25	12.5
<i>Pristina osborni</i>		37.5
<i>Pristina proboscidae</i>	12.5	
<i>Slavinia evelinae</i>	25	
<i>Stephensoniana trivandrana</i>	12.5	
<i>Aulodrilus limnobius</i>	12.5	
<i>Aulodrilus pigueti</i>	25	25
<i>Brothrioneurum</i> sp.	25	12.5
<i>Brothrioneurum vejdvoskyanum</i>	12.5	
<i>Limnodrilus</i> sp.	12.5	25
<i>Limnodrilus neotropicus</i>	50	25
<i>Paranadrilus descolei</i>	50	62.5
<i>Rhyacodrilus</i> sp.	12.5	
<i>Tubifex sioli</i>	12.5	12.5
<i>Narapa bonettoi</i>	12.5	
<i>Tiguassu</i> sp.	25	
Capilloventridae	12.5	
<i>Eiseniella tetraedra</i>	25	

Da análise do índice de similaridade de Sorensen obteve o dendrograma (Figura 23) que mostra a formação de 6 grupos de espécies de Oligochaeta durante a fase de pré-barramento: grupo 1: *Limnodrilus neotropicus* (*L. neotropicus*), *Paranadrilus descolei* (*P. descolei*) e Megadrili; grupo 2: *Tubifex sioli* (*T. sioli*) e *Eiseniella tetraedra* (*E. tetraedra*); grupo 3: Alluroididae e *Limnodrilus* sp. (*L. sp.*); grupo 4: *Brinkhurstia donaldi* (*B. donaldi*), *Pristina americana* (*P. americana*), *Haplotaxis* sp. (*H. sp.*), *Dero* sp., *Haplotaxis* sp1. (*H. sp1.*), *Brothrioneurum* sp. (*B. sp.*), *Nais communis* (*N. communis*), *Aulodrilus limnobius* (*A. limnobius*), *Brothrioneurum vej dovskyanum* (*B. vej dovskyanum*) e Capilloventridae; grupo 5: *Pristina jenkiniae* (*P. jenkiniae*), *Tiguassu* sp. (*T. sp.*), *Rhyacodrilus* sp. (*R. sp.*) e *Narapa bonettoi* (*N. bonettoi*) e grupo 6: *Brinkhurstia americana* (*B. americana*), *Slavinia evelinae* (*S. evelinae*), *Aulodrilus pigueti* (*A. pigueti*), Enchytraeidae, *Nais variabilis* (*N. variabilis*), *Pristina proboscidae* (*P. proboscidae*) e *Stephensoniana trivandrana* (*S. trivandrana*).

Para o pós-barramento foi observada a formação de apenas quatro grupos: grupo 1: *Dero digitata* (*D. digitata*), *Pristina jenkiniae* (*P. jenkiniae*), *Brothrioneurum* sp. (*B. sp.*), *Nais variabilis* (*N. variabilis*), *Aulodrilus pigueti* (*A. pigueti*) e *Pristina osborni* (*P. osborni*); grupo 2: *Haplotaxis* sp. (*H. sp.*), *Limnodrilus* sp. (*L. sp.*), *Dero* sp. (*D. sp.*), *Pristina americana* (*P. americana*), Megadrili, *Dero furcatus* (*D. furcatus*) e *Aulodrilus inaequalis* (*A. inaequalis*); grupo 3: Alluroididae, *Paranadrilus descolei* (*P. descolei*) e *Limnodrilus neotropicus* (*L. neotropicus*) e grupo 4: *Tubifex sioli* (*T. sioli*) e Enchytraeidae (Figura 24).

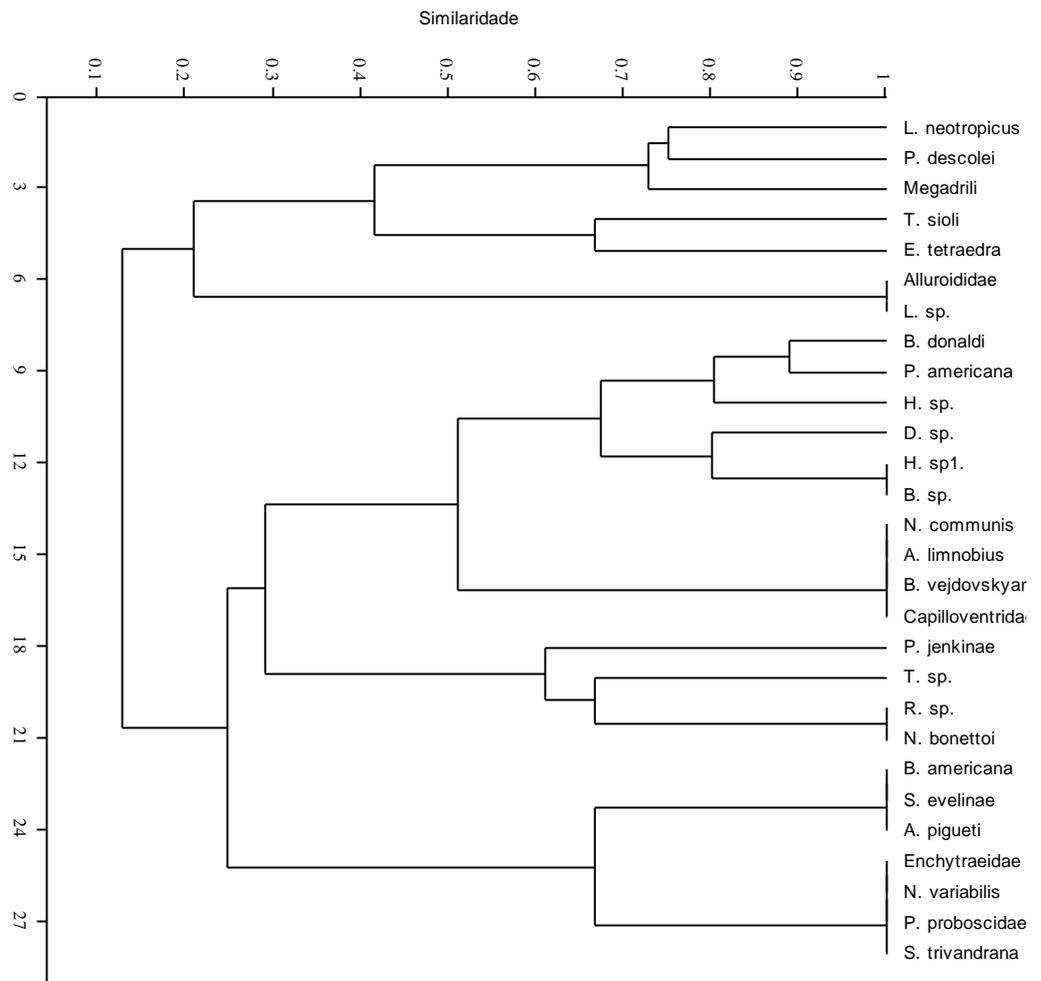


Figura 23 - Dendrograma de similaridade de Sorensen (Dice) com base na ocorrência dos táxons registrados nos pontos de amostragem do rio Madeira e tributários, antes da construção da barragem da UHE de Santo Antônio do Madeira, Porto Velho-RO, Brasil. Coeficiente cofenético: 0,7674.

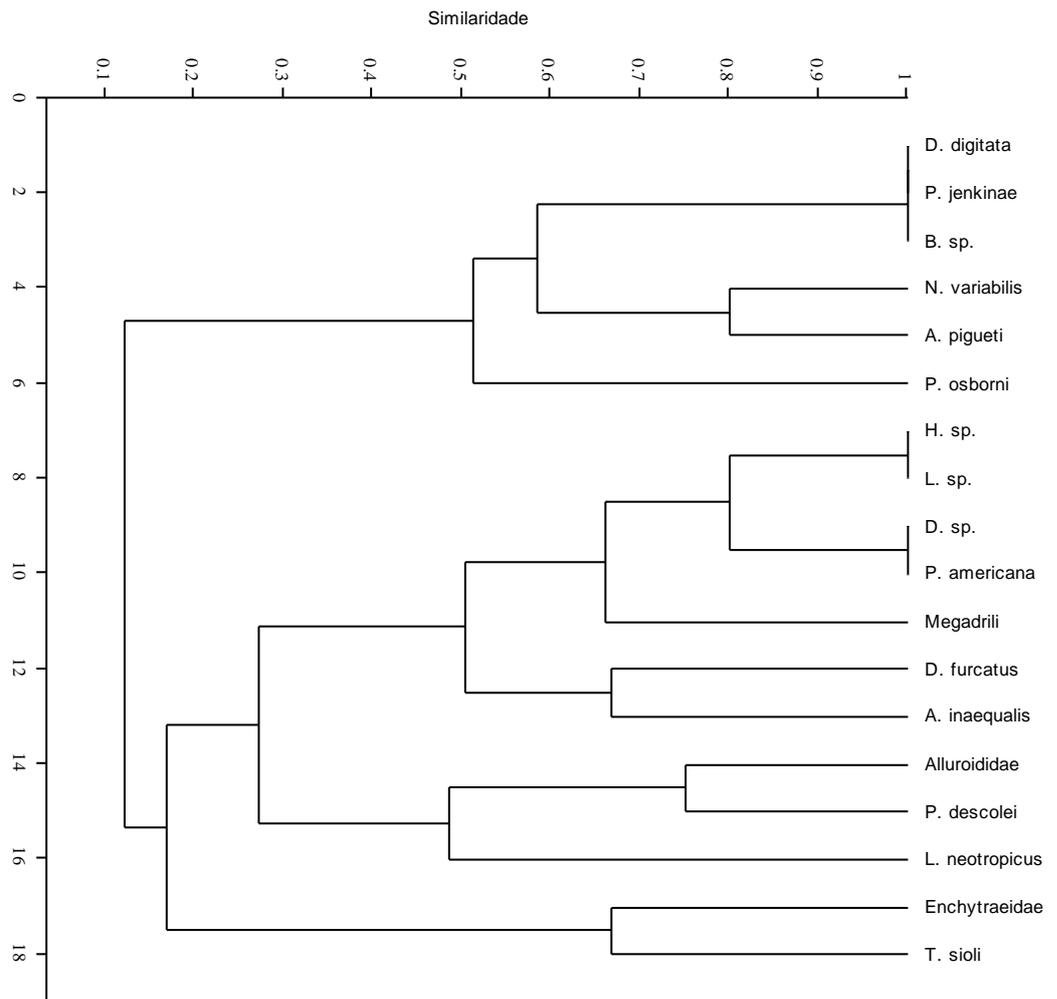


Figura 24 - Dendrograma de similaridade de Sorensen (Dice) com base na ocorrência dos táxons registrados nos pontos de amostragem do rio Madeira e tributários, após a construção da barragem da UHE de Santo Antônio do Madeira, Porto Velho-RO, Brasil. Coeficiente cofenético: 0,7862.

A análise de componentes principais evidenciou que antes da construção da barragem os pontos localizados no rio Madeira correlacionaram-se com a concentração da maioria dos nutrientes analisados e com frações finas do sedimento, silte e argila, enquanto os pontos localizados nos tributários correlacionaram-se com as frações maiores, areia muito grossa e areia grossa, e também com carbono total orgânico (Figura 25).

Após o barramento observou-se que os pontos dos tributários correlacionaram-se com outros nutrientes, como: nitrogênio, alumínio e matéria orgânica, além do carbono total orgânico e com frações menores do sedimento como argila e areia fina, principalmente nos pontos Crc e Jaci. Diferentemente dos demais, o ponto Car continuou correlacionado com

partículas maiores do sedimento. Nos pontos do rio Madeira, principalmente os de montante, M1 e M2, apresentaram relação positiva com as concentrações de ferro, fósforo e manganês, além de silte e argila (Figura 26).

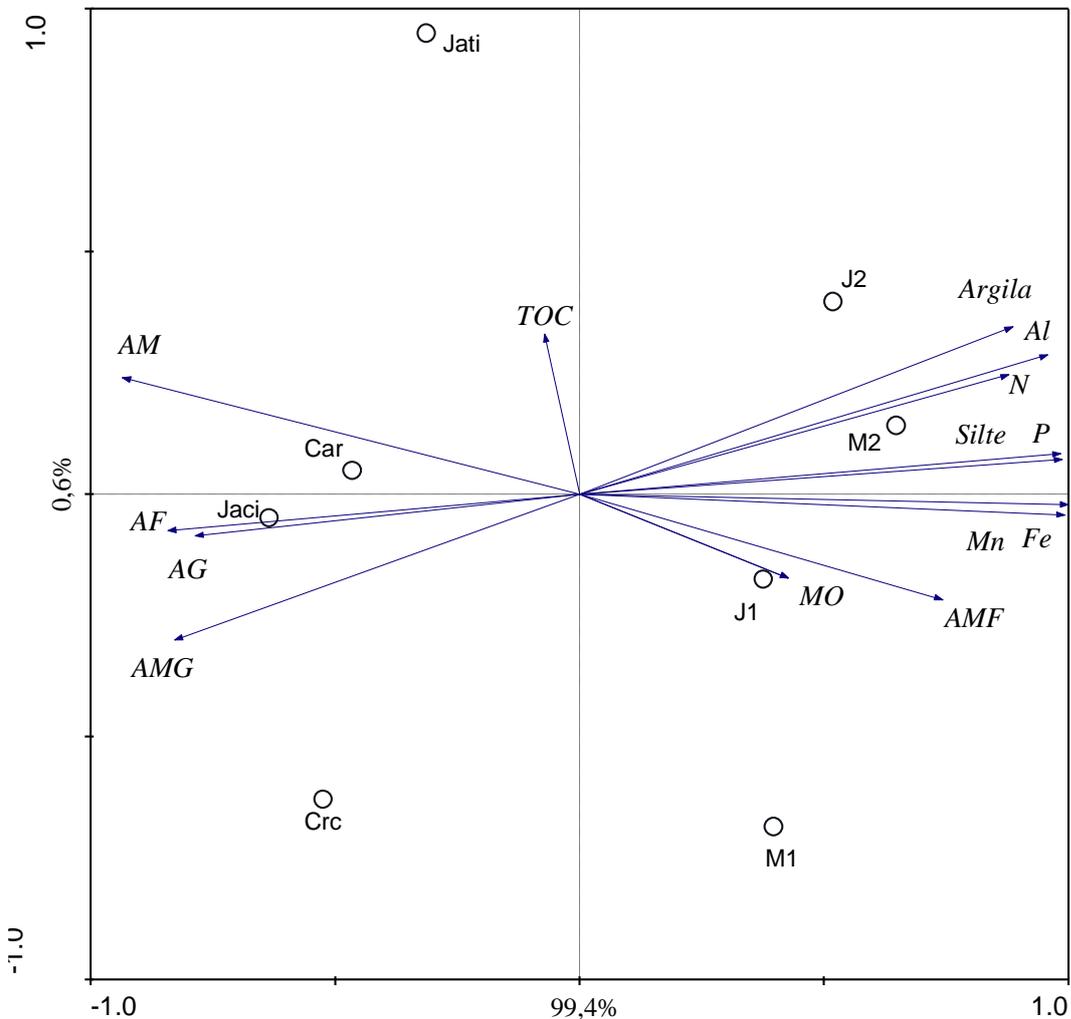


Figura 25 - Análise de componentes principais relacionando as concentrações de matéria orgânica (MO), carbono total orgânico (TOC), nitrogênio (N), fósforo (P), manganês (Mn), ferro (Fe) e alumínio (Al) presentes no sedimento e os tipos de sedimento: areia muito grossa (AMG), areia grossa (AG), areia média (AM), areia fina (AF), areia muito fina (AMF), silte e argila com os pontos de amostragem do rio Madeira e tributários, antes da construção da barragem da UHE de Santo Antônio do Madeira, Porto Velho, RO, Brasil.

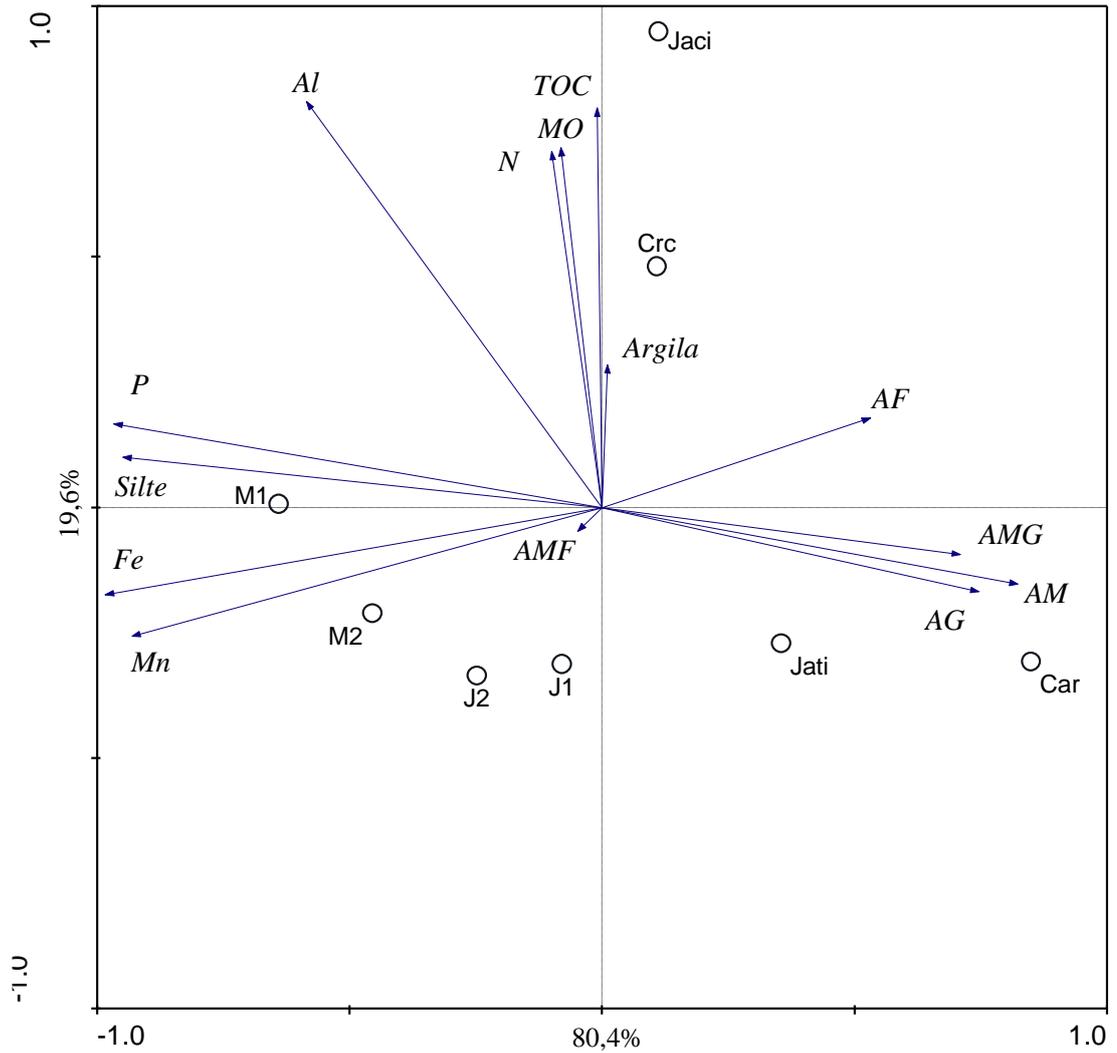


Figura 26 - Análise de componentes principais relacionando as concentrações de matéria orgânica (MO), carbono orgânico total (TOC), nitrogênio (N), fósforo (P), manganês (Mn), ferro (Fe) e alumínio (Al) presentes no sedimento e os tipos de sedimento: areia muito grossa (AMG), areia grossa (AG), areia média (AM), areia fina (AF), areia muito fina (AMF), silte e argila com os pontos de amostragem do rio Madeira e tributários, após a construção da barragem da UHE de Santo Antônio do Madeira, Porto Velho, RO, Brasil.

4.3.3 Discussão

O padrão de associação de espécies, constituindo as assembleias de oligoquetos no rio Madeira apresentou algumas semelhanças com os padrões reportados para outros grandes rios sul-americanos como: rio Paraná (Marchese et al. 2002; Ezcurra de Drago et al., 2007) e rio Paraguai (Marchese et al., 2005). Embora estas associações, algumas vezes, não tenham sido com as mesmas espécies, porém com espécies congênicas.

Entre as associações comuns entre os ambientes estão a de *Paranadrilus descolei* com *Limnodrilus neotropicus* (rio Madeira) e *Limnodrilus hoffmeisteri* (rios Paraná e Paraguai); *Pristina americana* com *Dero* sp., *Brothrioneurum* sp. *Brothrioneurum vej dovskyanum* e *Aulodrilus limnobius*, no rio Madeira e com *Dero lodeni*, *Brothrioneurum americanum* e *Aulodrilus pigueti* nos rios Paraná e Paraguai. Outra associação verificada foi a de *Pristina jenkinsae* com *Aulodrilus pigueti*, tanto no rio Paraná quanto no rio Madeira. Porém, esta associação no rio Madeira só ocorreu após o barramento.

Outro aspecto investigado foi se a construção de uma barragem alteraria estas associações. A ausência de algumas espécies na assembleia após o barramento é um indício de modificações nos padrões de distribuição das espécies entre as fases de pré e pós-barramento. Alguns táxons não foram registrados após o barramento, como os do grupo 4 (*B. donaldi*, *H. sp1.*, *N. communis*, *A. limnobius*, *B. vej dovskyanum* e Capilloventridae), grupo 5 (*T. sp.*, *R. sp.* e *N. bonettoi*), grupo 6 (*B. americano*, *S. evelinae*, *P. proboscidae* e *S. trivandranana*) e grupo 2 (*E. tetraedra*). A maioria das espécies que não foram novamente registradas após o barramento e haviam sido registradas nos pontos localizados nos tributários, principalmente nos pontos Crc (grupos 4 e 6), Jaci (grupo 5) e Car (grupo 6).

Uma possível explicação para a ausência destes táxons após o barramento seria a mudança na composição do substrato. Uma vez que a distribuição das espécies de oligoquetos é influenciada pelo tamanho das partículas do substrato (Sauter & Güde, 1996; Verdonschot, 1999; Suriani-Affonso et al., 2011). Antes do barramento o sedimento destes pontos era heterogêneo, composto principalmente por partículas maiores como (areia muito grossa, areia grossa e areia media). Após o barramento, principalmente nos pontos Crc e Jaci, houve um aumento nas porcentagens de partículas finas como silte e argila e de matéria orgânica, tornando o sedimento destes pontos mais homogêneos, características típicas dos pontos localizados no rio Madeira.

Um exemplo que sustenta esta hipótese é a ausência da espécie *Narapa bonettoi* após o barramento. Esta é uma espécie reofílica, que possui preferência por locais com sedimento

composto por partículas maiores, principalmente de areia média e com baixa quantidade de matéria orgânica (Marchese, 1994). Porém, quando as concentrações de partículas finas e matéria orgânica aumentaram, fato que ocorreu no ponto Jaci onde a espécie foi registrada, a abundância da espécie tende a diminuir ou até mesmo deixa de ocorrer (Ezcurra de Drago et al., 2004). Também é importante ressaltar que esse ponto que antes possuía características lóticicas, como após o barramento passou a apresentar características lênticas.

Apesar da ausência destes táxons e de outras mudanças nas assembleias, algumas associações foram preservadas após o barramento, tais como aquelas entre *Paranadrilus descolei* e *Limnodrilus neotropicus*; *Pristina americana*, *Haplotaxis* sp. e *Dero* sp., e entre *Aulodrilus pigueti* e *Nais variabilis*. Um fato comum entre estes três grupos é que eles ocorreram tanto na fase de pré-barramento quanto na fase pós-barramento, nos mesmos pontos. Pontos estes que sofreram pouca ou nenhuma alteração nas características do sedimento após o barramento. Os grupos *P. descolei* e *L. neotropicus* e *P. americana*, *Haplotaxis* sp. e *Dero* sp, foram registrados principalmente nos pontos M2 e J2, ambos localizados no rio Madeira. Esses pontos tiveram poucas alterações entre uma fase e outra, pois seu sedimento que antes era composto principalmente por partículas finas como silte e argila continuou com as mesmas características após o barramento. Já o grupo formado por *A. pigueti* e *N. variabilis*, foi registrado em ambas as fases no ponto Car. Apesar do ponto Car ser também um tributário, as características de seu sedimento foram pouco alteradas na fase pós-barramento, preservando a heterogeneidade e com maior porcentagem de partículas maiores, como areia muito grossa e areia grossa e de partículas médias (areia média).

O fato destes grupos, após o barramento terem ocorrido nos mesmos pontos, os quais tiveram poucas alterações nas características do sedimento evidencia as preferências das espécies de Oligochaeta por determinados tipos de substrato e também a importância do substrato na composição de espécies das assembleias deste grupo. É reconhecido que as características do sedimento têm grande influência na alimentação, reprodução, crescimento e sobrevivência dos organismos deste grupo (Aston & Milner, 1982). Devido às peculiaridades das espécies em relação às características dos substratos, supõe-se que ambientes semelhantes abrigam espécies ou grupos de espécies semelhantes (Marchese et al., 2005). Um exemplo é *Paranadrilus descolei*, cuja ocorrência está relacionada a ambientes com substratos ricos em silte e argila, e tem sua ocorrência agora registrada tanto para o rio Madeira como para os rios Paraguai (Marchese et al., 2005) e Paraná (Marchese et al. 2002; Ezcurra de Drago et al., 2007) em habitats com sedimentos semelhantes em relação à composição granulométrica.

Outro grupo com hábito similar, em relação ao tipo de substrato, são os Enchytraeidae, tanto como verificado no presente estudo para o rio Madeira, como no rio Paraná (Marchese et al. 2002; Ezcurra de Drago et al., 2007). Os Enchytraeidae apresentaram maiores valores de densidades em regiões com substrato com maior porcentagem de areia média. Este fato também foi observado no ponto Car após o barramento, no qual Enchytraeidae foi o grupo de maior densidade.

Em relação à densidade foi ainda observado que a maioria dos táxons registrados após o barramento ocorreu em baixa densidade, principalmente nos tributários. Uma exceção ocorreu no ponto Car, onde o maior valor de densidade foi registrado, devido à contribuição dos Enchytraeidae. Este também foi o único ponto em que não houve aumento das concentrações de silte e argila.

Assim, provavelmente a baixa densidade registrada nos demais pontos pode ser consequência do aumento das concentrações de silte e argila. Em geral, ambientes com grandes concentrações de matéria orgânica, silte e argila, apresentam baixa densidade de oligoquetos (Marchese et al., 2002).

Os resultados deste estudo permitiram concluir que as assembléias de Oligochaeta possuem, pelo menos para os grandes rios sul-americanos, um padrão mais ou menos definido de associação entre as espécies e que este padrão não tende a desaparecer após o barramento de um rio, a menos que as características do sedimento, sejam alteradas, dado que as espécies de oligoquetas possuem preferência por um determinado tipo de hábitat e sedimento. Confirma-se desta forma o que já diziam Wetzel (2001) e Ezcurra de Drago et al. (2007), que devido a esta preferência, as populações e associações pouco diferem entre rios e lagos de uma mesma região.

Referências bibliográficas

- ASTON, R. J. & MILNER, A. G. P. 1982. Conditions required for the culture of *Branchiura sowerbyi* (Oligochaeta: Tubificidae) in activated sludge. **Aquaculture**, 26: 155-166.
- CAIN, M. L., BOWMAN, W. D. & HACKER, S. D. 2011. **Ecology**. Porto Alegre: Artmed.
- DAJOZ, R. 1983. **Ecologia Geral**. Petrópolis: Vozes.
- EZCURRA de DRAGO, I., MARCHESE, M. R. & WANTZEN, K. M. 2004. Benthos of a large neotropical river: spatial patterns and species assemblages in the Lower Paraguay and its floodplains. **Archiv für Hydrobiologie**, 160 (3): 347–374.
- EZCURRA de DRAGO, I., MARCHESE, M. R. & MONTALTO, L. 2007. Benthic Invertebrates. In: IRIONDO, M. H., PAGGI, J. C. & PARMA, M. J. (Eds.) **The Middle Paraná River: Limnology of a Subtropical Wetland**. Berlin: Springer-Verlag.
- HAMMER, O.; HARPER, D. A. T. & RYAN, P. D. 2001. PAST: **Palaeontological Statistics Software Package for education and data analysis**. *Palaeontologia Electronica*, 4: 1, 9 p. Disponível em < <http://folk.uio.no/ohammer/past> >.
- HYNES, H. B. 2001. **The Ecology of Running Waters**. Ontario: The Blackburn Press.
- MARCHESE, M. 1994. Population dynamics of *Narapa bonettoi* Righi and Varela, 1983 (Oligochaeta, Narapidae) from the main channel of the Middle Paraná River. Argentina. **Hydrobiologia**, 278:103-108.
- MARCHESE, M. R., EZCURRA de DRAGO, I. & DRAGO, E. 2002. Benthos invertebrates and physical habitat relationships in the Paraná River flood–plain system. In: Mc CLAIN, M. (Ed). *The ecohydrology of South American rivers and wetlands*. **IAHS Special Publication**, 6:111–132.
- MARCHESE, M. R., WANTZEN, K. M. & EZCURRA de DRAGO, I. 2005. Benthic invertebrate assemblages and species diversity patterns of the upper Paraguay River. **River research and applications**, 21: 485–499.
- MERRIT, R. & CUMMINS, K. 1996. **An introduction to the aquatic insects of North America** (3 ed). Kendall: Hunt Publishing
- MOORE, J. W. 1979. Influence of food availability and other factors on the composition, structure and density on a subarctic population of benthic invertebrates. **Hydrobiologia**, 62: 215–223.
- PROBST, L. 1988. **Die Oligochaeten im Bodensee als Indikatoren für die Belastung des Seebodens (1972 his 1978)**. Bodensee Ber: Int. Gewässerschutzkomm.
- RESH, V. H. & D. M. ROSENBERG. 1984. **The ecology of aquatic insects**. New York, Praeger Publishers.

SAUTER, G. & GÜDE, H. 1996. Influence of grain size on the distribution of tubificidae oligochaete species. **Hydrobiologia**, 334:97-101

SURIANI-AFFONSO, A. L., FRANÇA, R. S., MARCHESE, M. & ROCHA, O. 2011. Environmental factors and benthic Oligochaeta (Annelida, Clitellata) assemblages in a stretch of the Upper São Francisco River (Minas Gerais State, Brazil). **Brazilian Journal Biology**, 71(2): 437-446.

TER BRAAK, C. J. F. & ŠMILAUER, P. 1986. **CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's guide: Software for Canonical Community Ordination** (version 4.5).

VERDONSCHOT, P. F. M. 1999. Micro-distribution of oligochaetes in a soft-bottomed lowland stream (Elsbeek; The Netherlands). **Hydrobiologia**, 406: 149-163.

WETZEL, R. G. 2001. **Limnology: Lake and river ecosystems**. (3 ed). San Diego: Academic Press.

4.4 Influência do represamento de um rio na composição e estrutura das assembleias de Chironomidae

Resumo

A busca incessante dos países em desenvolvimento por fontes energéticas, faz com que cada vez mais ambientes naturais sejam alterados, principalmente no caso dos barramentos e construção de reservatórios para geração de hidroeletricidade. Estas alterações afetam diretamente a composição e a estrutura das comunidades aquáticas, especialmente a comunidade bentônica. Esta comunidade tem como principal grupo constituinte os Diptera da família Chironomidae, formado por espécies *r* estrategistas, adaptadas à variadas condições. Embora resistentes, os Chironomidae também podem ser influenciados por variações nas características do ambiente. Por isso, o objetivo deste trabalho foi verificar como a assembleia de Chironomidae é afetada por mudanças ocasionadas pela construção de uma barragem, em diferentes escalas espaciais (ponto, sub-sistema e sistema geral) e temporais: fases de pré e pós-barramento. Para isto, selecionou-se oito pontos de amostragem tanto na porção a montante, quanto na porção a jusante da barragem, os quais foram amostrados durante cinco anos (2009 a 2014). Foram registrados representantes de três subfamílias, Chironominae, Orthoclaadiinae e Tanypodinae. Os resultados mostraram que após o barramento, houve redução no número de táxons das três subfamílias, sendo que os táxons que não foram registrados após o barramento estiveram correlacionados com sedimentos mais heterogêneos e com a concentração de oxigênio dissolvido. Enquanto que os táxons que foram registrados após o barramento correlacionaram-se com a concentração de matéria orgânica, carbono orgânico total, nitrogênio total e argila. Por isso, pode-se inferir que a construção de uma barragem pode alterar as condições ambientais do compartimento sedimento e afetar a estrutura e composição da assembleia de Chironomidae, sendo esta mudança mais visível em escalas espaciais menores.

Palavras-chave: Preferência de habitat, distribuição espacial, composição de espécies, Orthoclaadiinae, Chironominae, Tanypodinae

4.4.1 Introdução

A alteração das características naturais de um rio, seja por fenômenos naturais ou por atividades antropogênicas, como por exemplo o seu represamento, proporciona mudanças na estrutura original do sistema. A atividade de barramento de um rio para construção de usinas hidroelétricas, altera grandemente o funcionamento do sistema, pois interfere em suas características hidrodinâmicas (velocidade da corrente, vazão, tempo de residência) e consequentemente nas taxas de transporte e sedimentação de partículas (Grill et al., 2015).

Uma das alterações mais frequentemente observadas após o fechamento das barragens e enchimento dos reservatórios refere-se ao transporte de partículas finas, como argila e silte, as quais se sedimentam e preenchem os espaços intersticiais, além de influenciar na penetração de luz na coluna d'água e consequentemente na produtividade primária do corpo de água (Cortes et al., 1998), causando a homogeneização dos habitats e modificações tróficas (Maridet et al., 1995; Joly et al., 2000). Por estas razões, as mudanças decorrentes da criação de reservatórios geralmente resultam em um rearranjo das biocenoses que previamente ocupavam estes locais (Gazagnes & Laville, 1985; Kleine & Trivinho-Strixino, 2005).

Entre as comunidades bentônicas de água doce os insetos aquáticos, principalmente os Diptera, são os mais abundantes no mundo todo, e conhecidos como bioindicadores por responderem de forma rápida às alterações provocadas no ambiente (Esteves, 2011; Suriano & Fonseca-Gessner, 2013). Entre eles, os membros da família Chironomidae constituem um dos grupos mais utilizados como bioindicadores, devido à sua abundância na maioria dos ambientes lóticos e lênticos (Epler, 1992; Trivinho-Strixino & Strixino, 2005). Isto se deve em grande parte ao fato de que a maioria de suas espécies são *r* estrategistas, estando presentes no início do processo de colonização (Ruse, 1994), por causa da sua adaptabilidade a diferentes condições ambientais (Coffman & Ferrington Jr, 1996; Callisto et al., 2002).

A importância da utilização da assembleia de Chironomidae em estudos de impacto ambiental decorre ainda do fato da maioria das larvas de Chironomidae se situarem próximas à base da cadeia alimentar (Sanseverino et al., 2009) e constituírem uma importante fonte de recursos para outros invertebrados, e também para vertebrados como peixes e aves (Williams & Feltmate, 1992, Fugi et al., 2007). Também possuem grande importância ecológica (Ferrington, 2008) por ser um elo entre os produtores, como o fitoplâncton e perifiton, e os consumidores secundários (Tokeshi 1995), e por atuarem no processo de decomposição e

degradação de detritos vegetais alóctones e das macrófitas aquáticas (Botts, 1997; Gonçalves et al., 2000, Callisto et al., 2001).

Embora os Chironomidae sejam resistentes (Pinder, 1986), devido à plasticidade adaptativa de suas espécies, eles podem, no entanto, ser influenciados pelas alterações nas características dos ambientes (Johnson et al., 1995; Saito & Fonseca-Gessner, 2014), visto que fatores como temperatura, oxigênio dissolvido, velocidade da água e disponibilidade alimento (Rossaro, 1991; Tokeshi, 1995) além da composição do substrato (Sanseverino & Nessimian, 1998) influenciam diretamente na distribuição das espécies, sendo portanto, bons indicadores da qualidade ambiental (Trivinho-Strixino & Strixino, 2005).

Levando em conta estas características e tendo como hipótese que as assembleias de Chironomidae sofrem alterações após o represamento, com a perda de espécies ou até de sub-grupos, esse estudo teve como objetivo verificar como a assembleia de Chironomidae de um trecho do rio Madeira é afetada pelas mudanças ocasionadas pela construção de uma barragem. Para isto analisou-se diferentes escalas espaciais: a) ampla, abrangendo o sistema como um todo (rio Madeira e tributários); b) intermediária: o rio Madeira e os tributários, separadamente; c) pequena: analisando individualmente, cada ponto de amostragem.

4.4.2 Resultados

Considerando-se todo o período analisado (2009 a 2014) e todos os pontos amostrados foram registrados um total de 40 táxons de Chironomidae, divididos em três subfamílias, Chironominae (24 táxons), Orthoclaadiinae (5 táxons) e Tanypodinae (11 táxons), sendo que no período de pré-barramento foram registrados 38 táxons e no período de pós-barramento 27 táxons. Ao analisarmos separadamente a assembleia do rio Madeira da assembleia dos tributários, foram registrados no rio Madeira, em todo período, 28 táxons. Destes 19 táxons foram registrados no pré-barramento e 20 no pós-barramento. Já nos tributários foi encontrado um total de 39 táxons, dos quais 37 táxons foram registrados na fase de pré-barramento e 25 no pós-barramento.

Na Tabela 9 estão apresentados os dados da riqueza de táxons registrados em cada ponto de amostragem. Pode-se notar que na maioria dos pontos localizados nos tributários houve uma redução na riqueza táxons de Chironomidae após o barramento, como no ponto Car, em que antes do barramento havia sido registrado 23 táxons e após o barramento 19 táxons. Comportamento similar foi observado nos pontos Crc (Pré - 21 e Pós - 18 táxons) e

Jati (Pré – 23 e Pós - 16 táxons). A exceção foi o ponto Jati, no qual foi registrado um aumento da riqueza taxonômica, passando de oito (8) para 13 táxons após o barramento. Contrariamente, nos pontos localizados no rio Madeira foi observado aumento na riqueza taxonômica após o barramento M1 (Pré – 8 e Pós 10 táxons), M2 (Pré – 11 e Pós - 16 táxons) e J1 (Pré – 6 e Pós - 8 táxons), exceto no ponto J2, no qual foi observada uma diminuição de 15 táxons (Pré) para oito (8) táxons (Pós).

Em relação à frequência de ocorrência dos táxons, somente *Cryptochironomus* sp. e *Polypedilum* sp., ambos da subfamília Chironominae, foram registrados em todos os pontos nos dois períodos, pré e pós-barramento, enquanto que após o barramento muitos táxons como: *Complexo Harnischia* sp., *Denopelopia* sp., *Lauterborniella* sp., *Paratanytarsus* sp., além de outros (Tabela 10) não foram novamente registrados. Para alguns táxons houve aumento na frequência de ocorrência, como no caso de *Aedokritus* sp., *Coelotanypus* sp. e *Djalmabatista* sp., que após o barramento passaram a ser registrados em todos os pontos de amostragem.

Tabela 9 - Ocorrência dos táxons pertencentes à família Chironomidae no rio Madeira e tributários, nos diferentes pontos amostrados na área de influência da UHE Santo Antônio do Madeira, antes e após o barramento, no período compreendido entre julho de 2009 a abril de 2014.

Táxons	Car		Crc		Jaci		Jati		M1		M2		J1		J2	
	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós
<i>Aedokritus</i> sp.		<		>						>		>		>		>
<i>Asheum</i> sp.						>										
<i>Axarus</i> sp.						>										
<i>Beardius</i> sp.		<														
<i>Caladomyia</i> sp.		<		<		<										
<i>Chironomus</i> sp.		>		>		>		>				>				
<i>Cladopelma</i> sp.																
<i>Complexo Harnischia</i> sp.																
<i>Cryptochironomus</i> sp.		<		<		<		>		<		>		>		<
<i>Dicrotendipes</i> sp.																
<i>Endotribelos</i> sp.																
<i>Fissimentum</i> sp.		<		<		<				<						
<i>Goeldichironomus</i> sp.																
<i>Lauterborniella</i> sp.																
<i>Parachironomus</i> sp.																
<i>Paratendipes</i> sp.																
<i>Pelomus</i> sp.																

<i>Phaenopsectra</i> sp.																
<i>Polypedilum</i> sp.	<	<	>	>	>	>	>	>	>	>	>	>	>	>		
<i>Saetheria</i> sp.																
<i>Stenochironomus</i> sp.	<	<	>	>	>	>	>	>	>	>	>	>	>	>		
<i>Tanytarsus</i> sp.	<	<	>	>	>	>	>	>	>	>	>	>	>	>		
<i>Xestochironomus</i> sp.																
<i>Zavreliella</i> sp.																
<i>Corynoneura</i> sp.																
<i>Cricotopus</i> sp.																
<i>Lopescladius</i> sp.																
<i>Onconeura</i> sp.																
<i>Thienemanniella</i> sp.																
<i>Ablabesmyia</i> sp.	<	<	>	>	>	>	>	>	>	>	>	>	>	>		
<i>Clinotanypus</i> sp.																
<i>Coelotanypus</i> sp.	<	<	>	>	>	>	>	>	>	>	>	>	>	>		
<i>Denopelopia</i> sp.																
<i>Djalmabatista</i> sp.	<	<	>	>	>	>	>	>	>	>	>	>	>	>		
<i>Labrundinia</i> sp.																
<i>Monopelopia</i> sp.																
<i>Nilotanypus</i> sp.																
<i>Paratanytarsus</i> sp.																
<i>Pentaneura</i> sp.																
<i>Procladius</i> sp.																
Riqueza taxonômica	23	19	21	18	23	16	8	13	8	10	11	16	6	8	15	8

Legenda: < = diminuição da abundância após o barramento; > = aumento da abundância após o barramento.

Tabela 10 - Frequência de ocorrência (%) dos táxons pertencentes à família Chironomidae registrados no rio Madeira e seus tributários amostrados na área de influência da UHE Santo Antônio do Madeira, antes e após o barramento, no período compreendido entre julho de 2009 a abril de 2014.

Táxons	Pré	Pós
<i>Aedokritus</i> sp.	75	100
<i>Asheum</i> sp.	25	25
<i>Axarus</i> sp.	12.5	50
<i>Beardius</i> sp.	12.5	25
<i>Caladomyia</i> sp.	50	37.5
<i>Chironomus</i> sp.	75	75
<i>Cladopelma</i> sp.	12.5	25
<i>Complexo Harnischia</i> sp.	62.5	
<i>Cryptochironomus</i> sp.	100	100
<i>Dicrotendipes</i> sp.	25	12.5
<i>Endotribelos</i> sp.	37.5	37.5

<i>Fissimentum</i> sp.	87.5	62.5
<i>Goeldichironomus</i> sp.	25	12.5
<i>Lauterborniella</i> sp.	12.5	
<i>Parachironomus</i> sp.		25
<i>Paratendipes</i> sp.	25	
<i>Pelomus</i> sp.	12.5	62.5
<i>Phaenopsectra</i> sp.	50	
<i>Polypedilum</i> sp.	100	100
<i>Saetheria</i> sp.	12.5	12.5
<i>Stenochironomus</i> sp.	25	37.5
<i>Tanytarsus</i> sp.	62.5	50
<i>Xestochironomus</i> sp.		12.5
<i>Zavreliella</i> sp.	25	
<i>Corynoneura</i> sp.	25	
<i>Cricotopus</i> sp.	12.5	12.5
<i>Lopescladius</i> sp.	37.5	
<i>Onconeura</i> sp.	12.5	
<i>Thienemanniella</i> sp.	12.5	
<i>Ablabesmyia</i> sp.	62.5	87.5
<i>Clinotanypus</i> sp.	25	
<i>Coelotanypus</i> sp.	87.5	100
<i>Denopelopia</i> sp.	12.5	
<i>Djalmabatista</i> sp.	87.5	100
<i>Labrundinia</i> sp.	37.5	50
<i>Monopelopia</i> sp.	12.5	62.5
<i>Nilotanypus</i> sp.	12.5	
<i>Paratanytarsus</i> sp.	12.5	
<i>Pentaneura</i> sp.	12.5	25
<i>Procladius</i> sp.	50	50

Ao avaliar a participação das subfamílias registradas: Chironominae, Orthoclaadiinae e Tanyppodinae, observa-se que Chironominae foi a subfamília mais representativa, tanto no Geral (rio Madeira + tributários) quanto nos sistemas rio Madeira e tributários isoladamente (Figura 27).

Também pode-se notar que, no sistema Geral, após o barramento houve uma redução no número de táxons das três subfamílias. Contudo, ao analisar somente o rio Madeira, observa-se que a diversidade de Tanyppodinae aumentou após o barramento. Contrariamente, nos tributários observou-se o desaparecimento dos representantes da subfamília Orthoclaadiinae após o barramento, apesar do fato de antes do barramento terem sido registados cinco gêneros de Orthoclaadiinae.

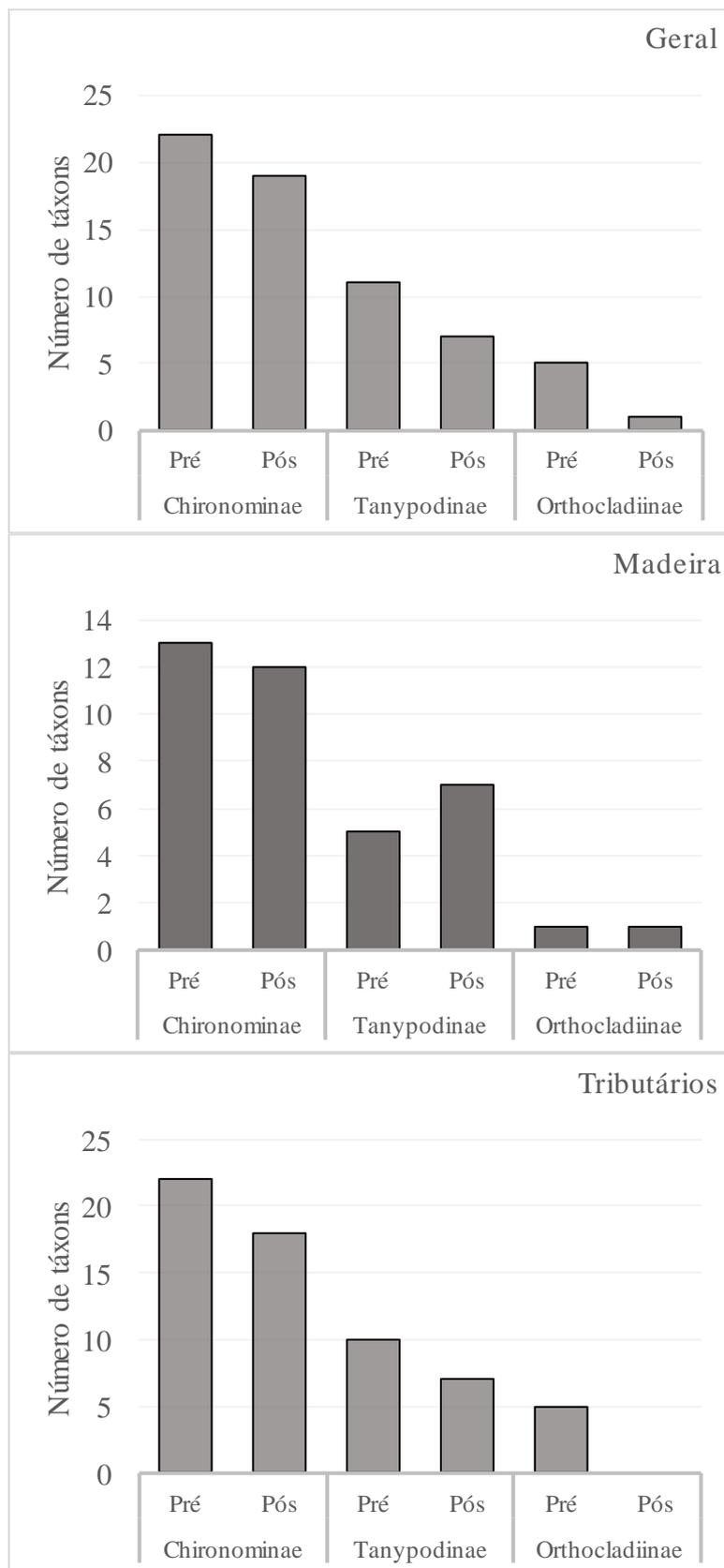


Figura 27 - Número de táxons das subfamílias de Chironomidae registrados no sistema Geral (rio Madeira + tributários), no rio Madeira e nos tributários, isoladamente, antes (Pré) e após (Pós) o barramento do rio.

Em relação à densidade média dos organismos (Figura 28) percebe-se uma redução da densidade de Orthocladiinae, nas três escalas espaciais, no sistema Geral, rio Madeira e tributários, após o barramento. Da mesma forma, observa-se uma variação nos valores da densidade de Chironominae e de Tanypodinae no sistema Geral e no rio Madeira e tributários isoladamente no período pós-barramento. Contudo não houve diferença entre as fases.

No Geral (rio Madeira + tributários) o táxon que mais contribuiu para o aumento na densidade de Tanypodinae foi *Djalmabatista* sp., enquanto que no rio Madeira, considerado isoladamente, os mais abundantes foram *Djalmabatista* sp. e *Coelotanypus* sp. e nos tributários foi *Ablabesmyia* sp.

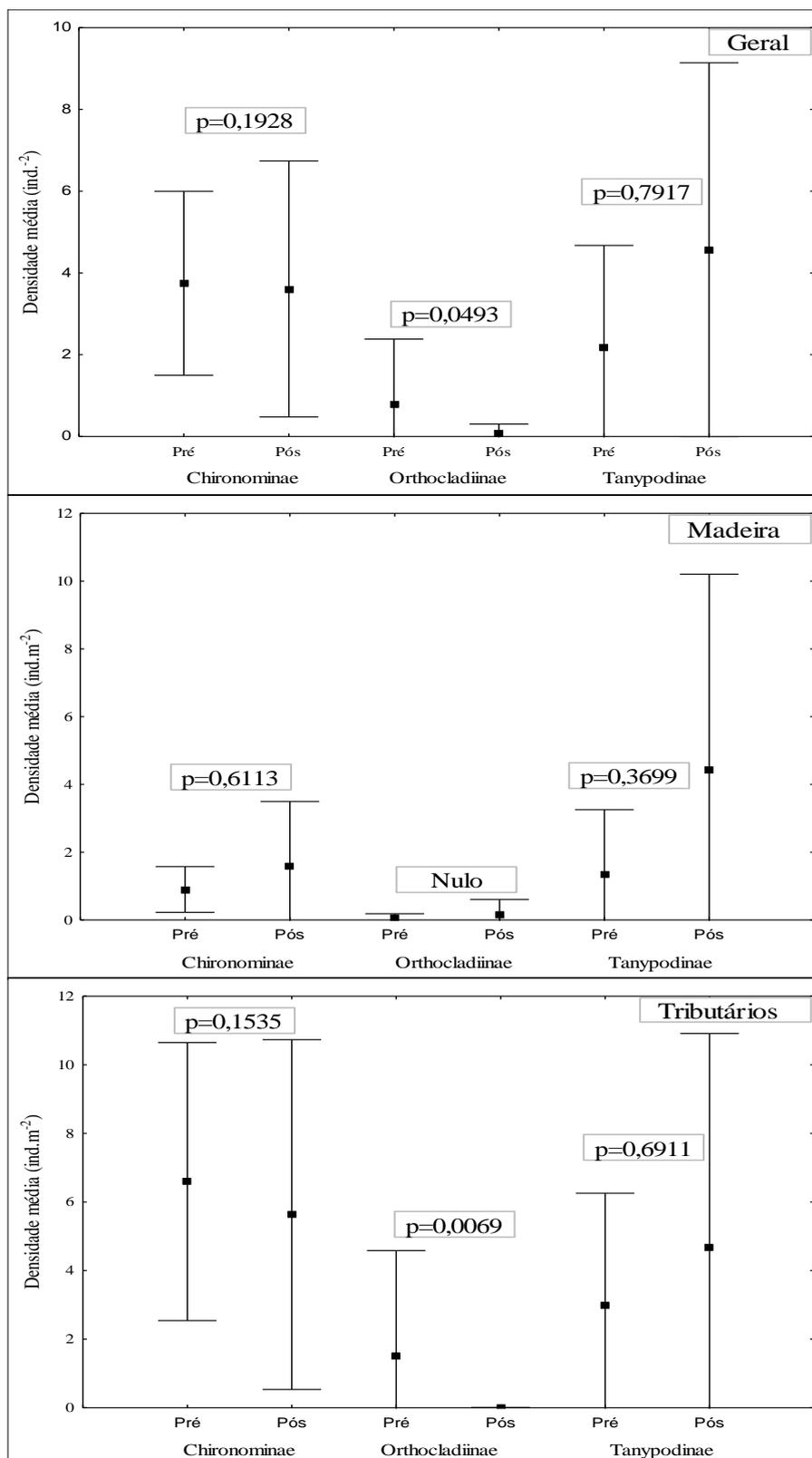


Figura 28 - Valores da densidade média (ind.m⁻²) e desvio-padrão (95% de confiança) para os táxons das subfamílias de Chironomidae registrados no sistema Geral (rio Madeira + tributários), no rio Madeira e nos tributários, isoladamente, antes (Pré) e após (Pós) o barramento, com os respectivos valores de *p* do teste de Mann-Whitney, quando comparados entre as fases de pré e pós, par a par.

Através da Análise de Correspondência Canônica (Figura 29) pode-se perceber que os táxons que não foram registrados após o barramento, *Complexo Harnischia* sp., *Lauterborniella* sp., *Paratendipes* sp., *Phaenopsectra* sp., *Zavreliella* sp., *Corynoneura* sp., *Lopescladius* sp., *Onconeura* sp., *Thienemanniella* sp., *Clinotanypus* sp., *Denopelopia* sp., *Nilotanypus* sp. e *Paratanytarsus* sp., em sua maioria estavam correlacionados positivamente com sedimento mais heterogêneo, composto por partículas maiores, e com os pontos localizados nos tributários. Somente *Clinotanypus* sp. correlacionaram com os pontos do rio Madeira. Porém todos correlacionaram com a concentração de oxigênio dissolvido.

Por outro lado, *Parachironomus* sp. e *Xestochironomus* sp., táxons que foram registrados somente após o barramento, estão correlacionados com as maiores concentrações de matéria orgânica, carbono total orgânico, nitrogênio e argila, bem como aos pontos localizados nos tributários.

Da mesma forma, os táxons em que foi observado o maior aumento nos valores de densidade média após o barramento, entre eles: *Aedokritus* sp., *Chironomus* sp. e *Djalmabatista* sp., também correlacionaram com sedimento composto por partículas mais finas como silte e argila, e as concentrações de matéria orgânica, carbono orgânico total, nitrogênio, fósforo e a temperatura.

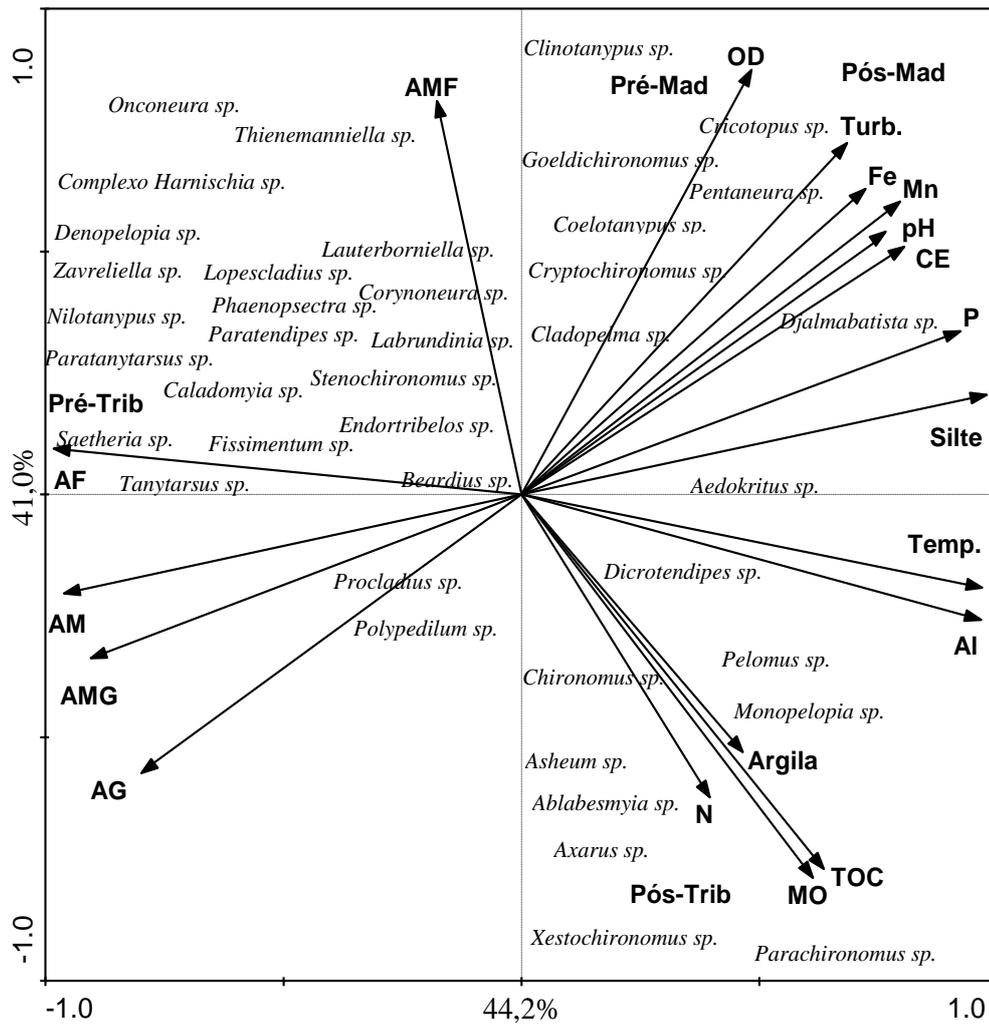


Figura 29 - Análise dos componentes principais entre as variáveis abióticas: pH, condutividade elétrica (CE), turbidez (Turb.), profundidade (Prof.), concentração de oxigênio dissolvido (OD) e temperatura da água (Temp.), as concentrações de matéria orgânica (MO), carbono orgânico total (TOC), nitrogênio (N), fósforo (P), manganês (Mn), ferro (Fe) e alumínio (Al) presentes no sedimento, composição granulométrica: areia muito grossa (AMG), areia grossa (AG), areia média (AM), areia fina (AF), areia muito fina (AMF), silte e argila, com a ocorrência dos táxons de Chironomidae, considerando-se as fases de pré e pós-barramento.

4.4.3 Discussão

Os resultados mostraram uma evidente modificação na estrutura das assembleias de Chironomidae após o barramento do rio Madeira. Esta mudança não se restringiu somente ao rio Madeira, mas ao contrário, as alterações sofridas pelas assembleias foram mais perceptíveis nos pontos localizados nos tributários.

No período do pré-barramento eram registrados táxons representantes de três subfamílias nos tributários, Chironominae, Orthoclaadiinae e Tanypodinae. Após o barramento não foram registrados representantes de Orthoclaadiinae em nenhum ponto localizado nos tributários. A ausência dos ortocladíneos deve ser uma consequência direta do represamento, pois os integrantes desse grupo são geralmente mais relacionados a ambientes lóticos (Trivinho-Strixino & Strixino, 2005), rasos (Williams & Feltmate, 1992) e com substrato heterogêneo, composto por diferentes frações de areia (Coffman & Ferrington, 1996; Sanseverino, 1998; Henriques-Oliveira et al., 2003). Com o represamento estas características, antes presentes nos pontos dos tributários, foram modificadas. Estes pontos se tornaram semi-lênticos, profundos e com substrato mais homogêneo, composto principalmente por partículas mais finas como o silte e a argila, desta forma não mais favorecendo o estabelecimento dos Orthoclaadiinae, um grupo que reconhecidamente não suporta grandes mudanças ambientais (Roque et al., 2000, Rosin et al., 2010).

Embora a subfamília Chironominae seja conhecida por sua diversidade, por alguns de seus representantes serem resistentes a grandes mudanças ambientais (Suriano & Fonseca-Gessner, 2004, Trivinho-Strixino, 2011) e por também habitarem ambientes lênticos e profundos (Williams & Feltmate, 1992), observou-se que após o barramento a riqueza taxonômica deste grupo diminuiu. Táxons como: *Complexo Harnischia* sp., *Lauterborniella* sp., *Paratendipes* sp., *Phaenopsectra* sp. e *Zavreliella* sp., não foram registrados após o barramento. Uma característica comum entre estes táxons é o fato deles preferirem ambientes lóticos e rasos (Trivinho-Strixino, 2011). Novamente, a modificação do ambiente proporcionada pelo barramento, foi decisiva na distribuição espacial destes táxons.

Por outro lado, quando existem habitats vagos, novas espécies podem se estabelecer ou espécies pré-existentes podem proliferar. As evidências sugerem que após o barramento foi registrada a ocorrência de novos táxons como *Parachironomus* sp. e *Xestochironomus* sp., e também o aumento da densidade das larvas de *Aedokritus* sp., *Chironomus* sp. e *Djalmabatista* sp.. O gênero *Chironomus* está geralmente associado a sedimentos compostos por grande quantidade de partículas finas, como argila e silte e matéria orgânica (Silver &

McCall, 2004; Takahashi, et al., 2008) e é também reconhecido por sua capacidade de suportar alteração ambientais (Sanseverino & Nessimian 2001; Silva et al., 2008).

Já o aumento na abundância de táxons considerados predadores, os Tanyptodinae, em especial, *Ablabesmyia* sp., *Coelotanypus* sp. e *Djalmabatista* sp. pode estar relacionado ao aumento da disponibilidade de alimentos no reservatório recém-criado (Merritt & Cummins, 1996).

Apesar dos Chironomidae serem considerados *r* estrategistas, sendo a maioria das vezes os primeiros a colonizarem novos ambientes (Batzer & Wissinger, 1996), a estrutura e composição de sua assembleia pode ser alterada por mudanças nas variáveis físicas, químicas e biológicas (Botts, 1997). Estas influências foram constatadas no presente estudo, visto que após o barramento alguns táxons não foram mais registrados, muito embora tenham ocorrido novos registros e proliferação de outros táxons, principalmente nos pontos localizados nos tributários.

Sendo assim, conclui-se que a construção de uma barragem afeta a estrutura e composição da assembleia de Chironomidae, confirmando a hipótese inicial de que o represamento causa a perda de espécies e até mesmo de subgrupos. Da mesma forma, pode-se perceber que estas mudanças são mais visíveis se analisadas em escalas menores, pois os diferentes táxons que compõem os Chironomidae possuem peculiaridades em relação ao tipo preferencial de habitat.

Referências bibliográficas

- BATZER, D. P. & WISSINGER, A. S. 1996. Ecology of insect communities in non-tidal wetlands. **Annual Review of Entomology**, 41:75-100.
- BOTTS, P. S. 1997. Spatial pattern, patch dynamics and successional change: Chironomidae assemblages in a Lake Erie coastal wetland. **Freshwater Biology**, 37:277-286.
- CALLISTO, M., BARBOSA, F. A., MORENO, A. 2001. The influence of Eucalyptus plantations on the macrofauna associated to *Salvinia auriculata* in Southeast Brazil. **Brazilian Journal Biology**, 61(4): 1-12.
- CALLISTO, M., MORENO, P., GONÇALVES, J. F., LEAL, J. J. F. & ESTEVES, F. A. 2002. Diversity and biomass of Chironomidae (Diptera) larvae in an impacted coastal lagoon in Rio de Janeiro. **Brazilian Journal of Biology**, 62(1): 77-84.
- COFFMAN, W. P. & FERRINGTON, L. C. 1996. Chironomidae. In: MERRITT, K. W. & CUMMINS, R. W. (eds.) **An introduction of aquatic insects of North America**. 3ed. Dubuque: Kendall Hunt Publishing.
- CORTES, R. M. V., FERREIRA, M. T., OLIVEIRA, V. S. & GODINHO, F. 1998. Contrasting impact of small dams on the macroinvertebrates of two mountain rivers. **Hydrobiologia**, 389:51-61.
- EPLER, J. H., 1992, **Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of Florida**. Florida: Department of Environmental Protection.
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 3ed. Rio de Janeiro: Interciência. 2011.
- FERRINGTON, L. C. 2008. Global diversity of non-biting midges (Chironomidae; Insecta-Diptera) in freshwater. **Hydrobiologia**, 595(1): 447-455.
- FUGI, R., HAHN, N. S., NOVAKOWSKI, G. C. & BALASSA, G. C. 2007. Ecologia alimentar da corvina, *Pachyurus bonariensis* (Perciformes, Sciaenidae) em duas baías do Pantanal, Mato Grosso, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, 97(3): 343-347.
- GAZAGNES, G. & LAVILLE, H., 1985. Étude faunistique des Chironomides (Diptera) de la Haute Neste d'Aure (Pyrénées Centrales): impact des aménagements hydroélectriques. *Ann.Limnol.* 21:149-159.
- GONÇALVES, J. F. Jr.; ESTEVES, F. A. & CALLISTO, M. 2000. Succession and diversity of Chironomidae in detritus of *Typha domingensis* in a coastal lagoon (Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, State of Rio de Janeiro, Brazil). **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie**, 27: 2374-2377.
- GRILL, G., LEHNER, B., LUMSDON, A. E., MACDONALD, G. K, ZARFL, C. & LIERMANN, C. R. 2015. An index-based framework for assessing patterns and trends in river fragmentation and flow regulation by global dams at multiple scales. **Environmental Research and Letters**, 10: 1-15.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T. & RYAN, P. D. 2001. PAST: **Palaeontological Statistics Software Package for education and data analysis**. *Palaeontologia Electronica*, 4: 1, 9 p. Disponível em < <http://folk.uio.no/ohammer/past> >.

HENRIQUES-OLIVEIRA, A. L., DORVILLÉ, L. F. M. & NESSIMIAN, J. L. 2003. Distribution of Chironomidae larvae fauna (Insecta: Diptera) on different substrates in a stream at Floresta da Tijuca, RJ, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 15(2) :69-84.

JOHNSON, R. K.; WIEDERHOLM, T. & ROSENBERG, D. M. 1995. Freshwater biomonitoring using individual organisms, population, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. In: Rosenberg, D. M. & Resh, V. H. (ed.). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Chapman and Hall.

JOLY, C. A., SPIGOLON, J. R., LIEBERG, S. A., SALIS, S. M., AIDAR, M. P. M., METZGER, J. R. W., ZICKEL, C. S., LOBO, P. C., SHIMABUKURO, M. T., MARQUES, M. C. M. & SALINO, A. 2000. O projeto Jacaré Pepira: o desenvolvimento de um modelo de recomposição da mata ciliar com base na florística regional. In: RODRIGUES, R. R. & LEITÃO FILHO, H. F. (eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/ FAPESP.

KLEINE, P. & TRIVINHO-STRIXINO, S. 2005. Chironomidae and other aquatic macroinvertebrates of a first order stream: community response after habitat fragmentation. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 17(1):81-90.

MARIDET, L., WASSON, J. G., PHILIPPE, M. & AMOROS, C. 1995. Benthic organic matter dynamics in three streams: riparian vegetation or bed morphology control? **Archiv fur Hydrobiologie**, 132:415-425.

MERRIT, R. & CUMMINS, K. 1996. **An introduction to the aquatic insects of North America** (3 ed). Kendall: Hunt Publishing

PINDER, L. C. V. 1986. Biology of freshwater Chironomidae. **Annual Review of Entomology**, 31: 1–23.

ROQUE, F. O., CORBI, J. J. & TRIVINHO-STRIXINO, S. 2000. Considerações sobre a utilização de larvas de Chironomidae (Diptera) na avaliação da qualidade da água de córregos do Estado de São Paulo. In: ESPÍNDOLA, E. L. G., PASCHOA, C. M. R. B., ROCHA, O., BOHRER, M. B. C. & OLIVEIRA NETO, A. L. (eds). **Ecotoxicologia-Perspectivas para o século XXI**. São Carlos: RiMa.

ROSIN, G. C. A., OLIVEIRA-MANGAROTTI, D. P. A. & TAKEDA, A. M. B. 2010. Chironomidae (Diptera) community structure in two subsystems with different states of conservation in a floodplain of Southern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 22(3): 276-286.

ROSSARO, B. 1991. Chironomids of Stony streams: a detrended correspondence analysis. **Archiv fur Hydrobiologie**, 122(1): 79-93.

RUSE, L. P. 1994. Chironomid microdistribution in gravel of an English chalk river.

Freshwater Biology, 32: 533-551.

SAITO, V. S. & FONSECA-GESSNER, A. A. 2014. Taxonomic composition and feeding habits of Chironomidae in Cerrado streams (Southeast Brazil): impacts of land use changes. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 26(1): 35-46.

SANSEVERINO, A. M. 1998. **Estudo da ecologia de larvas de Chironomidae (Insecta: Diptera) em riachos de Mata Atlântica (Rio de Janeiro)**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro.

SANSEVERINO, A. M. & NESSIMIAN, J. L. 1998. Habitat preferences of Chironomidae larvae in an upland stream of Atlantic Forest, Rio de Janeiro State, Brazil. **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie**, 26: 2141-2144.

SANSEVERINO, A. M. & NESSIMIAN, J. L. 2001. Hábitats de larvas de Chironomidae (Insecta, Diptera) em riachos de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 13 (1): 29-38.

SANSEVERINO, A. M., HENRIQUES-OLIVEIRA, A. L., NESSIMIAN, J. L., MESSIAS, M. C., SILVA-DA-SILVA, L. R., SODRÉ, V. M. & LOBO-RODRIGUES, J. J. 2009. Chironomidae (Insecta: Diptera) no estado do Rio de Janeiro, Brasil: situação atual, lista de espécies e novos registros. **Arquivos do Museu Nacional**, Rio de Janeiro, 67(3-4): 337-348.

SCHULTE, E. E. & HOPKINS, B. G. 1996. Estimation of soil organic matter by weight loss-on-ignition. In: MAGDOFF, M. TABATABAI, A. & HANLON Jr, E. A (Eds), **Soil organic matter: Analysis and interpretation** (pp.21-31). Madison: SSSA-ASA.

SILVA, F. L., RUIZ, S. S., BOCHINI, G. L. & MOREIRA, D. C. 2008. Functional feeding habits of Chironomidae larvae (Insecta, Diptera) in a lotic system from Midwestern region of São Paulo State, Brazil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, 3(2): 135-141.

SILVER, P. & McCALL, C. B. 2004. Habitat partitioning by chironomid larvae in arrays of leaf patches in streams. **Journal of North American Benthological Society**, 23(3): 467-479.

SURIANO, M. T. & FONSECA-GESSNER, A. A. 2004. Chironomidae (Diptera) larvae in streams of Parque Estadual de Campos do Jordão, São Paulo State, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 16(2): 129-136.

SURIANO, M. T. & FONSECA-GESSNER, A. A. 2013. Structure of benthic macroinvertebrate assemblages on a gradient of environmental integrity in Neotropical streams. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 25(4): 418-428.

TAKAHASHI, M. A., HIGUTI, J., BAGATINI, Y. M., ZVIEJKOVSKI, I. P. & VELHO, L. F. M. 2008. Composition and biomass of larval chironomid (Insecta, Diptera) as potential indicator of trophic conditions in southern Brazil reservoirs. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 20(1): 5-13.

TER BRAAK, C. J. F. & ŠMILAUER, P. 1986. **CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's guide: Software for Canonical Community Ordination** (version 4.5).

TOKESHI, M. 1995. Species interactions and community structure. In: ARMITAGE, P. D., CRANSTON, P. S. & PINDER, L. C. V. (eds). **The Chironomidae, biology and ecology of non-biting midges**. London: Chapman & Hall.

TRIVINHO-STRIXINO, S. & STRIXINO, G. 2005. Chironomidae (Diptera) do rio Ribeira (divisa dos estados de São Paulo e Paraná) numa avaliação ambiental faunística. **Entomologia y Vectores**. 12 (2): 243-253, 2005

TRIVINHO-STRIXINO, S. 2011. **Larvas de Chironomidae. Guia de identificação**. São Carlos: Depto Hidrobiologia/Lab. Entomologia Aquática/UFSCar.

WILLIAMS, D. D. & FELTMATE, B. W. 1992. **Aquatic Insects**. Wallingford: CAB International.

4.5 Utilização de métricas de biodiversidade para avaliação da comunidade bentônica antes e após o barramento do rio Madeira

Resumo

Métricas biológicas como riqueza taxonômica, índice de diversidade e a densidade dos organismos são corriqueiramente utilizadas na avaliação da qualidade ambiental ou em modelos que visam prever as consequências de futuras alterações ambientais. Por isso, a presente pesquisa visou utilizar alguns índices biológicos para avaliar as respostas da comunidade bentônica do rio Madeira frente às mudanças ambientais provocadas pelo represamento deste rio. Para isso a comunidade bentônica foi amostrada durante cinco anos (2009 a 2014), sendo os primeiros dois anos antes da construção da barragem e três anos após a construção e enchimento do reservatório de Santo Antônio. Para esta avaliação utilizamos os valores da riqueza taxonômica, da diversidade beta (β) e dos índices de similaridade de Jaccard e diversidade de Shannon-Wiener, além da relação entre a riqueza e a classe de abundância. A partir dos resultados pode-se verificar que a riqueza taxonômica e o índice de diversidade de Shannon-Wiener não revelaram mudanças na comunidade em decorrência da construção da barragem. Porém, a diversidade β e a relação riqueza vs classe de abundância indicaram alterações na estrutura da comunidade, sendo que a relação riqueza vs classe de abundância tenha sido mais sensível em análises pontuais.

Palavras – chave: Riqueza taxonômica, densidade, represamento, mudanças, diversidade

4.5.1 Introdução

As comunidades biológicas, naturalmente, sofrem alterações ao longo do tempo e do espaço (Pianka, 1982). Todavia, quando ocorrem mudanças abruptas nos ecossistemas estas alterações costumam ser mais rápidas e intensas.

Uma das formas de se avaliarem as alterações nas comunidades é através de índices biológicos, sendo o mais utilizado entre estes, o índice de diversidade (Washington, 1984). Visto que a diversidade biológica está relacionada à qualidade ambiental e por este motivo, medidas voltadas para a avaliação da diversidade biológica são empregadas em avaliações ambientais, as quais averiguam o estado de preservação ou de alteração na estrutura das comunidades e quais as mudanças provocadas pelo *stress* natural ou antropogênico (Magurran, 2013).

Por isso, o uso de estimativas de biodiversidade é importante quando a prioridade é a determinação dos pontos para o gerenciamento (Lockwood et al., 2012), ou quando se pretende avaliar o padrão ecológico do ecossistema (Spatharis & Tsirtsis, 2010) ou fazer previsões sobre como a diversidade e o funcionamento dos ecossistemas poderão ser afetados pelas mudanças globais (Dawson et al., 2011).

Quando o foco é verificar pequenas variações na estrutura e diversidade da comunidade o uso de métodos multivariados se torna eficaz (Warwick & Clarcke, 1991). Entre os métodos utilizados para verificar as possíveis alterações nos ambientes encontram-se algumas métricas biológicas como: riqueza taxonômica, densidade, índices de diversidade, diversidade β (Magurran, 2013) e razões como entre a riqueza e a classe de dominância (Clarcke & Warwick, 2001).

Devido à possibilidade de se utilizarem diferentes métricas biológicas para identificar as alterações ambientais, o presente trabalho teve como objetivo verificar as respostas de longo prazo da comunidade bentônica frente às mudanças ambientais após o represamento do rio Madeira, por meio da aplicação de alguns índices biológicos, tendo como hipótese que os índices biológicos refletem alterações da comunidade bentônica causadas pela construção da barragem.

4.5.2 Resultados

Embora os valores da riqueza taxonômica tenham apresentado variações entre as fases de pré e pós-barramento (Figura 30), principalmente nos tributários em que se observou uma redução nos valores de riqueza taxonômica, estas variações não foram significativas, nem no sistema todo (rio Madeira + tributários) ($p=0,7129$), nem no rio Madeira ($p=0,2844$) ou nos tributários ($p=0,0734$), isoladamente.

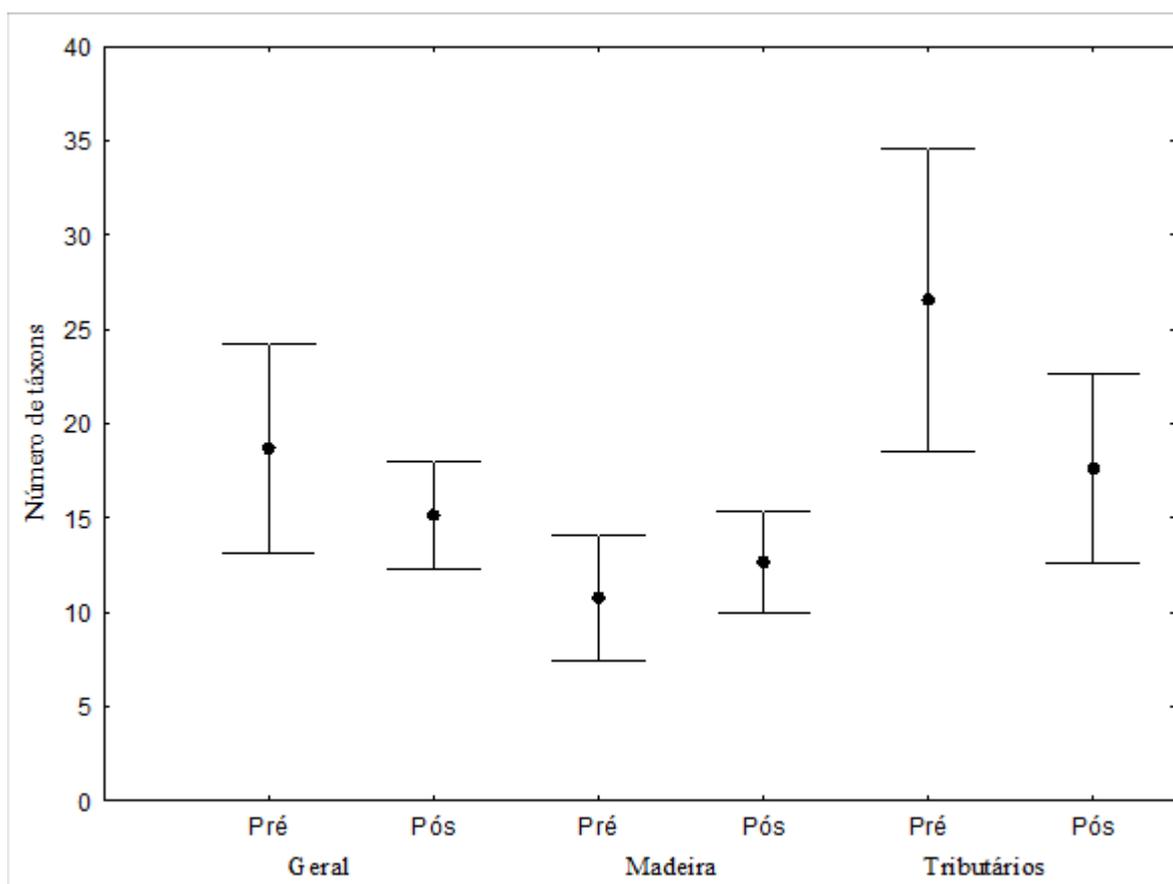


Figura 30 - Valores médios e desvio padrão (95% de confiança) da riqueza taxonômica geral registrada no sistema todo (rio Madeira + tributários), no rio Madeira e tributários isoladamente, para as fases pré e pós – barramento.

Na análise realizada para cada ponto de amostragem, na maioria deles, apesar das variações observadas nos valores da riqueza taxonômica, não houve diferenças entre as fases pré e pós-barramento, Car ($p = 0,0613$), Crc ($p = 0,1933$), Jaci ($p = 0,3219$), Jati ($p = 0,0836$), M2 ($p = 0,5929$), J1 ($p = 0,5863$) e J2 ($p = 0,232$), com exceção do ponto M1 ($p = 0,0246$), localizado no rio Madeira, no qual se observou um aumento nos valores da riqueza taxonômica após o barramento (Figura 31).

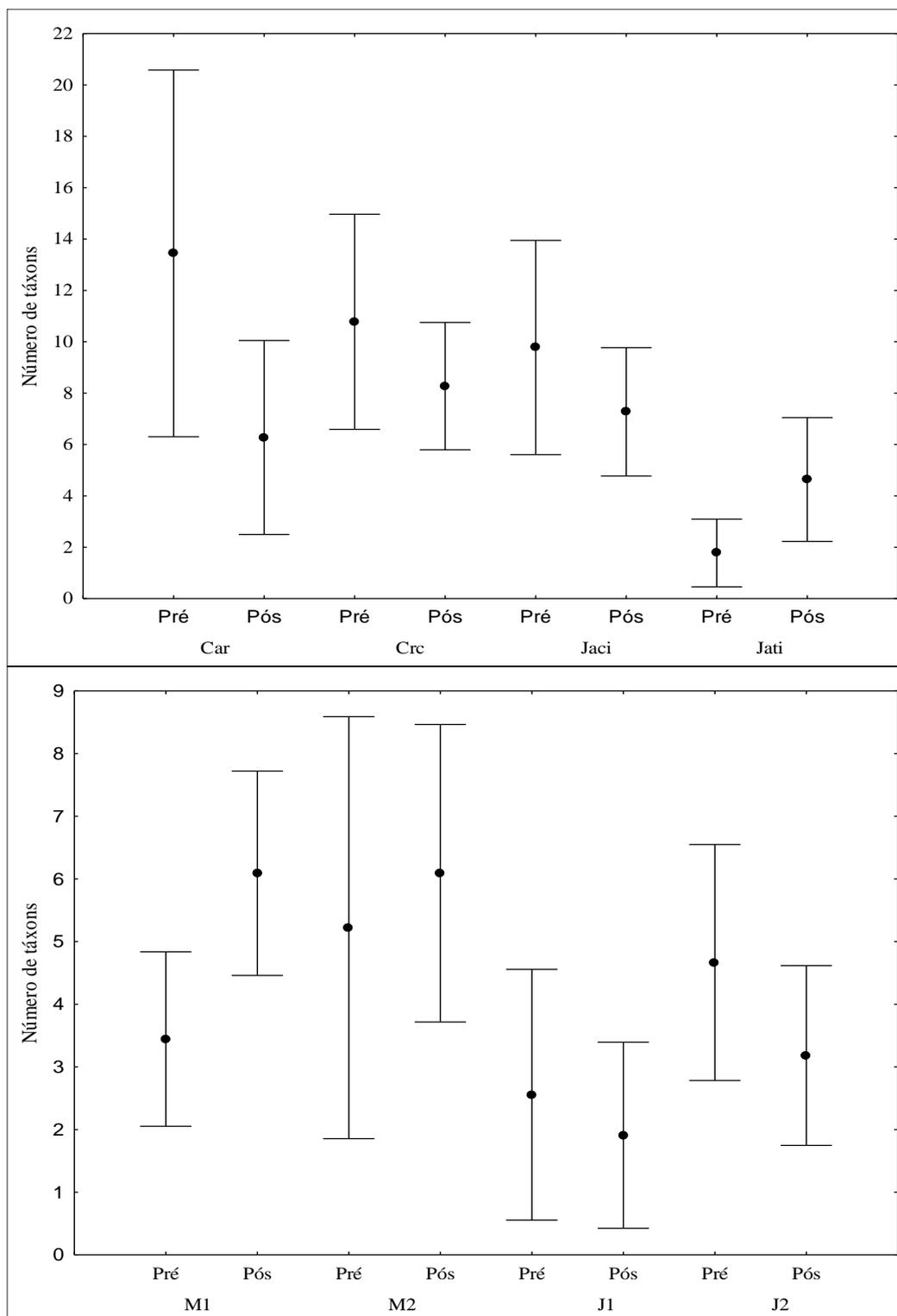


Figura 31 - Média e desvio padrão (95% de confiança) dos valores da riqueza taxonômica registrados no em cada ponto de amostragem: rios Caripuna (Car), Caracol (Crc), Jaci-Paraná (Jaci), rio Jatuarana (Jati), Montante 1 (M1), Montante 2 (M2), Jusante 1 (J1) e Jusante 2 (J2), antes e após o barramento.

Como anteriormente observado na Figura 32 ocorreram variações na diversidade α da comunidade de macroinvertebrados bentônicos tanto no rio Madeira como nos tributários. Da mesma forma, foram observadas variações na diversidade β quando se compara esta comunidade na fase de pré-barramento (56,34%) e na de pós-barramento (40%). Esta mudança na diversidade β pode ser melhor observada na Figura 28, a qual mostra, através do dendrograma de similaridade de Jaccard, o aumento da similaridade entre o rio Madeira e os tributários após o barramento.

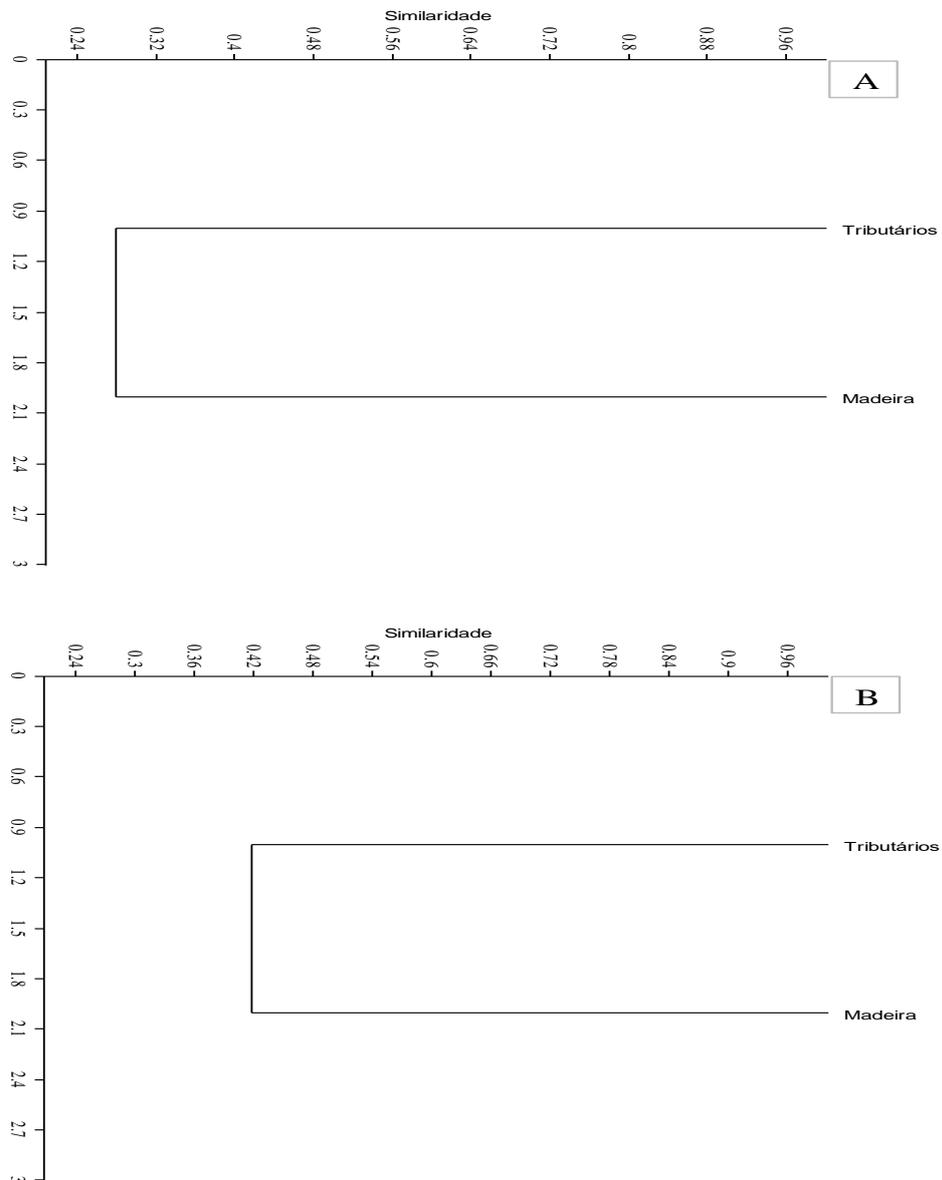


Figura 32 - Dendrograma de similaridade de Jaccard entre as comunidades de macroinvertebrados bentônicos do rio Madeira e seus tributários na área de influência da UHE Santo Antônio do Madeira para as fases pré-barramento (A) e pós-barramento (B), considerando-se o período de estudo de 2009 a 2015.

Em relação aos valores do índice de diversidade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos (Figura 33), apesar destes terem variado amplamente, também não foram observadas diferenças significativas entre as fases de pré-barramento e pós-barramento, nem para o sistema em geral ($p=0,7649$), nem para o rio Madeira ($p = 0,1489$) e nem para os seus tributários ($p = 0,0526$), isoladamente.

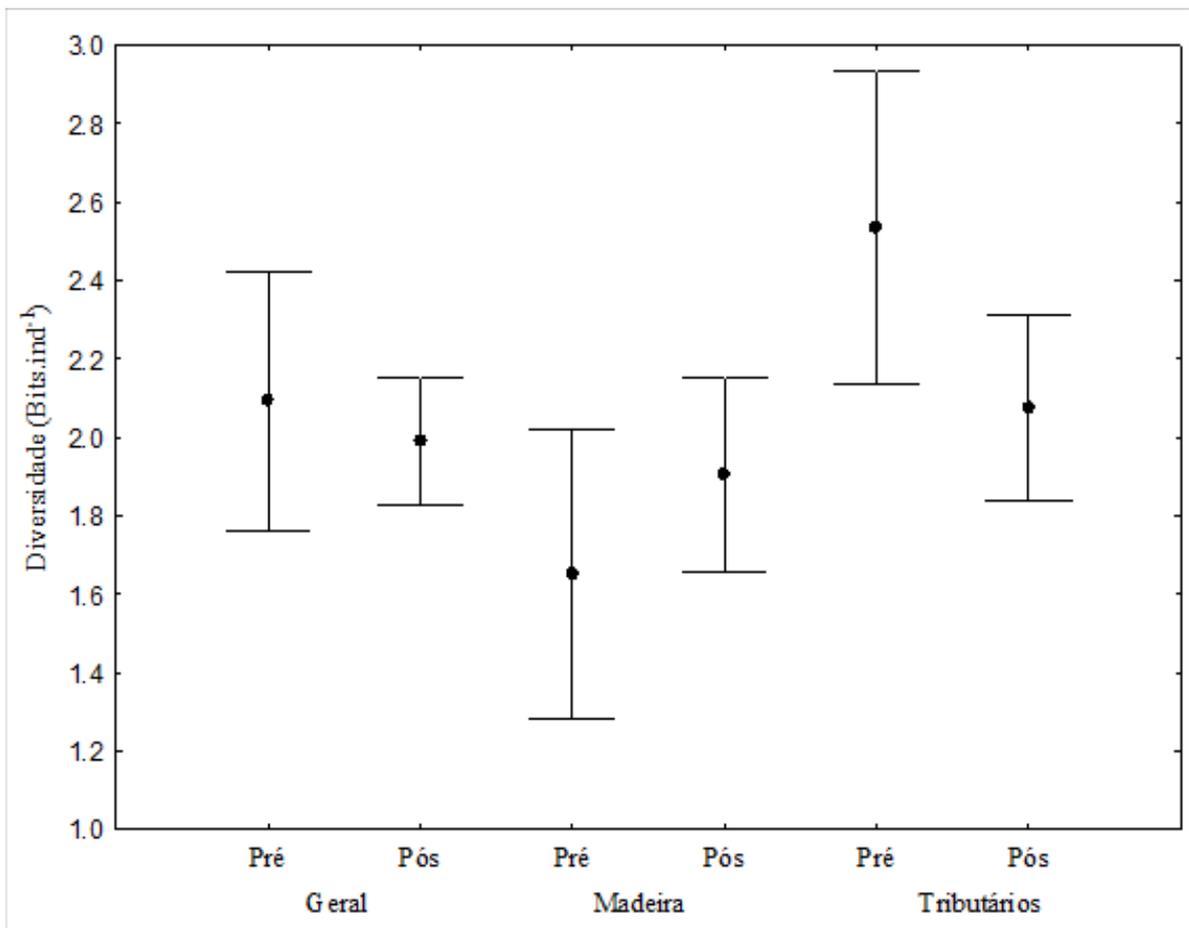


Figura 33 - Valores médios e desvio-padrão (95% de confiança) do índice de diversidade de Shannon-Wiener obtidos para o sistema geral (rio Madeira + tributários) e para o rio Madeira e os tributários isoladamente, antes e após o barramento.

Ao analisar separadamente os valores do índice de diversidade de cada ponto amostral, observam-se variações na diversidade da comunidade bentônica entre as fases de pré-barramento e pós-barramento (Figura 34), contudo estas variações não são estatisticamente diferentes para nenhum dos pontos analisados: Car ($p=0,0574$), Crc ($p=0,1106$), Jaci ($p=0,5432$), Jati ($p=0,239$), M1 ($p=0,3414$), M2 ($p=0,1101$), J1 ($p=0,3292$) e J2 ($p=0,4686$).

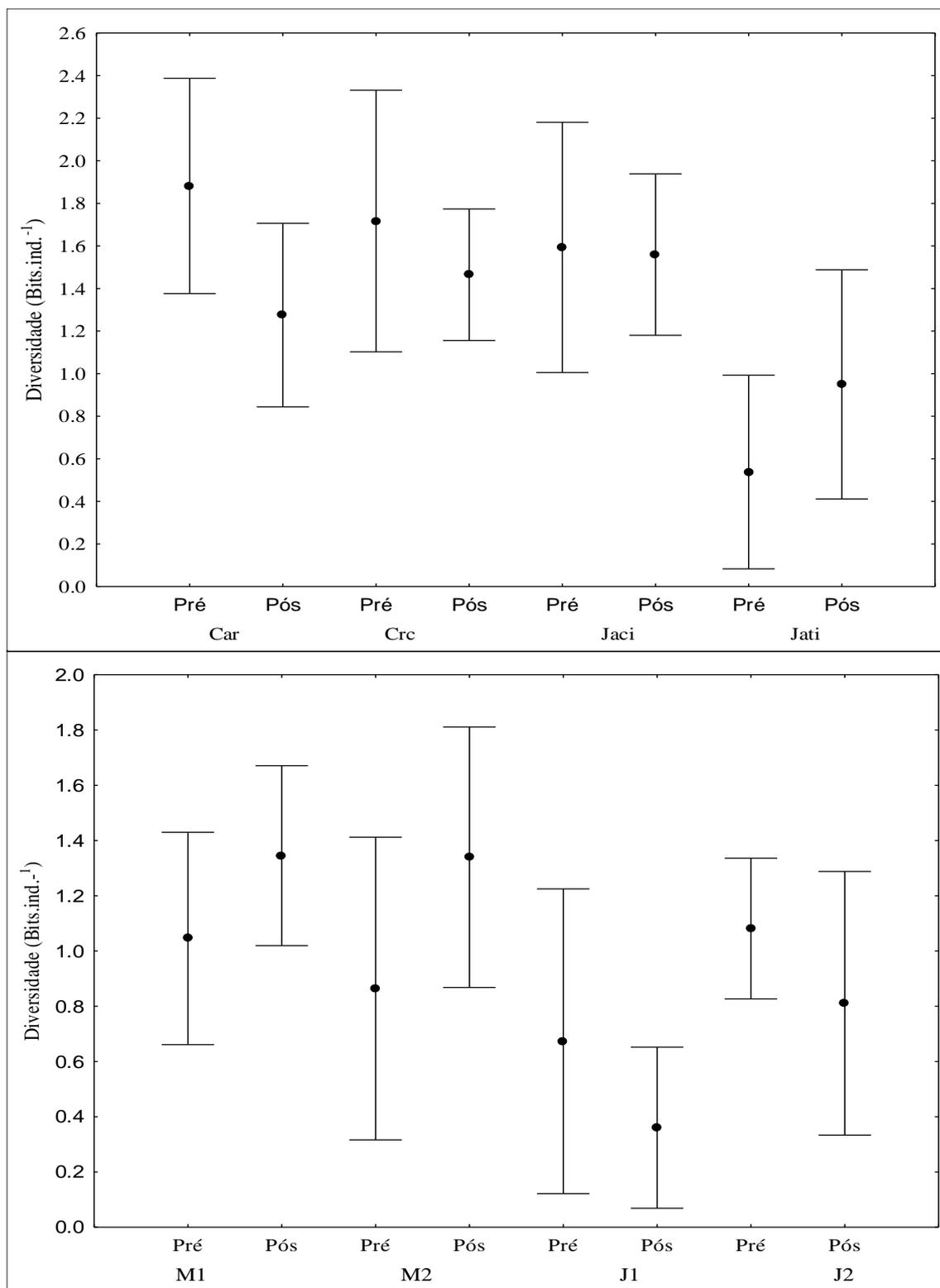
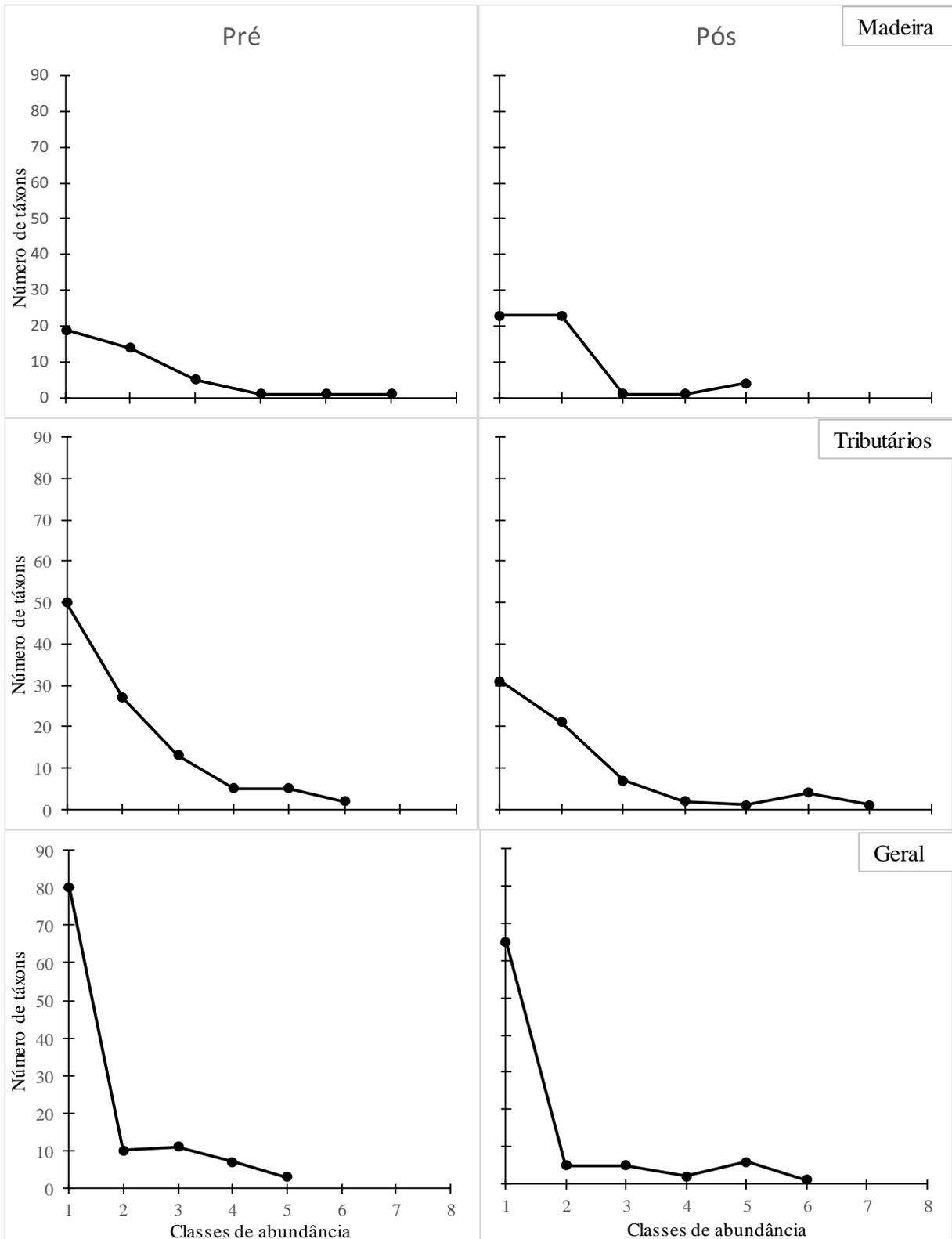


Figura 34 - Valores médios e desvios-padrão (95% de confiança) para o índice de diversidade de Shannon-Wiener obtidos para cada ponto de amostragem: rios Caripuna (Car), Caracol (Crc), Jaci-Paraná (Jaci), rio Jatuarana (Jati), Montante 1 (M1), Montante 2 (M2), Jusante 1 (J1) e Jusante 2 (J2), antes (Pré) e após (Pós) o barramento.

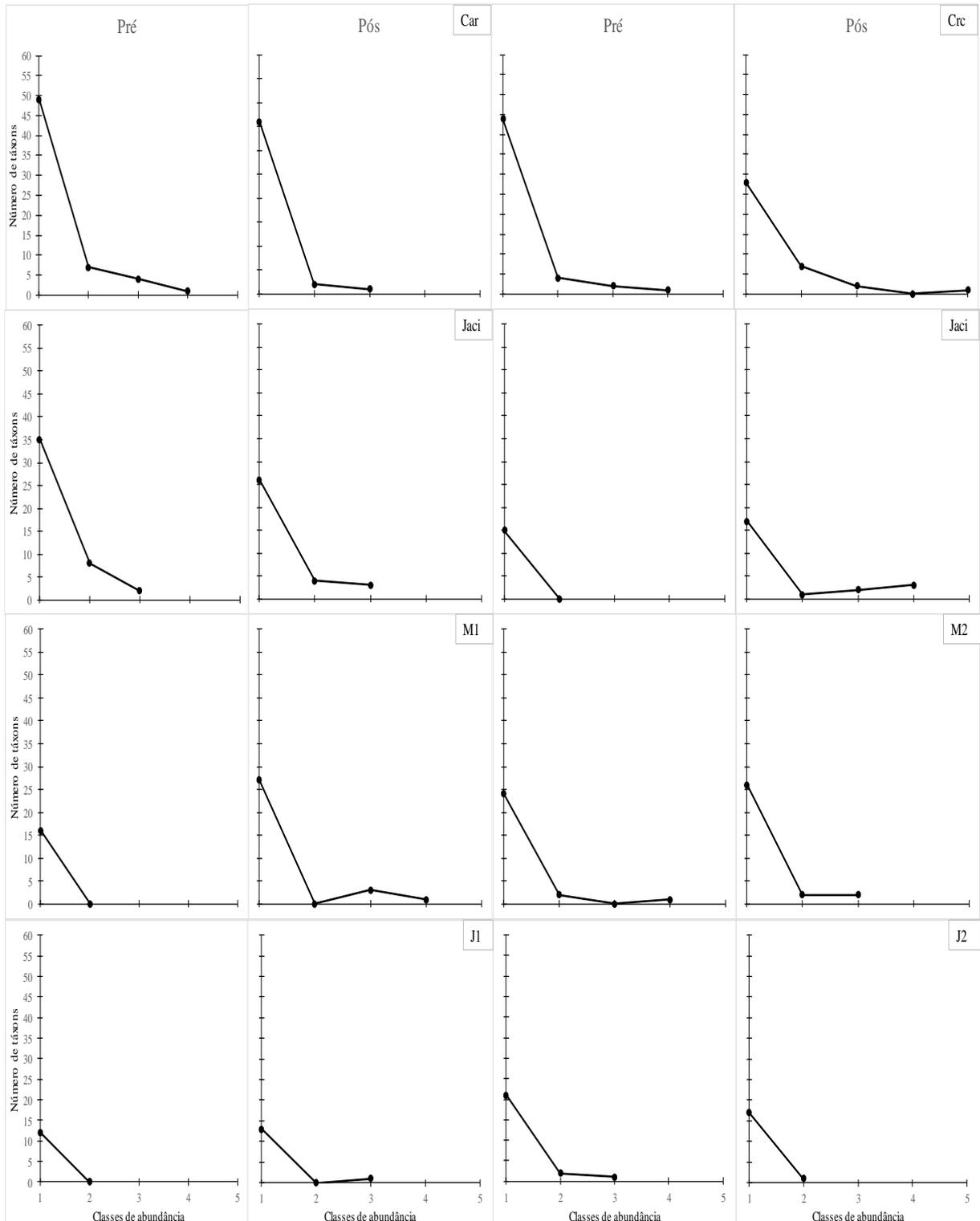
Na Figura 35 são apresentadas as relações entre riqueza e a classes de abundância da comunidade bentônica. Assim foi possível observar que no rio Madeira após o barramento a curva se torna mais íngreme, indicando que muitas espécies são representadas por poucos indivíduos. Contrariamente, nos tributários, após o barramento, ocorre um achatamento da curva, o que indica que a abundância de algumas espécies aumentou. No entanto, ao observar o sistema Geral (rio madeira + tributários) não foi possível verificar grandes alterações na forma da curva, visto que a curva continua íngreme, porém houve aumento no número de classes de abundância.

Na maioria dos pontos amostrais nota-se que não houve alteração na forma da curva da Riqueza *vs* Classes de abundância entre as fases de pré e pós-barramento (Figura 36), indicando que a abundância das espécies não sofreu alterações, com exceção do ponto Crc, no qual foi possível observar um achatamento da curva e aumento das classes de abundância. Isto é um indicativo de que houve aumentos na abundância de poucas espécies após o barramento.



Legenda: para o sistema geral (Rio Madeira, mias tributários): Classe 1 = 1 indivíduo; classe 2 = 2 a 3 indivíduos; classe 3 = 4 a 7 indivíduos; classe 4 = 8 a 15 indivíduos; classe 5 = 16 a 31 indivíduos; classe 6 = 32 a 63 indivíduos; classe 7 = 64 a 127 indivíduos

Figura 35 - Relações entre a riqueza de táxons e as classes de abundância nas comunidades de macroinvertebrados bentônicos registradas para o rio Madeira, para os tributários e para o sistema (Geral = rio Madeira + tributários), nas fases antes (Pré) e após (Pós) o barramento.



Legenda: Classes de abundância: Classe 1 = 1 indivíduo; classe 2 = 2 a 3 indivíduos; classe 3 = 4 a 7 indivíduos; classe 4 = 8 a 15 indivíduos; classe 5 = 16 a 31 indivíduos.

Figura 36 - Relações entre riqueza e a classes de abundância da comunidade de macroinvertebrados bentônicos obtidas em cada ponto de amostragem: rios Caripuna (Car), Caracol (Crc), Jaci-Paraná (Jaci), rio Jatuarana (Jati), Montante 1 (M1), Montante 2 (M2), Jusante 1 (J1) e Jusante 2 (J2), antes (Pré) e após (Pós) o barramento.

4.5.3 Discussão

Embora tenha sido observada uma variação nos valores da riqueza taxonômica e do índice de diversidade de Shannon-Wiener, estatisticamente, estes valores não foram diferentes entre a fase pré e pós-barramento. Isto evidencia que estes dois índices não indicaram alterações na diversidade da comunidade bentônica que pudessem ser atribuídas ao barramento do rio. É possível que alterações generalizadas ou moderadas em vez de diminuir possam ocasionar o aumento na diversidade, em consequência de uma recolonização por novas e diferentes espécies (Odum, 2012). Devido a estas peculiaridades, podemos concluir que alterações no número de táxons (riqueza de espécies) e alterações na abundância de indivíduos nas populações não foram métricas adequadas para indicar as alterações observadas na composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos após o barramento do rio Madeira, principalmente no que diz respeito à perda de espécies.

O outro descritor utilizado, a diversidade β , similarmente não permitiu identificar as situações nas quais ocorreram perdas de espécies ou acréscimo de outras. A diversidade β pode, contudo, revelar mudanças na composição faunística dos sistemas (Magurran, 2013). Este fato foi observado em nosso estudo, em que após o barramento do rio houve uma redução nos valores da diversidade β , e conseqüentemente um aumento na similaridade entre as biocenoses registradas para o rio Madeira e as dos tributários. Segundo Magurran (2013) os valores da diversidade β variam de 0, quando os ambientes compartilham a mesma biocenose, a 100 em que cada ambiente apresenta biocenoses singulares. Desta forma, a diminuição do valor da diversidade β entre os sistemas, indica uma homogeneização do ecossistema (Anderson et al., 2006; Magurran, 2013).

Com o represamento de um rio é esperado que ocorra uma homogeneização parcial do ecossistema, devido principalmente à perda de micro-habitats (Rosenberg et al., 1997) e também em virtude do controle da vazão (Nilsson et al., 2005), o que reduz as trocas laterais entre a mata ciliar e o rio (Ward & Stanford, 1995; Kingsford, 2000). Também, ocorre a sedimentação do material em suspensão (Palmer et al., 2000) levando a diferentes graus de homogeneização do sedimento (Rosenberg et al., 1997) com aumento das partículas finas, como silte e argila (Richter et al., 2010). Como o barramento de um rio pode exercer influência a muitos quilômetros à montante da barragem (Grill et al., 2015), especialmente em relevos relativamente planos, o avanço do rio principal, nesse caso o rio Madeira, sobre os tributários, faz com que estes percam parte de suas características originais, se tornando mais

semelhantes, em termos de características abióticas, ao rio barrado, especialmente na confluência e alguns quilômetros adentro no tributário original. Consequentemente, há interferências diretas sobre as populações destes locais, as quais tendem a se tornar mais semelhantes entre os sistemas, visto que os organismos, particularmente aqueles pertencentes à comunidade de macroinvertebrados bentônicos, são muito suscetíveis às características abióticas (Bispo et al., 2006) e à composição do sedimento (Ward et al., 1995).

A outra medida utilizada para averiguar as mudanças proporcionadas pelo represamento do rio foi a relação entre riqueza e a classe de dominância. Estudos como o de Clarke e Warwick (2001) indicam que ambientes alterados tendem a apresentar um maior número de espécies dominantes, em detrimento das espécies raras. Contudo o estudo deles foi realizado em ambientes poluídos, caso que não se aplica a este estudo. O fator estressante, no presente estudo foram as alterações do ambiente proporcionadas pela construção da barragem, como a regulação do fluxo d'água e a transformação de compartimentos lóticos em compartimentos lênticos ou semi-lênticos. Todas estas mudanças não proporcionaram grandes alterações no formato das curvas da relação riqueza vs classes de abundância ao analisar o sistema como um todo (rio Madeira mais tributários). O achatamento da curva indica aumento de espécies abundantes (Clarke & Warwick, 2001) geralmente em consequência de alterações ambientais, visto que ambientes alterados tendem a apresentar poucas espécies dominantes (Odum, 2012). Os resultados, quando analisados em escalas menores, mostram uma redução no número de espécies raras, pouco abundantes (pertencentes à classe 1) nos tributários e também, quando analisados separadamente, como por exemplo no ponto Caracol (Crc) após o barramento, indicando alterações no ambiente. De acordo com Kempton (1979) a distribuição da abundância das espécies é muitas vezes mais sensível às mudanças ambientais do que os valores da riqueza de espécies, visto que a abundância expressa a organização estrutural da comunidade.

Os resultados indicam que métricas como riqueza taxonômica e índice de diversidade de Shannon-Wiener, não refletiram as mudanças observadas na composição taxonômica da comunidade de macroinvertebrados bentônicos após o fechamento da barragem, pois podem ocorrer alterações nos valores dos índices por diversos fatores como perda, ou acréscimo de espécies, aumento ou diminuição na abundância das populações e combinações diferentes destes eventos podem resultar em valores de índice similares. Apesar da ocorrência de perda ou acréscimo de novas espécies.

Pode-se concluir que ocorreram alterações na estrutura da comunidade, em decorrência de homogeneização parcial entre as comunidades do rio principal e dos seus tributários nos pontos avaliados. Além disso, verificou-se que métricas como a relação entre a riqueza e as classes de abundância são mais sensíveis às alterações proporcionadas pelo barramento de um rio, se analisadas em menor escala, de forma pontual, porém também não refletem as alterações na estrutura da comunidade se a análise do sistema for em ampla escala.

Referências bibliográficas

- ANDERSON, M. J., ELLINGSEN, K. E. & MCARDLE, B. H. 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. **Ecology Letters**, 9: 683–693.
- BISPO, P. C., OLIVEIRA, L. G. & BINI, L. M. 2006. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil: environmental factors influencing the distribution and abundance of immatures. **Brazilian Journal of Biology**, 66: 611-622.
- CLARKE, K. R. & WARWICK, R. M. 2001. **Changes in Marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. 2 ed. Bournemouth: Plymouth Marine Laboratory.
- DAWSON, T. P., JACKSON, S. T., HOUSE, J. I., PRENTICE, I. C. & MACE, G. M. 2011. Climate Beyond Predictions: Biodiversity Conservation in a Changing Climate. **Science**, 332: 53-58.
- GRILL, G., LEHNER, B., LUMSDON, A. E., MACDONALD, G. K., ZARFL, C. & LIERMANN, C. R. 2015. An index-based framework for assessing patterns and trends in river fragmentation and flow regulation by global dams at multiple scales. **Environmental Research and Letters**, 10: 1-15.
- HAMMER, O.; HARPER, D. A. T. & RYAN, P. D. 2001. PAST: **Palaeontological Statistics Software Package for education and data analysis**. Palaeontologia Electronica, 4: 1, 9 p. Disponível em < <http://folk.uio.no/ohammer/past> >.
- KEMPTON, R. A. 1979. The structure of species abundance and measurement of diversity. **Biometrics**, 35: 307-321.
- KINGSFORD, R. T. 2000. Ecological impacts of dams, water diversions and river management on floodplain wetlands in Australia. **Austral Ecology**, 25: 109–127.
- LOCKWOOD, M., DAVIDSON, J., HOCKINGS, M., HAWARD, M. & KRIWOKEN, L. 2012. Marine biodiversity conservation governance and management: regime requirements for global environmental change. **Ocean & Coastal Management**, 69: 160-172.
- MAGURRAN, A. E. 2013. **Medindo a diversidade biológica**. Curitiba: Editora da UFPR.
- NILSSON, C., REIDY, C. A., DYNESIUS, M. & REVENGA, C. 2005. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. **Science**, 308: 405–8.
- ODUM, E. P. 2012. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan.
- PALMER, M. A., COVICH, A. P., LAKE, S., BIRO, P., BROOKS, J. J., COLE, J., DAHM, C., GIBERT, J., GOEDKOOP, W., MARTENS, K., VERHOEVEN, J. & VAN DE BUND, W. J. 2000. Linkages between aquatic sediment biota and life above sediments as potential drivers of biodiversity and ecological processes? **BioScience**, 50:1062–1075.

- PIANKA, E. R. 1982. **Ecología evolutiva**. Barcelona: Ediciones Omega S.A.
- RICHTER, B. D., POSTEL, S., REVENGA, C., SCUDDER, T., LEHNER, B., CHURCHILL, A. & CHOW, M. 2010. Lost in development's shadow: The downstream human consequences of dams. **Water Alternatives**, 3(2): 14-42.
- ROSENBERG, D. M., BERKES, F., BODALY, R. A., HECKY, R. E., KELLY, C. A. & RUDD, J. W. M. 1997. Large-scale impacts of hydroelectric development. **Environmental Reviews**, 54: 27–54.
- SHANNON, C. E. & WEAVER, W. 1949. **The Mathematical theory of communication**. Urbana: University of Illinois Press.
- SPATHARIS, S., TSIRTSIS, G. 2010. Ecological quality scales based on phytoplankton for the implementation of Water Framework Directive in the Eastern Mediterranean. **Ecological Indicators**, 10(4): 840-847.
- WARD, D., HOLMES, N. & JOSÉ, P. 1995. **The New Rivers & Wildlife Handbook**. Bedfordshire: RSPP, NRA e The Wildlife Trusts.
- WARD, J. V. & STANFORD, J. A. 1995. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research and Management*, 11: 105–119.
- WARWICK, R. R. & CLARCKE, K. R. 1991. A comparison of some methods for analysis changes in benthic community structure. **Journal of the Marine Biology Association of the United Kingdom**, 71, 225-244.
- WASHINGTON, H. G. 1984. Diversity, biotic and similarity indices: a review with special reference to aquatic ecosystem. **Water Research**, 18: 653-694.

5. CONCLUSÃO GERAL

A construção de uma barragem em um rio causa grandes alterações nestes ecossistemas, primeiramente transformando um sistema lótico em lêntico, depois interrompendo o fluxo longitudinal e lateral, regulando seu fluxo natural (cheia e seca) e homogeneizando o sedimento. Todas estas mudanças afetam diretamente as comunidades biológicas, alterando a composição e estrutura destas comunidades. Estas mudanças proporcionadas pelo barramento de um rio foram observadas em nosso estudo.

No caso dos anelídeos hirudíneos, a abundância e a distribuição das assembleias de *Helobdella* foram influenciadas, tanto pelas variáveis abióticas quanto pela composição granulométrica do sedimento. Após o barramento, embora não tenha ocorrido perda de espécies, houve uma redistribuição das populações, provavelmente em consequência de mudanças das características do sedimento.

As assembleias de *Oligochaeta* foram também influenciadas pelas alterações nos sedimentos, visto que algumas espécies não foram mais registradas após o barramento. Similarmente ao já observado para alguns rios sul-americanos de grande porte, algumas espécies possuem um padrão de associação e este padrão não tende a desaparecer após o barramento de um rio, a menos que as características do sedimento, as quais as espécies preferem, sejam alteradas.

Da mesma forma, o barramento do rio também influenciou na composição e estrutura das populações dos Chironomidae, pois após o barramento alguns táxons deixaram de ocorrer enquanto que novos táxons foram registrados e outros preexistentes proliferaram. Por isso, pode-se inferir que o barramento de um rio afeta a estrutura e composição da assembleia de Chironomidae e que estas mudanças são mais visíveis em escala espacial menor devido às peculiaridades em relação ao tipo de habitat que os diferentes táxons possuem.

Por fim pode-se concluir que a construção de barragem em rios funciona como um fator controlador da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, influenciando diretamente sua estrutura e composição, uma vez que ao alterar o fluxo hidrológico da porção a montante acaba inibindo a permanência e estabelecimento de espécies reofílicas. Além

disso, o barramento causa a homogeneização do sedimento, o que implica em perda de biodiversidade e aumento da abundância de algumas espécies. Também, o rápido fluxo em regiões próximas à barragem, no trecho a jusante acaba selecionando poucas espécies com elevada resiliência e tolerância ao *stress* ambiental.

Contudo, métricas como riqueza taxonômica e o índice de diversidade de Shannon-Wiener, não refletiram as mudanças observadas na composição taxonômica da comunidade de macroinvertebrados bentônicos após o fechamento da barragem, apesar da perda e acréscimo de novas espécies. Porém, a diversidade β e o índice de similaridade de Jaccard indicaram um aumento da similaridade entre as faunas dos dois sistemas, rio Madeira e tributários, após o barramento, o que indica mudanças na estrutura destas comunidades. Do mesmo modo, a relação entre a riqueza e as classes de abundância, quando analisada em escala espacial menor, foi sensível às alterações proporcionadas pelo represamento do rio.