

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

DINÂMICA DA COMUNIDADE DE
MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS NO BAIXO RIO
XINGU DURANTE A FASE INICIAL DE OPERAÇÃO DA USINA
HIDRELÉTRICA (UHE) DE BELO MONTE

JOÃO VITOR DE MELLO ASSIS
ORIENTADOR: DR. JOSÉ GALIZIA TUNDISI

SÃO CARLOS, 2018

**DINÂMICA DA COMUNIDADE DE
MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS NO BAIXO RIO
XINGU DURANTE A FASE INICIAL DE OPERAÇÃO DA USINA
HIDRELÉTRICA (UHE) BELO MONTE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Orientador: Dr. José Galizia Tundisi

João Vitor de Mello Assis

São Carlos, 2018



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 Dissertação de Mestrado do candidato João Vitor de Mello Assis, realizada em 10/05/2018:

Prof. Dr. José Galizia Tundisi
UFSCar

Profa. Dra. Odete Rocha
UFSCar

Prof. Dr. Donato Seiji Abe
IIE

*Dedico este trabalho a minha prima Creuza Margareth de Assis.
Por toda alegria e descontração, mesmo nos momentos mais
difíceis, você se tornou um exemplo de esperança para enfrentar as
grandes adversidades da vida com muito bom humor.*

“Quando você está em uma jornada e o objetivo vai ficando mais próximo, você percebe que o verdadeiro objetivo é a jornada.” (Eduardo Sphor, Filhos do Éden: O Paraíso Perdido, 2015)

AGRADECIMENTOS

Agradeço muito a minha família que esteve comigo em todos os momentos e me apoiaram durante esta jornada. Também agradeço muito por terem me ensinado o valor da educação, honestidade, dedicação ao trabalho e do amor incondicional.

Ao meu Orientador, Professor Tundisi, pela dedicação, inspiração e genialidade. O senhor será meu exemplo e suas qualidades serão meu objetivo durante minha vida acadêmica.

A Professora Takako Matsumura-Tundisi também pela dedicação, inspiração e genialidade. Muito obrigado pelas recomendações para esse projeto.

Ao Dr. Gabriel Alfonso Roldán Pérez pela inspiração no trabalho com macroinvertebrados bentônicos e a incrível troca de experiências durante o São Paulo Advanced Scholl of Integrated Water Resources Management.

A Professora Odete Rocha, pela extensa experiência no trabalho com a diversidade de ecossistemas aquáticos e sugestões para esse projeto.

Ao biólogo Ricardo Milanetti Degani pela identificação dos macroinvertebrados bentônicos e ajuda na elaboração da carta temática deste projeto.

Aos doutores Donato Seiji Abe e Corina Sigagis Galli por todos as contribuições nesse projeto e me ajudarem na compreensão desse complexo ecossistema.

Ao companheiro de laboratório e amigo Leandro Campanelli pela companhia, amizade e ser um grande exemplo de profissionalismo e dedicação.

Aos companheiros de laboratório e amigos Gabriel Bertho e Beatriz Sorigotto pela convivência e incrível troca de experiências.

A toda Equipe do Instituto Internacional de Ecologia (Eduardo, Suelen, Miriam, Thaís, Valéria, Cileisi, Alexandre, Gabriela, Blanco, Felipe, Samuel, Fernando e Jussara) que contribuíram e ajudaram bastante para esse projeto.

A República Pedra 90 (Magrão, Nardo, Rocco, Japa, Fitão, Crew, Leo, Marina, Gabi, Ivan, Ronildo, Lucas, Carmem, Dé, Laura, Dourado, Gordinho e Rafaela) por me receberem em São Carlos, pela divertida convivência e por me ajudarem bastante durante todo esse tempo

Ao Marcão pela ajuda na Estatística e Índices de Diversidade. Você me mostrou que é possível alcançar grandes VITÓRIAS!!!!

Ao famoso paleontólogo, adorador de Star Wars e Battelfield, Zidane pela incrível amizade e companheirismo em todos os momentos e em todas as zoeiras.

A Carol, pela amizade que continua desde a graduação em Sorocaba. Você sempre tem um conselho certo para a hora certa e também entende como minha cabeça funciona.

Aos Grandes Amigos: Jorge, Nádia, Vassile, Renato, Z e Mayris. A amizade e a convivência com vocês tornam a minha vida em São Carlos uma verdadeira aventura.

Ao Túllio pela amizade e pelas conversas sobre mosquitos, ecologia, encrencas e antropologia. Sua perspectiva e seu trabalho ampliaram minha visão do mundo.

Ao PPGERN e ao corpo administrativo (João Augusto da Silva Affonso e Roseli Aparecida Gonçalves) pela ajuda e suporte nas questões burocráticas

A Norte Energia S.A. e a Eletrobrás pelo fornecimento dos dados importantes.

Por fim agradeço a CAPES pelo suporte financeiro durante os dois anos de Mestrado.

SUMÁRIO

RESUMO	1
ABSTRACT	2
1. INTRODUÇÃO	3
1.1. O Rio Xingu	3
1.2. A Usina Hidrelétrica de Belo Monte.....	3
1.3. Impactos Ambientais associados com as Hidrelétricas	5
1.4. Macroinvertebrados Bentônicos e Biomonitoramento	6
2. OBJETIVOS.....	8
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	9
3.1. Localização e descrição dos pontos de coleta na bacia do baixo rio Xingu	9
3.2. Processo de enchimento dos reservatórios da UHE Belo Monte.....	10
3.3. Períodos de amostragem e Hidrograma de Vazão e Precipitação	10
3.4. Amostragem dos Macroinvertebrados Bentônicos e tratamento dos dados	12
3.5. Amostragens de Água Superficial, Sedimento e tratamento dos dados ...	12
3.6. Testes de Variância, Índices e Diversidade e BMWP	12
4. RESULTADOS.....	14
4.1. Parâmetros físicos e químicos da Água Superficial.....	14
4.2. Composição granulométrica do sedimento	19
4.3. Composição da Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos na bacia do	
baixo Rio Xingu.....	21
4.4. Composição dos Grupos Tróficos Funcionais.....	26
4.5. Densidade e Riqueza ao longo dos períodos de amostragem.....	28
4.6. Resultado do Teste de Variância.....	29
4.7. Diversidade de Macroinvertebrados Bentônicos ao longo dos períodos de	
amostragem.....	29
4.8. Índice BMWP e Qualidade da Água na bacia do baixo Rio Xingu	30
5. DISCUSSÃO	33

5.1.Parâmetros físicos e químicos da Água Superficial e granulometria do Sedimento.....	33
5.2.Fauna Bentônica do baixo rio Xingu	34
5.3. Grupos Funcionais e Ecologia Trófica	35
5.4.Dinâmica de densidade, riqueza e diversidade	36
5.5.Estiagens na bacia Amazônica	37
5.6.Efeitos da Estiagem na Comunidade Bentônica	38
5.7.Efeitos da redução de vazão na Comunidade Bentônica	38
5.8.Pulsos e Função de Força.....	39
5.9.Resultados discordantes entre o BMWP e a Qualidade da Água	40
6. CONCLUSÃO	42
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	43
8. ANEXOS	55

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Descrição e coordenadas geográficas dos pontos de coleta na bacia do baixo rio Xingu. Coordenadas expressas em UTM, Zona 22M, E (Este) e S (Sul).....	10
Tabela 2. Parâmetros físicos e químicos da água superficial do ponto RX1 ao longo dos períodos de amostragem.....	14
Tabela 3. Densidades (ind/m ⁻²), até o nível de família, de macroinvertebrados bentônicos registrados no Reservatório do Xingu ao longo dos períodos de amostragem, densidade total, riqueza total e porcentagem.....	22
Tabela 4. Densidades (ind/m ⁻²), até o nível de família, de macroinvertebrados bentônicos registrados na Volta Grande ao longo dos períodos de amostragem, densidade total, riqueza total e porcentagem.....	23
Tabela 5. Densidades (ind/m ⁻²), até o nível de família, de macroinvertebrados bentônicos registrados nos Tributários ao longo dos períodos de amostragem, densidade total, riqueza total e porcentagem.....	24
Tabela 6. Riqueza total em cada ambiente dos grupos funcionais.....	27
Tabela 7. Pontuação das famílias de macroinvertebrados bentônicos do índice BMWP adaptado de Roldán (2003), Arango (2005) e Sánchez Herrera (2005).....	31
Tabela 8. Classificação da qualidade da água relacionada com a pontuação BMWP baseada em Roldán (2003).....	31
Table 9. Resultado da aplicação do índice BMWP para os diferentes ambientes na bacia ao longo dos períodos de amostragem e classificação da qualidade da água.....	31

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização dos pontos de coleta na bacia do Baixo Rio Xingu.....	9
Figura 2. Hidrograma de vazões e precipitações da bacia do Baixo Rio Xingu. As setas indicam os períodos de coleta. Fonte: Norte Energia S.A. e Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).....	11
Figura 3. Gráfico Box plot dos valores médios e desvios padrão da temperatura (°C) em todos os pontos de amostragem, ao longo do ciclo hidrológico, na bacia do rio Xingu na área de influência direta da UHE Belo Monte.....	15
Figura 4. Gráfico Box plot dos valores médios e desvios padrão do pH em todos os pontos de amostragem, ao longo do ciclo hidrológico, na bacia do rio Xingu na área de influência direta da UHE de Belo Monte.....	15
Figura 5. Gráfico Box plot dos valores médios e desvios padrão da condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) em todos os pontos de amostragem, ao longo do ciclo hidrológico, na bacia do rio Xingu na área de influência direta da UHE de Belo Monte.....	16
Figura 6. Gráfico Box plot dos valores médios e desvios padrão da turbidez (UTN) em todos os pontos de amostragem, ao longo do ciclo hidrológico, na bacia do rio Xingu na área de influência direta da UHE de Belo Monte.	16
Figura 7. Gráfico Box plot dos valores médios e desvios padrão de NTK (mg/L) em todos os pontos de amostragem, ao longo do ciclo hidrológico, na bacia do rio Xingu na área de influência direta da UHE de Belo Monte.....	17
Figura 8. Gráfico Box plot dos valores médios e desvios padrão de fósforo total ($\mu\text{g}/\text{L}$) em todos os pontos de amostragem, ao longo do ciclo hidrológico, na bacia do rio Xingu na área de influência direta da UHE de Belo Monte.....	18
Figura 9. Gráfico Box plot dos valores médios e desvio padrão de oxigênio dissolvido (mg/L) em todos os pontos de amostragem, ao longo do ciclo hidrológico, na bacia do rio Xingu na área de influência direta da UHE de Belo Monte.....	18
Figura 10. Gráfico box plot, com média e desvio padrão, de DBO (mg/L) de todos os pontos de amostragem ao longo do ciclo hidrológico.....	19
Figura 11. Porcentagens granulométricas do sedimento em todos os pontos do Reservatório do Xingu ao longo dos períodos de amostragem.....	20
Figura 12. Porcentagens granulométricas do sedimento em todos os pontos da Volta Grande ao longo dos períodos de amostragem.....	20
Figura 13. Porcentagens granulométricas do sedimento em todos os pontos dos Tributários ao longo dos períodos de amostragem.....	21
Figura 14. Porcentagem total de grupos funcionais alimentares do Reservatório do Xingu.....	26
Figura 15. Porcentagem total de grupos funcionais alimentares da Volta Grande.....	27

Figura 16. Porcentagem total de grupos funcionais alimentares dos Tributários.....	27
Figura 17. Densidades totais dos macroinvertebrados bentônicos nos diferentes ambientes na bacia do baixo rio Xingu ao longo dos períodos de amostragem.....	28
Figura 18. Riquezas totais de macroinvertebrados bentônicos nos diferentes ambientes na bacia do baixo rio Xingu ao longo dos períodos de amostragem.....	28
Figura 19. Índices de diversidade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos ao longo dos períodos de amostragem no Reservatório do Xingu.....	29
Figura 20. Índices de diversidade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos ao longo dos períodos de amostragem na Volta Grande.....	30
Figura 21. Índices de diversidade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos ao longo dos períodos de amostragem nos Tributários.....	31

LISTA DE ANEXOS

Anexo 1. Temperaturas medidas em cada ponto de amostragem e médias ao longo do ciclo hidrológico.....	60
Anexo 2. Valores máximos permitidos para a qualidade da água estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (Classe II) e para condutividade (Behar, 1997).....	60
Anexo 3. Parâmetros físicos e químicos da água superficial medidos em cada ponto de coleta, em cada período de amostragem e médias.....	61
Anexo 4. Porcentagens da composição granulométrica do sedimento em cada ponto de coleta, em cada período de amostragem e médias.....	63
Anexo 5. Categorização dos macroinvertebrados bentônicos em grupos funcionais baseada em Merrit & Cummins (1984), Callisto & Esteves (1998) e Cummins et al. (2005).....	66

RESUMO

A Usina Hidrelétrica de Belo Monte iniciou as operações no ano de 2016 na bacia do baixo rio Xingu. As hidrelétricas na Amazônia causam muitos impactos sociais, ambientais e existe a perspectiva de alterações nos regimes hidrológicos dos rios em virtude das mudanças climáticas. Nesse contexto, os macroinvertebrados bentônicos são organismos importantes no funcionamento dos ecossistemas aquáticos de água doce e também são amplamente utilizados no monitoramento da qualidade da água. No presente estudo, foram selecionados 11 pontos de amostragem em diferentes ambientes da bacia para se avaliar os parâmetros da água superficial e sedimento, dinâmica da comunidade bentônica e aplicação de um índice biológico (BMWP) para classificar a qualidade da água durante a fase inicial de operação da hidrelétrica. As análises da água superficial e do sedimento não indicaram impactos diretamente associados com o represamento, mas a dinâmica dos macroinvertebrados bentônicos e o BMWP indicaram alterações no ecossistema. No ano de 2016 ocorreu uma estiagem bastante severa e a combinação com as modificações na bacia afetaram negativamente a comunidade bentônica. Os pulsos naturais no nível da água ao longo do ciclo hidrológico no Rio Xingu são uma função de força que impulsiona a densidade e riqueza dos macroinvertebrados bentônicos e as características próprias na composição dessa comunidade estão associadas com o resultado discordante do BMWP. Uma alternativa no monitoramento seria utilizar também os índices de diversidade relacionados com a dinâmica natural da comunidade. A vazão mínima no rio deve ser mantida e deve haver proteção no entorno dos corpos d'água em toda a bacia.

Palavras-chave:

**macroinvertebrados bentônicos, bacia Amazônica, usina hidrelétrica,
estiagem, pulso de inundação.**

ABSTRACT

The Belo Monte Hydroelectric Power Plant started operations in 2016 in the lower Xingu River basin. Dams in the Amazon have many social and environmental impacts and there is a perspective of changes in river hydrological regimes due to climate change. In this context, benthic macroinvertebrates are important organisms in the functioning of freshwater ecosystems and are also widely used in water quality monitoring. In the present study, 11 sampling points were selected in different basin environments to evaluate the parameters of surface water and sediment, benthic community dynamics and application of a biological index (BMWP) to classify water quality during the initial phase of hydroelectric operation. Surface water and sediment analyses did not indicate impacts directly associated with damming, but the dynamics of benthic macroinvertebrates and BMWP indicated changes in the ecosystem. In the year 2016 a severe drought occurred and its combination with the modifications in the basin negatively affected the benthic community. The natural pulses at the water level along the hydrological cycle in the Xingu River are a force function that drives density and richness of benthic macroinvertebrates and their own characteristics in the composition of that community are associated with the discordant result of the BMWP. An alternative in monitoring would be the use of diversity indexes related to the natural dynamics of the community. The minimum flow in the river should be maintained and there should exist protection around water bodies throughout the basin.

Key words:

**benthic macroinvertebrates, Amazon basin, hidroelectric power plant,
drought, flood pulse.**

1. INTRODUÇÃO

1.1.O Rio Xingu

O rio Xingu é um importante afluente da margem direita da bacia Amazônica e q possui uma área de drenagem de 509,685 km². As são águas claras e transparentes e os processos de sedimentação na bacia são estáveis (Fittakau, 1970; Sioli, 1984; ANA, 2012). Ao longo dessa bacia há cachoeiras e corredeiras que criam uma heterogeneidade ambiental que influencia os padrões de distribuição da biota aquática (Camargo *et al.*,2004). No baixo rio Xingu, a região denominada de Volta Grande é onde se localizam os canais anastomosados e outra característica marcante dessa bacia é a flutuação no nível da água provocada pela variação da vazão ao longo do ano (Brito, 2008). No período de abril de 2016 entrou em operação a Usina Hidrelétrica (UHE) de Belo Monte, localizada nos municípios de Altamira e Vitória do Xingu, estado do Pará, Brasil. Essa usina hidrelétrica possui uma área alagada de 516 km² e produção anual de energia elétrica de 4,500 MW (ELETROBRÁS^a, 2009).

1.2.A Usina Hidrelétrica de Belo Monte

A UHE Belo Monte é formada por uma barragem que fica a 40 quilômetros rio abaixo da cidade de Altamira e é onde se situa o Reservatório do Xingu. A água desse reservatório é desviada por um Canal de Derivação e vai para o Reservatório Intermediário e depois para a Casa de Força Principal que produz energia elétrica. A Volta Grande fica entre a barragem e a Casa de Força e a quantidade de água nesse trecho foi reduzida devido à derivação da água. Para garantir as condições necessárias para a qualidade de vida da população e manutenção da vida aquática, esse trecho, é mantido com uma quantidade mínima de água. Esse controle na quantidade de água que varia ao longo do ciclo hidrológico do rio é chamado de Hidrograma Ecológico. O Hidrograma Ecológico é a vazão mínima que deve ter o rio para garantir a navegação e diminuir os impactos sobre o meio ambiente e a população nesse trecho. O Reservatório do Xingu

opera a fio d'água, ou seja, a usina vai gerar energia elétrica de acordo com a quantidade de água existente no rio, variando ao longo do ano. Na época de cheia do rio, a usina vai usar toda a capacidade para gerar energia. Já na época de seca, vai gerar pouca energia. A UHE Belo Monte fará parte do Sistema Interligado Nacional (SIN) que faz a distribuição de energia elétrica para todas as regiões do Brasil (ELETROBRÁS^a, 2009).

O planejamento para a construção dessa hidrelétrica começou na década de 70 com o Inventário Hidrelétrico da Bacia do Rio Xingu e ao longo das décadas vários estudos foram feitos na região e o projeto de construção foi modificado tendo em vista os impactos sociais, econômicos e ambientais. Em 1994, o projeto foi alterado e a área inundada que seria de 1225 km² diminuiu para 500 km² para reduzir a interferência nas terras indígenas. O projeto então ganhou o nome de Belo Monte e as unidades de conservação e terras indígenas da bacia precisavam ser mantidas sem interferência e as questões sociais e ambientais deveriam ser consideradas na tomada de decisão. No começo dos anos 2000 uma nova série de estudos técnicos de viabilidade do projeto começaram a ser feitos. No desenvolvimento dos estudos ambientais foram delimitadas as áreas de influência direta e indireta. Entre os anos de 2007 e 2008 foi feito o Estudo de Impactos Ambientais (EIA) e também no ano de 2008, o Conselho Nacional de Política Energética definiu que o único potencial hidrelétrico a ser explorado no Rio Xingu seria Belo Monte. Foram feitos diagnósticos do meio-físico, avaliação da flora e fauna, e estudos limnológicos. No ano de 2011 começou o monitoramento ambiental das comunidades biológicas, qualidade da água e outros parâmetros hidrológicos (Saracura, 2015). Por meio do monitoramento é possível identificar padrões ecológicos e biológicos da bacia, os quais auxiliam verificar e confirmar ou não os impactos sugeridos pelo EIA e também estabelecer medidas e ações para mitigação de impactos negativos.

1.3. Impactos Ambientais associados com as Hidrelétricas

Os ecossistemas lóticos são caracterizados pelas correntes unidirecionais, flutuações de fluxos devido ao clima, drenagem e ciclo hidrológico. Nesses sistemas há permanente mistura vertical da coluna d'água e turbulências provocadas pela correnteza (Tundisi^a *et al.*, 2015). As interações entre os ecossistemas aquáticos, terrestres e as flutuações sazonais no nível da água nas bacias hidrográficas da Amazônia são consideradas as principais funções de força que regulam a biodiversidade e os processos evolutivos nesses ambientes (Haffer, 2008). As barragens e os reservatórios hidrelétricos modificam e interrompem a dinâmica de interações, alteram os padrões de vazão e os habitats que existem ao longo dos rios se tornam inadequados para a sobrevivência, desenvolvimento e reprodução de muitos organismos aquáticos (Cortes *et al.*, 2002; Agostinho *et al.*, 2008; Tundisi *et al.*, 2008).

As barragens hidrelétricas provocam diversos impactos ecológicos. Dentro dos reservatórios pode ocorrer o aumento na deposição de sedimentos devido a diminuição da velocidade de corrente e, se não houver proteção da vegetação do entorno, mais sedimento será depositado, interferindo na vida útil dos reservatórios. O clima tropical e quente favorece a diminuição do oxigênio dissolvido nas águas superficiais, anoxia nas camadas mais profundas e também ocorre o aumento da DBO em virtude do aumento na decomposição de matéria orgânica em baixo da água (Junk & Mello, 1990). A eutrofização das águas pode acontecer devido aos padrões climatológicos, estratificação vertical e descarga de nutrientes (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2003). Outro agravante no bioma Amazônico é a perspectiva de mudanças nos ciclos hidrológicos nas bacias hidrográficas em virtude das mudanças climáticas (Martinelli *et al.*, 2013).

Existe muita discussão e controvérsias sobre a necessidade da construção de hidrelétricas na bacia Amazônica e como essas obras afetam as populações e o

ecossistema. Diante disso é necessário usar o critério da conservação, considerar os serviços ecossistêmicos promovidos pela bacia na tomada de decisões e a utilização de princípios eco-hidrológicos e engenharia ecológica para mitigar os impactos ambientais (Tundisi *et al.*, 2014). Algumas medidas e ações que reduzem os impactos são: menor tempo de residência da água, reservatórios de menor tamanho, manter a conectividade do rio principal com os tributários e lagoas marginais, reflorestamento das margens e proteção das áreas alagadas (Tundisi^b *et al.*, 2015).

1.4. Macroinvertebrados Bentônicos e Biomonitoramento

Os macroinvertebrados bentônicos são organismos que vivem pelo menos uma parte do ciclo de vida no fundo dos ambientes aquáticos, com tamanho maior ou igual a 200 µm até 500 µm, e são constituídos principalmente por Artrópodes, Anelídeos e Moluscos (Rosenberg & Resh, 1993). Estão relacionados diretamente com funções ecológicas importantes como, aceleração da decomposição de detritos, ciclagem de nutrientes na água e fluxo de energia através da cadeia trófica (Covich *et al.*, 1999). Possuem pouca mobilidade e são sensíveis às alterações na qualidade da água e ao represamento dos rios (Weisberg *et al.*, 1990). No entanto, como exatamente essa comunidade irá responder ao barramento dos cursos d'água é difícil de ser previsto devido a diversos fatores ecológicos e características próprias de cada bacia hidrográfica (Castella *et al.*, 1995). Mudanças drásticas na composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em virtude de impactos ambientais pode significar mudanças nos serviços ecossistêmicos, desaparecimento de espécies nativas, estabelecimento de espécies invasoras e alterações na cadeia trófica (Poff *et al.*, 1997).

Na avaliação de impactos e monitoramento ambiental, apenas a medição dos parâmetros físicos e químicos não é suficiente para diagnosticar a integridade dos ecossistemas (Karr & Dudley, 1981) e, pelas características e facilidade, a comunidade

de macroinvertebrados bentônicos é utilizada para o biomonitoramento. O biomonitoramento é definido como o uso sistemático da resposta biológica para avaliar as mudanças ambientais que geralmente está inserido em um programa de controle de qualidade (Matthews, 1982). A história do biomonitoramento moderno começou no início do século XX na Europa quando os impactos antrópicos se tornaram suficientemente grandes para provocar problemas de saúde e deterioração dos ecossistemas (Cairns *et al.*, 1993). Muitos índices biológicos foram desenvolvidos para avaliar a qualidade da água e um desses índices foi o Biological Monitoring Working Party (BMWP) que atribuiu pontos para os diferentes macroinvertebrados bentônicos baseado na sensibilidade ou tolerância dos organismos. Organismos sensíveis recebem pontuação alta, tolerantes recebem pontuação baixa e a somatória dos pontos classifica a qualidade da água (Armitage *et al.*, 1983).

O índice BMWP se tornou bastante popular pela facilidade de aplicação e foi incluído em várias pesquisas e programas de monitoramento de rios, lagos e reservatórios. Apesar disso, modificações e adaptações no índice são necessárias para se adequar a fauna bentônica local e as características ecológicas regionais. Na América Latina os principais índices BMWP desenvolvidos são: Equador, Ríos-Touma (2004); Chile, Figueroa (2003), Leiva (2004); Costa-Rica Mafla-Herrera (2005), Maue & Springer (2008); Colômbia, Roldán-Perez (2003), Sánchez-Herrera (2005); Peru, Tafur (2010). No Brasil há BMWP para o estado do Rio de Janeiro, Silveira *et al.* (2005) e Baptista *et al.* (2007), para o Rio das Velhas em Minas Gerais, Junqueira *et al.* (2000), e para o Rio Meia Ponte no estado de Goiás, Monteiro *et al.* (2008). Para os principais rios da bacia Amazônica, assim como na bacia do rio Xingu, ainda não existem índices BMWP adequados as características locais.

2. OBJETIVOS

- Avaliação dos parâmetros físicos e químicos da água superficial e composição granulométrica do sedimento em diferentes pontos na bacia do baixo rio Xingu durante a fase inicial de operação da UHE Belo Monte.
- Verificar a dinâmica da comunidade de macroinvertebrados bentônicos (densidade, riqueza, diversidade e composição dos grupos funcionais), em diferentes ambientes na bacia, durante um ciclo hidrológico.
- Aplicação de um índice biológico que classifique a qualidade da água relacionando com a composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos na bacia do baixo rio Xingu.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Localização e descrição dos pontos de coleta na bacia do baixo rio Xingu

Para este trabalho foram selecionados 11 pontos de coleta localizados em diferentes ambientes na bacia do baixo rio Xingu e que estavam na área de influência direta da UHE Belo Monte. Quatro pontos no rio Xingu que depois do processo de enchimento passou a ser o Reservatório do Xingu, três pontos a jusante da barragem onde há os canais anastomosados da Volta Grande e quatro pontos onde são os Tributários, igarapés, que deságuam no rio Xingu e estão a jusante do Reservatório Intermediário (Figura1)

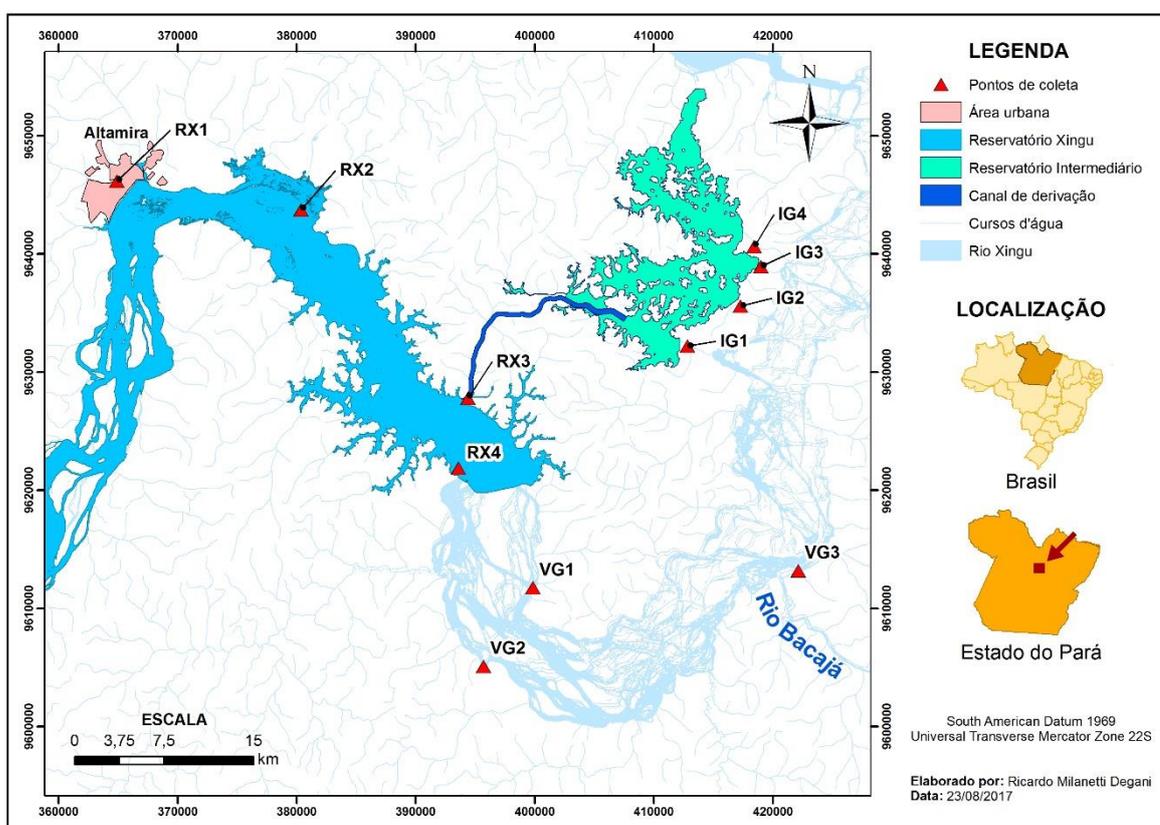


Figura 1. Localização dos pontos de coleta na bacia do Baixo Rio Xingu.

O ponto de coleta RX1 é o igarapé Altamira que fica na área urbana da cidade Altamira próximo ao Reservatório do Xingu; o ponto RX2 está a jusante 7 km da cidade de Altamira; o ponto RX3 fica próximo ao Canal de Derivação e o ponto RX4 fica próximo a barragem. A jusante da barragem está a Volta Grande que após o enchimento do Reservatório do Xingu passou a ser o trecho de Vazão Reduzida. Os pontos VG1 e

VG2 se encontram a jusante do eixo principal da barragem e o ponto VG3 se encontra a jusante da foz do rio Bacajá. Os pontos de coleta IG são os igarapés que deságuam no rio Xingu, são interceptados por diques e a montante destes igarapés foi formado o Reservatório Intermediário. A descrição e coordenadas geográficas dos pontos de coleta podem ser conferidos na Tabela 1.

Tabela 1. Descrição e coordenadas geográficas dos pontos de coleta na bacia do baixo rio Xingu. Coordenadas expressas em UTM, Zona 22M, E (Este) e S (Sul).

PONTOS	DESCRIÇÃO	COORDENADAS	
		E	S
RX1	Igarapé Altamira, na cidade de Altamira	364918	9646170
RX2	Jusante a 7km da cidade de Altamira	380375	9643752
RX3	Próximo ao Canal de Derivação	394393	9627799
RX4	Próximo ao eixo da barragem principal	393609	9627799
VG1	Canal da margem esquerda do rio, a jusante da barragem principal	399847	9611758
VG2	Próximo a ilha Ressaca	395716	9605109
VG3	Jusante ao rio Bacajá	422128	9613197
IG1	Igarapé Paquiçamba interceptado pelo dique	412832	9632207
IG2	Igarapé Ticaruca interceptado pelo dique	417285	9635593
IG3	Igarapé Cajueiro interceptado pelo dique	418994	9638957
IG4	Igarapé Cobal interceptado pelo dique	418440	9640643

3.2. Processo de enchimento dos reservatórios da UHE Belo Monte

O processo de enchimento dos dois reservatórios começou no dia 24 de novembro de 2015, foi concluído no dia 01 de fevereiro no Reservatório do Xingu e 13 de fevereiro de 2016 no Reservatório Intermediário. A geração de energia elétrica começou no mês de abril.

3.3. Períodos de amostragem e Hidrograma de Vazão e Precipitação

As coletas foram feitas em 4 períodos do ano que correspondem ao ciclo hidrológico do rio que são: enchente, cheia, vazante e seca. As coletas na enchente foram feitas de 14 a 20 de janeiro, cheia de 07 a 13 de abril, Vazante de 29 de junho a 04 de julho e seca de 04 a 07 de outubro. A vazão mensal do baixo rio Xingu é medida desde 1969 na altura do município de Altamira, assim como a precipitação mensal é medida desde 1961. No Hidrograma (Figura 2) é possível verificar as vazões e precipitações médias históricas e também as medidas mensais do ano de 2016

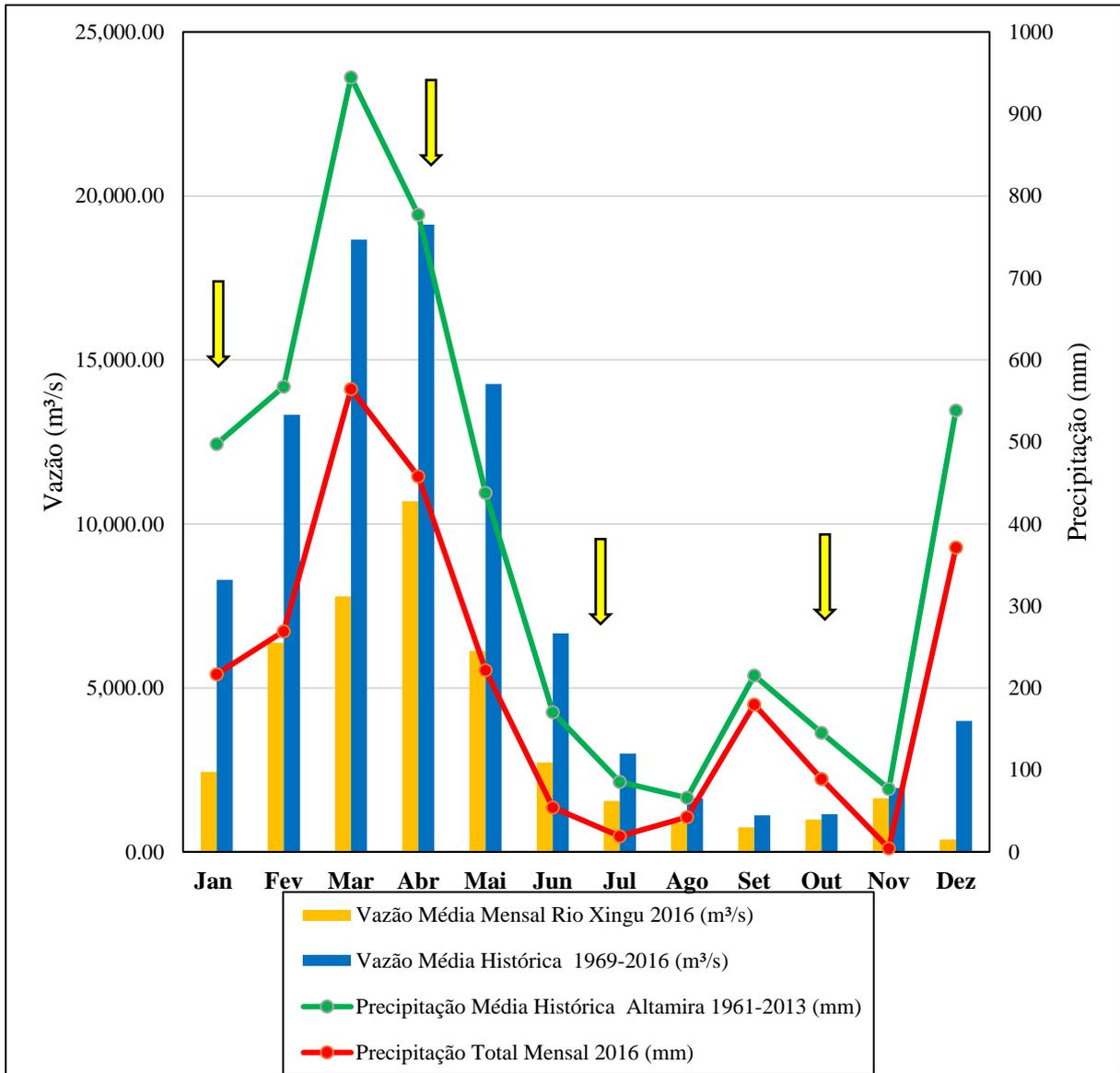


Figura 2. Hidrograma de vazões e precipitações da bacia do Baixo Rio Xingu. As setas indicam os períodos de coleta. Fontes: Norte Energia S.A. e Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

3.4. Amostragem dos Macroinvertebrados Bentônicos e tratamento dos dados

Os macroinvertebrados bentônicos foram coletados com uma draga do tipo Petersen de 2,5 litros e o material foi acondicionado em potes de plásticos contendo formol 8% para a fixação dos organismos. O material foi encaminhado para o laboratório e lavado em uma peneira de 0,25 mm e corante Rosa de Bengala foi adicionado para facilitar a triagem. A triagem foi realizada em uma bandeja translúcida de polietileno sobre uma caixa de madeira com vidro na parte de cima e lâmpadas fluorescentes na parte de baixo. Foi utilizado um estereomicroscópio para analisar as características morfológicas com mais detalhes e a identificação foi realizada até o menor nível taxonômico possível, utilizando-se as obras de Roldán-Perez (1996), Mugnai *et al.* (2010) e Hamada *et al.* (2014). Depois de serem contados e identificados, os macroinvertebrados bentônicos foram preservados em frascos de vidro com álcool 70% e etiquetados com o ponto e período de coleta. As densidades dos organismos identificados (expressa em ind/m⁻²) foram calculadas de acordo com a área de amostragem. A categorização dos grupos funcionais foi baseada em Merrit & Cummins (1984), Callisto & Esteves (1998) e Cummins *et al.* (2005).

3.5. Amostras de Água Superficial, Sedimento e tratamento dos dados

Amostras de água superficial e sedimento também foram coletadas em todos os pontos para realização de análises dos parâmetros físicos e químicos. Dados de temperatura, pH, condutividade, turbidez, e oxigênio dissolvido da água foram medidos no campo com o auxílio de uma sonda multiparamétrica (YSI Incorporated). Nitrogênio total Kjeldhal (NTK), fósforo total e DBO foram analisados no laboratório utilizando os métodos de Valderrama (1981) e APHA (2005). Os parâmetros estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 foi utilizada como referencial para se avaliar a qualidade da água superficial e também foi utilizado o trabalho de Behar (1997) para avaliação do parâmetro de condutividade. O sedimento foi coletado com uma draga de Petersen e as porcentagens granulométricas foram determinadas de acordo com Arocena & Conde (1999).

3.6. Testes de Variância, Índices e Diversidade e BMWP

Testes de normalidade estatística foram feitos no *software* RStudio para a densidade e riqueza dos macroinvertebrados bentônicos e foi verificado que os dados não apresentavam distribuição normal. Em virtude disso, realizou-se um teste não paramétrico para verificar se houve diferença significativa ou não na densidade e riqueza entre os

períodos amostrados. O teste de variância de Kruskal-Wallis foi escolhido, pois faz comparações entre 3 ou mais amostras de tamanhos iguais ou desiguais. Esse teste de variância foi calculado no *software* BioEstat 5.3.

Para avaliação das mudanças espaciais e temporais da diversidade na comunidade os índices de Shannon e Margalef foram calculados no *software* Past3. Para avaliação da qualidade da água nos diferentes ambientes na bacia do baixo Rio Xingu e entre os períodos de amostragem, tendo como base a composição da comunidade bentônica, foi utilizado um índice BMWP baseado em Roldán-Perez (2003), Arango (2005) e Sánchez Herrera (2005). Esse índice biológico foi adaptado, pois não há um BMWP específico para a bacia do Rio Xingu.

4. RESULTADOS

4.1. Parâmetros físicos e químicos da Água Superficial

Referente aos parâmetros físicos e químicos da água superficial, apenas o ponto RX1 apresentou baixos valores de oxigênio dissolvido durante todos os períodos de amostragem e esses valores foram menores do que 5,0 mg/L (Tabela 1). Os outros parâmetros desse ponto não mostraram alterações ao longo do ciclo hidrológico.

Tabela 2. Parâmetros físicos e químicos da água superficial do ponto RX1 ao longo dos períodos de amostragem.

	RX1			
	Enchente	Cheia	Vazante	Seca
Temperatura (°C)	26,69	27,1	26,66	27,2
pH	7,47	7,15	6,2	7,31
Condutividade (µS/cm)	42	33	31	20
Turbidez (UNT)	23,1	87,3	26,66	34,1
NTK (mg/L)	0,7	0,26	1,23	0,09
Fósforo total (µg/L)	32,99	32,51	32,3	31,89
Oxigênio dissolvido (mg/L)	3,86	3,73	4,68	3,59
DBO (mg/L)	1,51	2,77	0,79	0,09

As médias de temperatura variaram entre 28,63 a 30,98°C, sendo que no período de cheia foram registradas as menores temperaturas e as maiores temperaturas foram no período de seca (Figura 3). O pH na maioria dos pontos se manteve entre 6 e 7, a não ser os pontos IG1 e IG2 que no período de enchente apresentaram pH com valores de 4 e 5,4 respectivamente (Figura 4). A condutividade foi baixa em todos os pontos de coleta e ocorreu um aumento na média ao longo dos períodos de amostragem (Figura 5). A turbidez apresentou valores baixos e a maior média foi no período de cheia e a menor foi na vazante (Figura 6).

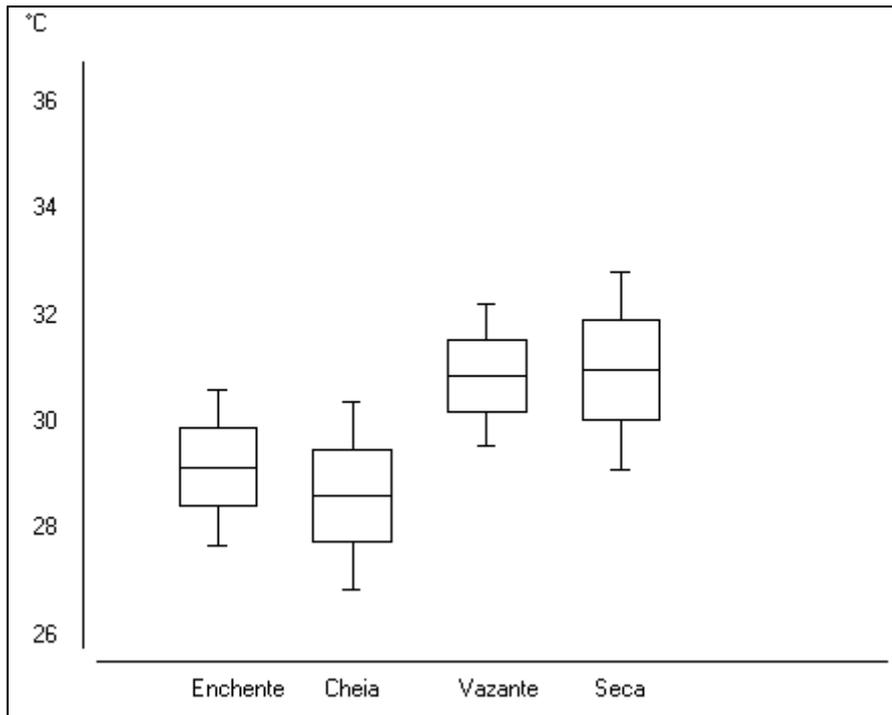


Figura 3. Gráfico Box plot dos valores médios e desvios padrão da temperatura (°C) em todos os pontos de amostragem, ao longo do ciclo hidrológico, na bacia do rio Xingu na área de influência direta da UHE Belo Monte.

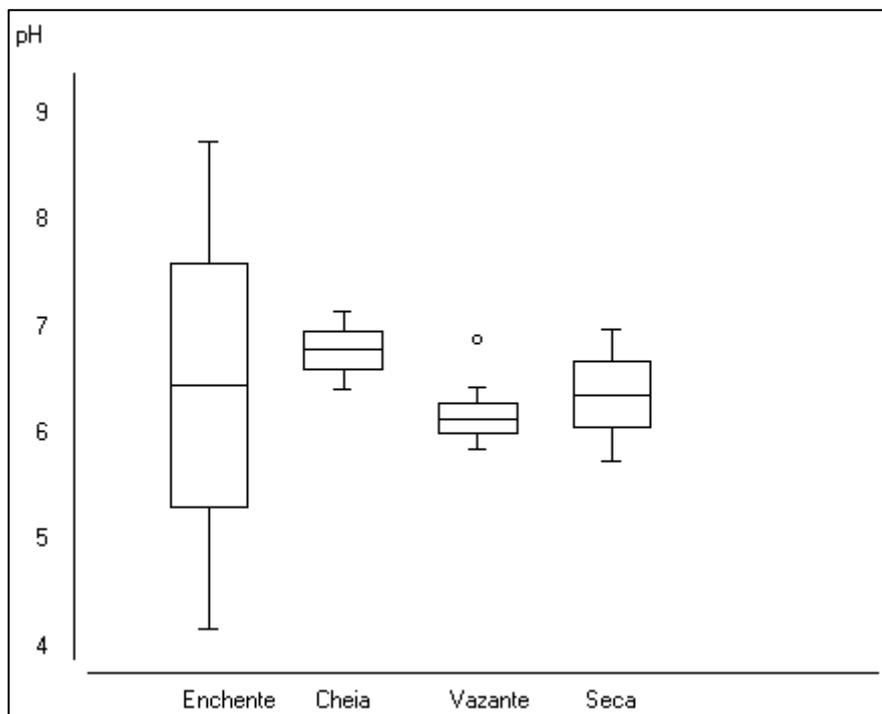


Figura 4. Gráfico Box plot dos valores médios e desvios padrão do pH em todos os pontos de amostragem, ao longo do ciclo hidrológico, na bacia do rio Xingu na área de influência direta da UHE de Belo Monte.

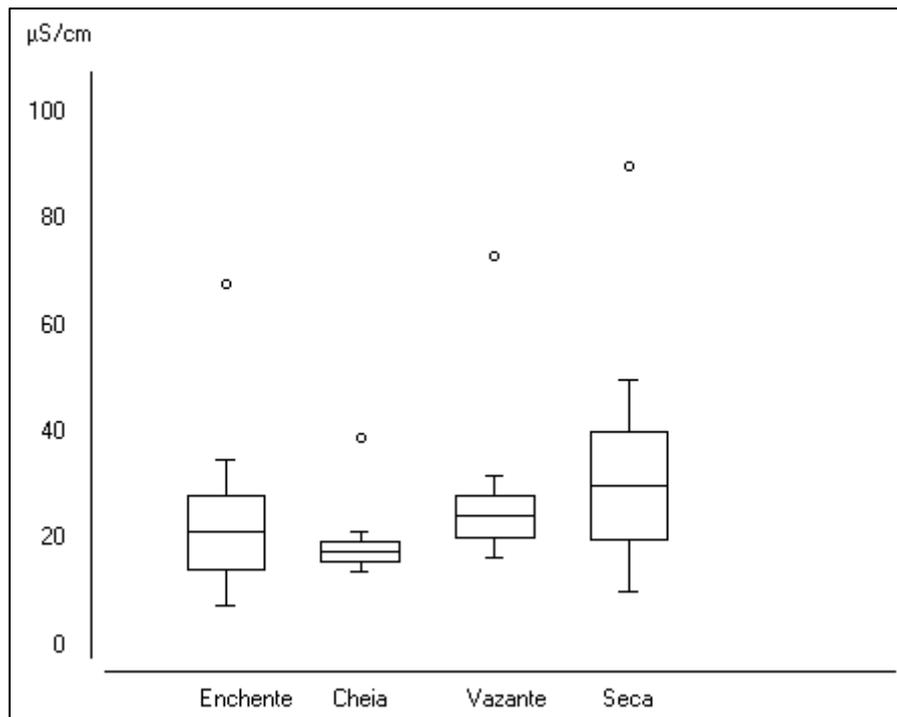


Figura 5. Gráfico Box plot dos valores médios e desvios padrão da condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) em todos os pontos de amostragem, ao longo do ciclo hidrológico, na bacia do rio Xingu na área de influência direta da UHE de Belo Monte.

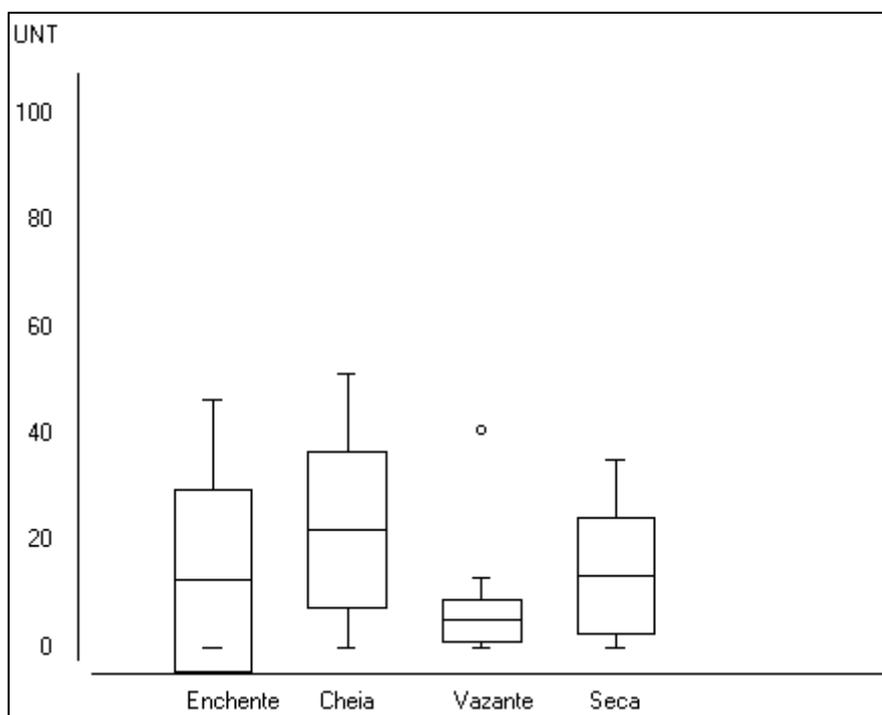


Figura 6. Gráfico Box plot dos valores médios e desvios padrão da turbidez (UNT) em todos os pontos de amostragem, ao longo do ciclo hidrológico, na bacia do rio Xingu na área de influência direta da UHE de Belo Monte.

As concentrações de NTK foram baixas e a única exceção foi no ponto VG1 que apresentou concentração de 4,03 mg/L durante o período de seca (Figura 7). As concentrações de Fósforo total não apresentaram alterações na maioria dos pontos de coleta, a não ser o ponto IG1 no período de enchente que apresentou concentração de 114,72 $\mu\text{g/L}$ (Figura 8). A maioria dos pontos de coleta apresentaram bom nível de oxigenação da água superficial e a exceção foi o ponto VG1 no período de cheia que apresentou concentração de 4,6 mg/L (Figura 9). Quanto à DBO, em nenhum ponto de coleta apresentou alteração ou valor acima de 5 mg/L (Figura 10). As tabelas com os dados brutos, médias de cada período dos parâmetros físicos e químicos e os valores de referência para a qualidade da água são apresentados nos Anexos 1, 2 e 3.

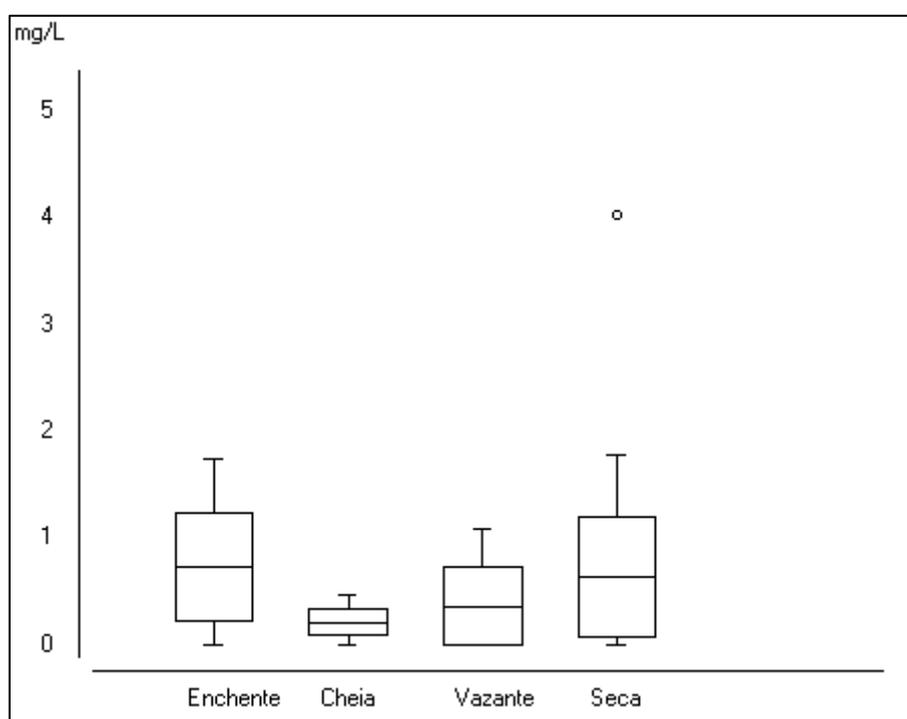


Figura 7. Gráfico Box plot dos valores médios e desvios padrão de NTK (mg/L) em todos os pontos de amostragem, ao longo do ciclo hidrológico, na bacia do rio Xingu na área de influência direta da UHE de Belo Monte.

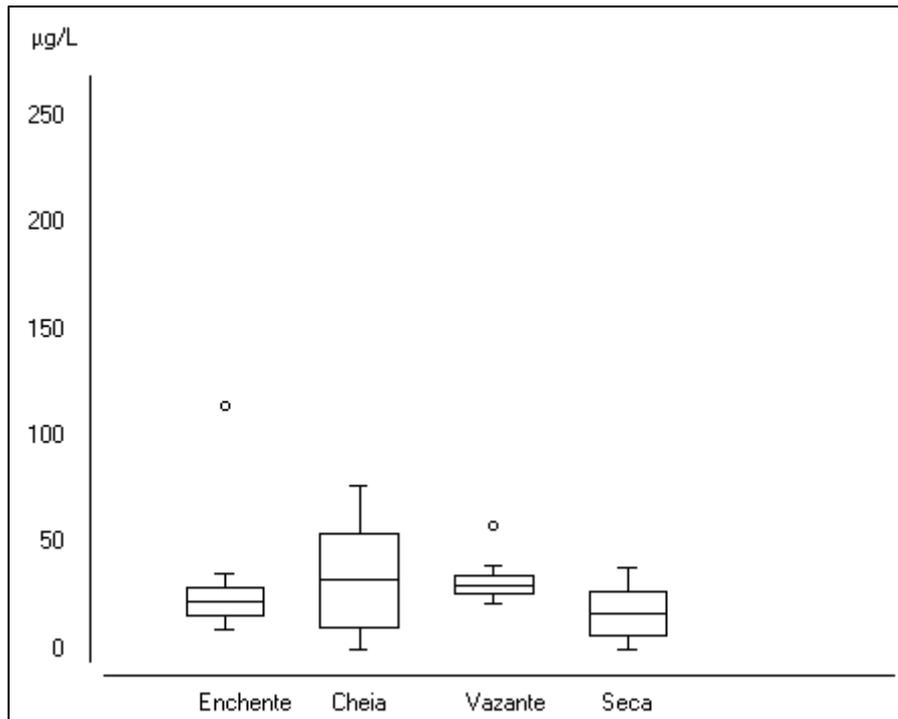


Figura 8. Gráfico Box plot dos valores médios e desvios padrão de fósforo total ($\mu\text{g/L}$) em todos os pontos de amostragem, ao longo do ciclo hidrológico, na bacia do rio Xingu na área de influência direta da UHE de Belo Monte.

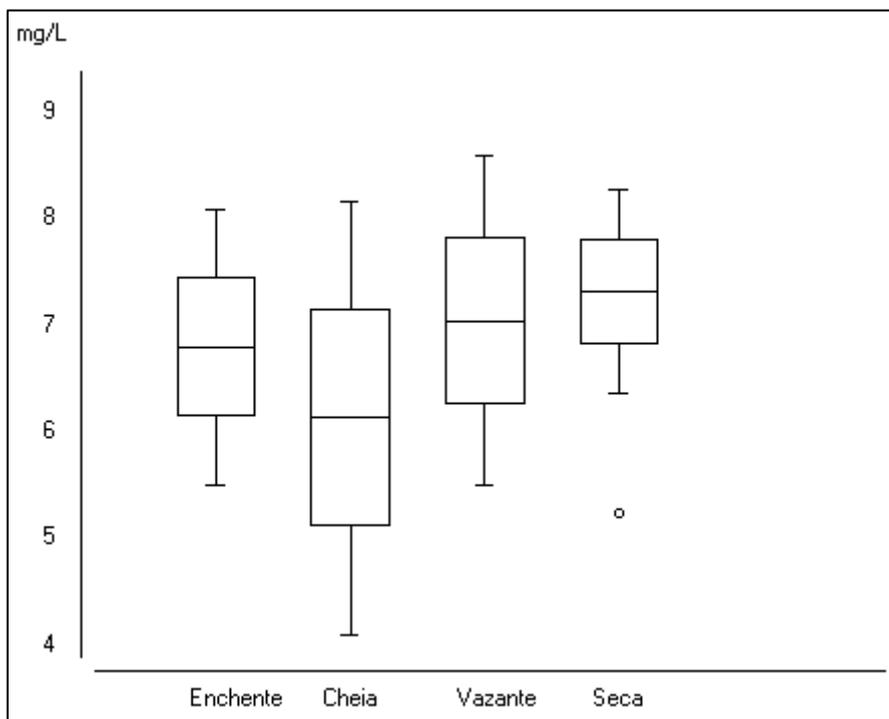


Figura 9. Gráfico Box plot dos valores médios e desvio padrão de oxigênio dissolvido (mg/L) em todos os pontos de amostragem, ao longo do ciclo hidrológico, na bacia do rio Xingu na área de influência direta da UHE de Belo Monte

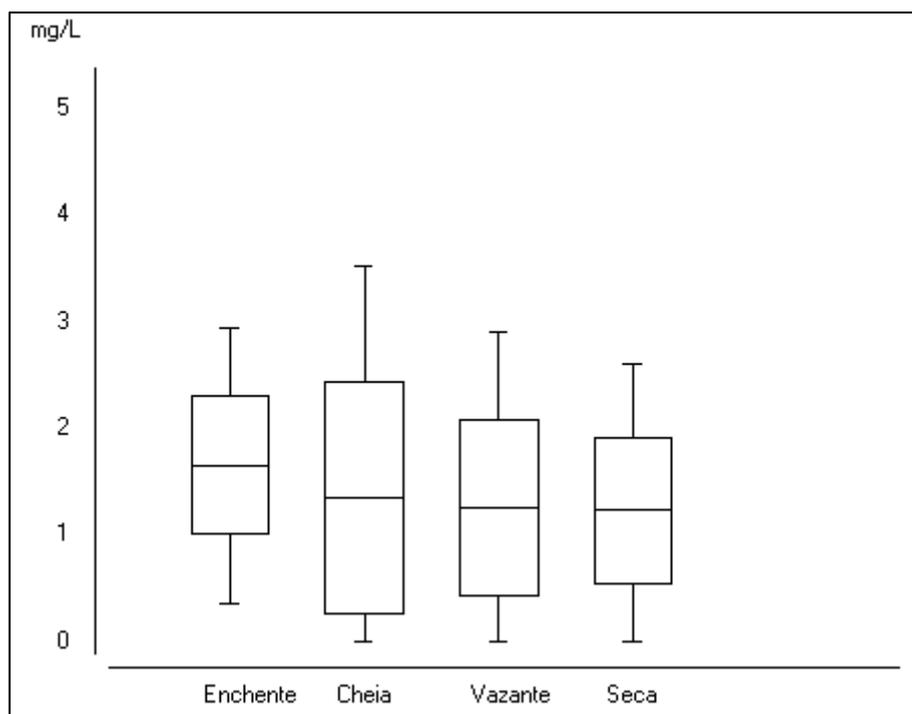


Figura 10. Gráfico Box plot dos valores médios e desvio padrão de DBO (mg/L) em todos os pontos de amostragem, ao longo do ciclo hidrológico, na bacia do rio Xingu na área de influência direta da UHE de Belo Monte.

4.2. Composição granulométrica do sedimento

A composição granulométrica do sedimento mostrou que o substrato na bacia do baixo Rio Xingu é predominantemente arenoso, com maiores porcentagens de areia muito grossa e fina e menores porcentagens de silte e argila. No Reservatório do Xingu e nos Tributários (Figuras 11 e 13) ocorreram maiores porcentagens de areia muito grossa e areia fina, enquanto na Volta Grande a areia fina teve maior porcentagem (Figura 12). Ao longo dos períodos de amostragem não foram observadas alterações significativas na composição granulométrica e as porcentagens se mantiveram constantes após o enchimento dos reservatórios e ao longo do ciclo hidrológico. As porcentagens granulométricas de cada ponto de coleta e os valores médios podem ser apresentados no Anexo 4.

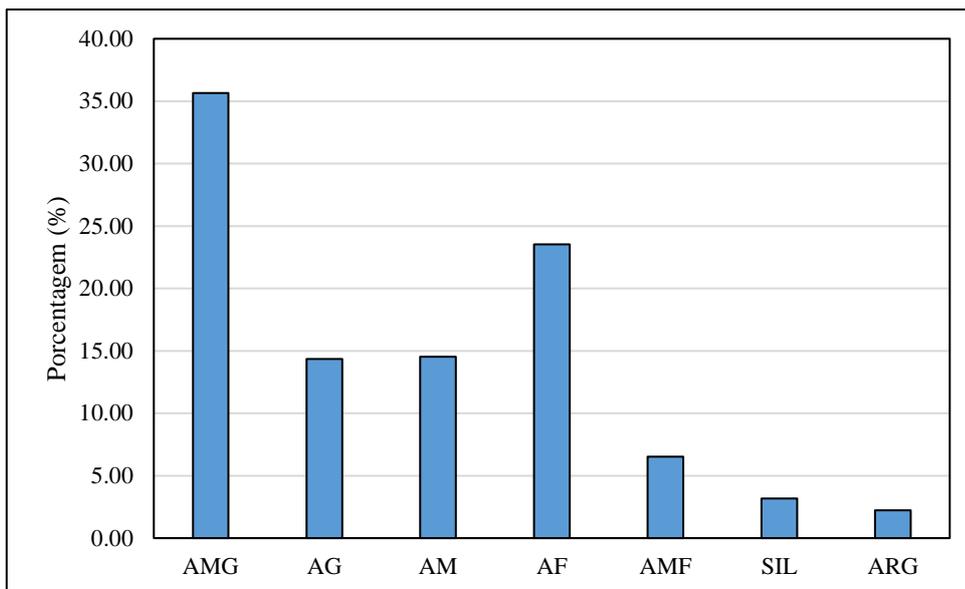


Figura 11. Porcentagens granulométricas do sedimento em todos os pontos do Reservatório do Xingu ao longo dos períodos de amostragem. Areia muito grossa (AMG), areia grossa (AG), areia média (AM), areia fina (AF), areia muito fina (AMF), silte (SIL) e argila (ARG).

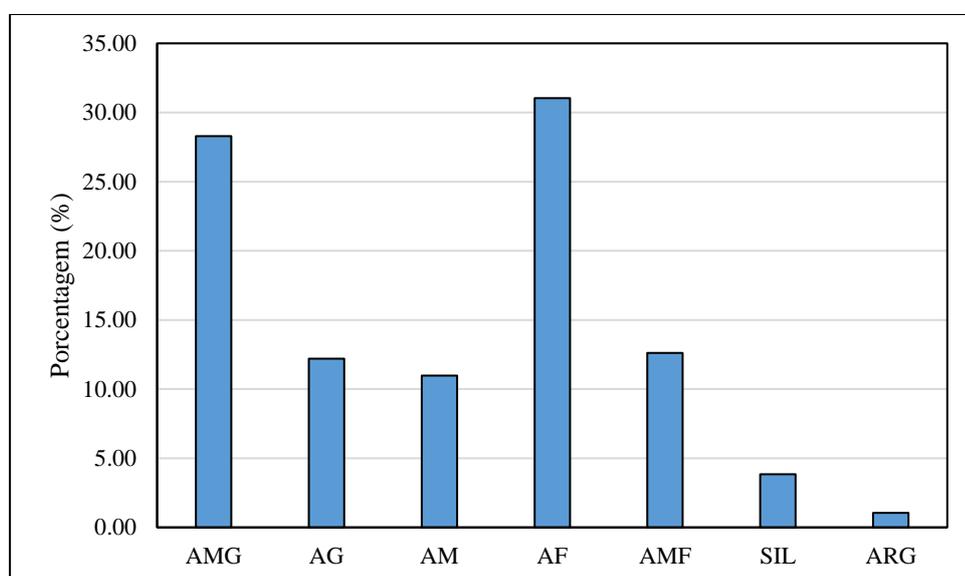


Figura 12. Porcentagens granulométricas do sedimento em todos os pontos da Volta Grande ao longo dos períodos de amostragem. Areia muito grossa (AMG), areia grossa (AG), areia média (AM), areia fina (AF), areia muito fina (AMF), silte (SIL) e argila (ARG).

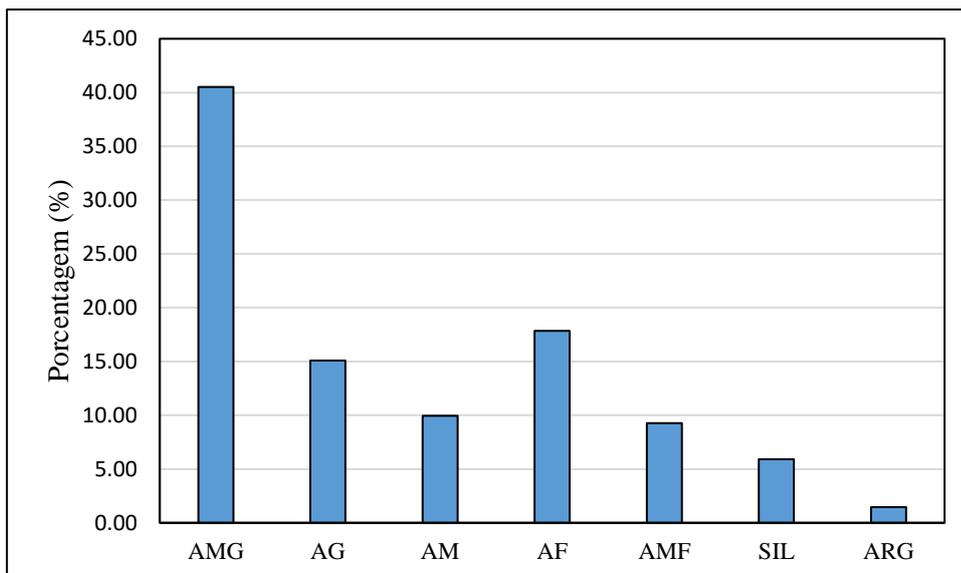


Figura 13. Porcentagens granulométricas do sedimento em todos os pontos dos Tributários ao longo dos períodos de amostragem. Areia muito grossa (AMG), areia grossa (AG), areia média (AM), areia fina (AF), areia muito fina (AMF), silte (SIL) e argila (ARG).

4.3. Composição da Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos na bacia do baixo Rio Xingu

Na comunidade de macroinvertebrados bentônicos, foram amostrados um total de 3987 indivíduos distribuídos em 33 táxons e 5 filis. Os Tributários foram o ambiente de maior densidade e riqueza, com 1978,2 ind/m² e 27 táxons. O Reservatório do Xingu apresentou uma densidade total de 789,5 ind/m² com 22 táxons e a Volta Grande a densidade total foi de 419 ind/m² e 16 táxons. A classe Insecta foi a mais representativa das amostras e a ordem Diptera teve a maior riqueza com 5 famílias (Ceratopogonidae, Chaoboridae, Chironomidae, Culicidae e Tabanidae).

Chironomidae e Oligochaeta foram os dois táxons de maior densidade em todos os ambientes e em todos os quatro períodos de amostragem. No Reservatório do Xingu (Tabela 2) foram registrados no período de enchente uma grande densidade de Corixidae e três famílias de Coleoptera (Dysticidae, Elmidae e Hydrophilidae). A Volta Grande (Tabela 3) apresentou a menor densidade e riqueza dos três ambientes analisados, porém foi registrada no período de enchente, uma densidade expressiva do gastrópode Thiaridae e do efemeróptero Polymitarcyidae durante a cheia. Nos tributários (Tabela 4) foram registradas cinco famílias de moluscos (Ampullariidae, Ancyliidae, Hydrobiidae, Planorbidae e Thiaridae) e três de Odonata (Coenagrionidae, Corduliidae e Gomphidae).

Tabela 3. Densidades (ind/m⁻²), até o nível de família, de macroinvertebrados bentônicos registrados no Reservatório do Xingu ao longo dos períodos de amostragem, densidade total, riqueza total e porcentagem.

Famílias	Enchente	Cheia	Vazante	Seca	Total	%
CNIDARIA						
Hydriidae	0,0	1,0	0,0	0,0	1,0	0,09%
PLATYHELMINTHES						
Turbellaria	1,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,09%
NEMATODA	2,9	0,0	0,0	0,0	2,9	0,26%
MOLLUSCA GASTROPODA CAENOCASTROPODA						
Hydrobiidae	0,0	0,0	0,0	1,9	1,9	0,17%
BIVALVIA UNIONOIDA						
Hyriidae	0,0	1,0	0,0	0,0	1,0	0,09%
ANNELIDA CLITELLATA						
Glossiphoniidae	1,9	1,9	0,0	16,2	20,0	1,84%
Oligochaeta	173,3	14,3	24,8	61,9	274,3	25,17%
ARTHROPODA CRUSTACEA						
Ostracoda	1,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,09%
ENTOGNATHA						
Isotomidae	1,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,09%
INSECTA ODONATA						
Corduliidae	0,0	0,0	1,0	0,0	1,0	0,09%
EPHEMEROPTERA						
Baetidae	3,8	0,0	0,0	0,0	3,8	0,35%
Leptophlebiidae	8,6	0,0	0,0	0,0	8,6	0,79%
Polymitarcyidae	0,0	1,9	1,0	0,0	2,9	0,26%
HEMIPTERA						
Corixidae	368,6	0,0	5,7	0,0	374,3	34,35%

Gerridae	1,9	0,0	1,0	0,0	2,9	0,26%
COLEOPTERA						
Dytiscidae	1,9	0,0	0,0	0,0	1,9	0,17%
Elmidae (larva e adulto)	5,7	0,0	0,0	0,0	5,7	0,52%
Hydrophilidae (larva)	3,8	0,0	0,0	0,0	3,8	0,35%
TRICHOPTERA						
Hydroptilidae	1,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,09%
DIPTERA						
Ceratopogonidae	2,9	0,0	3,8	0,0	6,7	0,61%
Chaoboridae	6,7	0,0	0,0	2,9	9,5	0,87%
Chironomidae	174,3	98,1	46,7	44,8	363,8	33,39%
Densidade Total	580,0	101,9	60,0	47,6	789,5	
Riqueza Total	18,0	5,0	7,0	5,0	22,0	

Tabela 4. Densidades (ind/m²), até o nível de família, de macroinvertebrados bentônicos registrados na Volta Grande ao longo dos períodos de amostragem, densidade total, riqueza total e porcentagem.

Famílias	Enchente	Cheia	Vazante	Seca	Total	%
NEMATODA	5,7	1,9	0,0	0,0	7,6	1,04%
MOLLUSCA GASTROPODA CAENOGASTROPODA						
Hydrobiidae	1,9	0,0	0,0	1,0	2,9	0,39%
Thiaridae	20,0	0,0	0,0	0,0	20,0	2,74%
ANNELIDA CLITELLATA						
Glossiphoniidae	1,9	0,0	3,8	0,0	5,7	0,78%
Oligochaeta	204,8	45,7	21,0	29,5	301,0	41,20%
ARTHROPODA CHELICERATA						
Acari	1,9	0,0	0,0	0,0	1,9	0,26%
INSECTA ODONATA						
Gomphidae	1,0	0,0	0,0	1,9	2,9	0,39%

EPHEMEROPTERA						
Baetidae	1,0	0,0	1,0	0,0	1,9	0,26%
Leptophlebiidae	3,8	0,0	0,0	0,0	3,8	0,52%
Polymitarcyidae	4,8	22,9	1,0	0,0	28,6	3,91%
HEMIPTERA						
Corixidae	0,0	0,0	1,0	0,0	1,0	0,13%
COLEOPTERA						
Elmidae (larva)	1,0	1,0	0,0	0,0	1,9	0,26%
TRICHOPTERA						
Polycentropodidae	4,8	22,9	1,0	0,0	28,6	3,91%
DIPTERA						
Ceratopogonidae	5,7	0,0	0,0	0,0	5,7	0,78%
Chaoboridae	1,9	0,0	0,0	0,0	1,9	0,26%
Chironomidae	271,4	20,0	45,7	5,7	342,9	46,94%
Densidade Total	295,2	66,7	49,5	7,6	419,0	
Riqueza Total	14,0	5,0	6,0	4,0	16,0	

Tabela 5. Densidades (ind/m²), até o nível de família, de macroinvertebrados bentônicos registrados nos Tributários ao longo dos períodos de amostragem, densidade total, riqueza total e porcentagem.

Táxons	Enchente	Cheia	Vazante	Seca	Total	%
PLATYHELMINTHES						
Turbellaria	1,9	0,0	0,0	0,0	1,9	0,10%
NEMATODA	10,5	0,0	0,0	1,0	11,4	0,58%
MOLLUSCA GASTROPODA CAENOGASTROPODA						
Ampullariidae	1,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,05%
Hydrobiidae	1,9	0,0	0,0	0,0	1,9	0,10%
Thiaridae	1,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,05%
BASOMMATOPHORA						
Ancylidae	5,7	0,0	0,0	0,0	5,7	0,29%
HETEROBRANCHIA						

Planorbidae	17,1	0,0	0,0	0,0	17,1	0,87%
ANNELIDA CLITELLATA						
Glossiphoniidae	41,9	0,0	14,3	0,0	56,2	2,84%
Oligochaeta	408,6	58,1	64,8	26,7	558,1	28,21%
ARTHROPODA CRUSTACEA						
Ostracoda	19,0	0,0	0,0	0,0	19,0	0,96%
ENTOGNATHA						
Isotomidae	2,9	0,0	0,0	0,0	2,9	0,14%
INSECTA ODONATA						
Coenagrionidae	8,6	0,0	0,0	0,0	8,6	0,43%
Corduliidae	4,8	0,0	0,0	1,0	5,7	0,29%
Gomphidae	0,0	0,0	3,8	1,0	4,8	0,24%
EPHEMEROPTERA						
Baetidae	145,7	0,0	3,8	3,8	153,3	7,75%
Leptophlebiidae	2,9	0,0	0,0	0,0	2,9	0,14%
Polymitarcyidae	19,0	0,0	1,0	3,8	23,8	1,20%
HEMIPTERA						
Corixidae	55,2	0,0	0,0	1,9	57,1	2,89%
Gerridae	1,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,05%
COLEOPTERA						
Hydrophilidae (larva)	1,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,05%
TRICHOPTERA						
Hydropsychidae	15,2	0,0	0,0	0,0	15,2	0,77%
Hydroptilidae	14,3	0,0	0,0	0,0	14,3	0,72%
DIPTERA						
Ceratopogonidae	7,6	0,0	1,9	1,9	11,4	0,58%
Chaoboridae	0,0	0,0	1,0	0,0	1,0	0,05%
Chironomidae	639,0	34,3	154,3	150,5	978,1	49,44%
Culicidae	19,0	0,0	0,0	0,0	19,0	0,96%
Tabanidae	3,8	1,0	0,0	0,0	4,8	0,24%
Densidade Total	1448,7	93,3	244,8	191,4	1978,2	

Riqueza Total	25,0	3,0	8,0	9,0	27,0	
----------------------	-------------	------------	------------	------------	-------------	--

4.4. Composição dos Grupos Tróficos Funcionais

Dos grupos funcionais, houve a predominância de organismos coletores e catadores devido à alta densidade de Chironomidae e Oligochaeta em todos os períodos de amostragem e nos três ambientes na bacia do baixo rio Xingu. No Reservatório do Xingu registrou-se expressiva porcentagem de raspadores, em virtude da alta densidade de Corixidae durante a enchente, (Figura 14) e na Volta Grande a composição majoritária era de coletores catadores (Figura 15). Nos Tributários havia grande porcentagem de coletores catadores e também se registrou maior porcentagem de predadores e coletores filtradores comparando-se com os dois outros ambientes. Quanto a riqueza dos grupos funcionais, os predadores tiveram a maior riqueza seguida pelos coletores catadores e os coletores filtradores tiveram a menor riqueza (Tabela 5). Não foram encontrados organismos fragmentadores ao longo dos períodos de amostragem. A classificação dos táxons nos respectivos grupos funcionais pode ser conferida no Anexo 5.

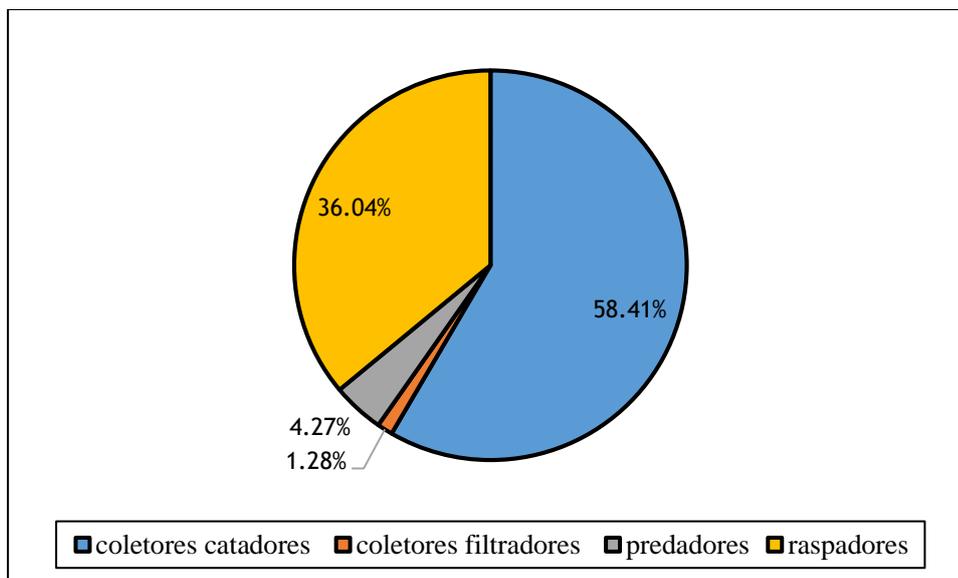


Figura 14. Porcentagem total de grupos funcionais do Reservatório do Xingu.

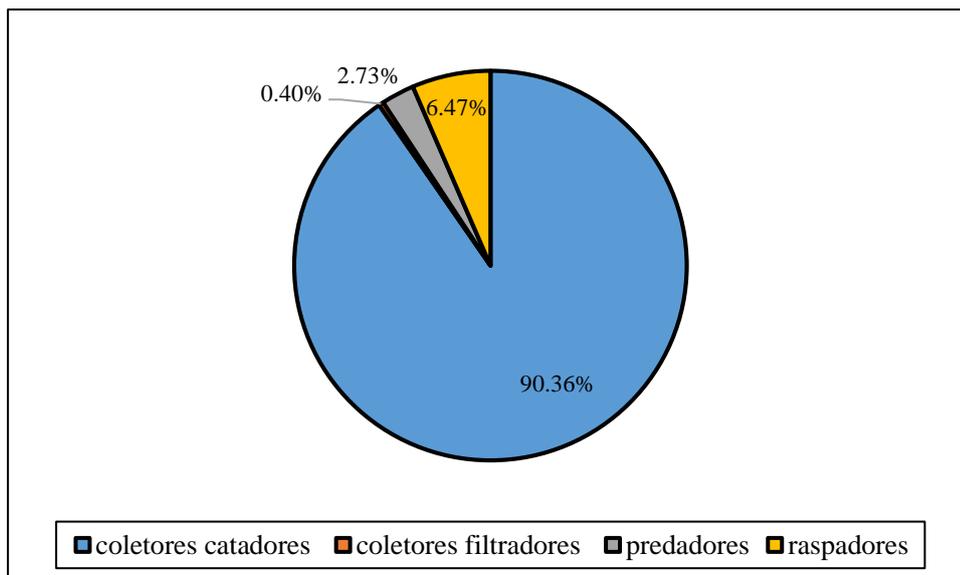


Figura 15. Porcentagem total de grupos funcionais da Volta Grande.

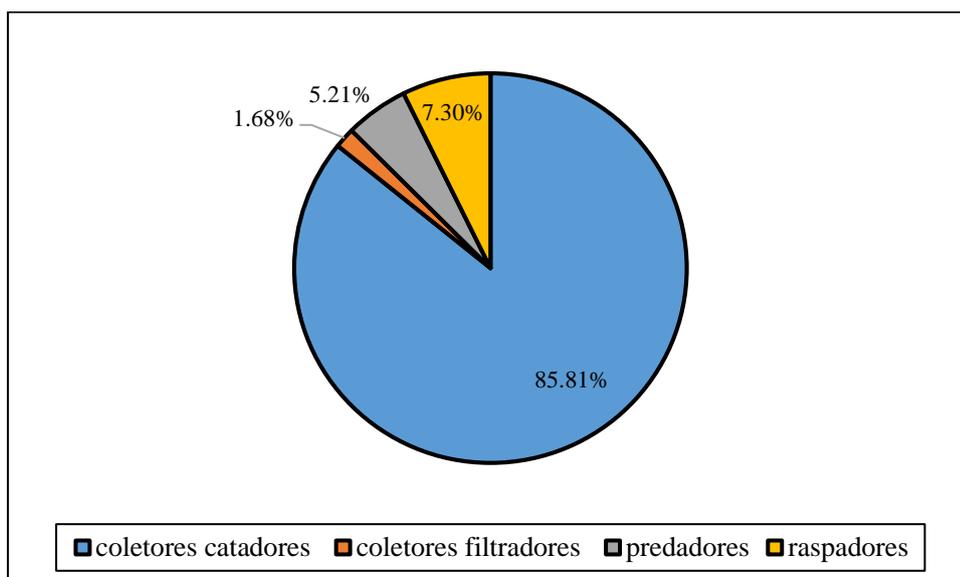


Figura 16. Porcentagem total de grupos funcionais alimentares dos Tributários.

Tabela 6. Riqueza total em cada ambiente dos grupos funcionais.

	Predadores	Raspadores	Coletores Catadores	Coletores Filtradores
Reservatório do Xingu	10	5	7	2
Volta Grande	6	4	5	2
Tributários	11	7	6	4

4.5. Densidade e Riqueza ao longo dos períodos de amostragem

O período de maior densidade e riqueza de macroinvertebrados bentônicos foi o de enchente e nas amostragens seguintes, que ocorreram após o enchimento dos reservatórios, a densidade e a riqueza foram mais baixas. A baixa densidade foi mantida nos períodos seguintes e a riqueza teve um leve aumento no período de vazante (Figuras 17 e 18).

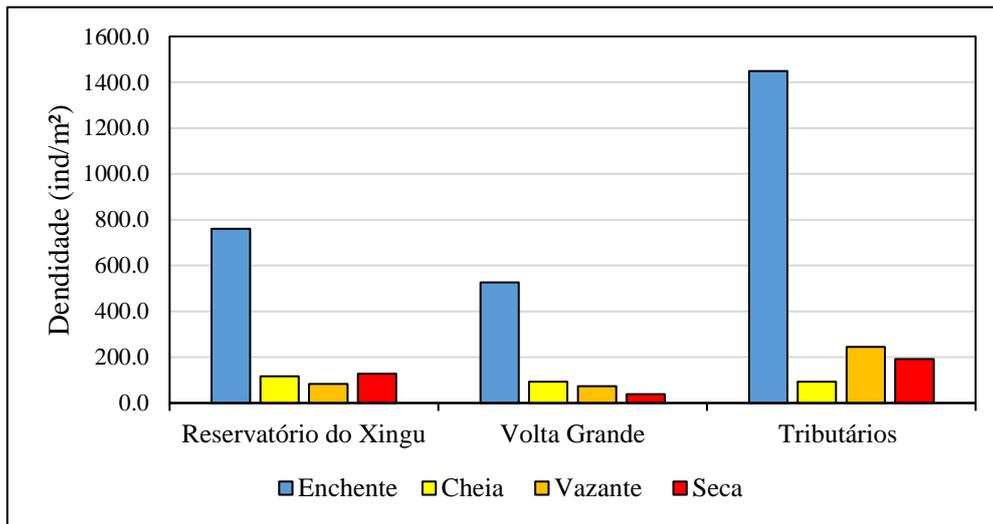


Figura 17. Densidades totais dos macroinvertebrados bentônicos nos diferentes ambientes na bacia do baixo rio Xingu ao longo dos períodos de amostragem.

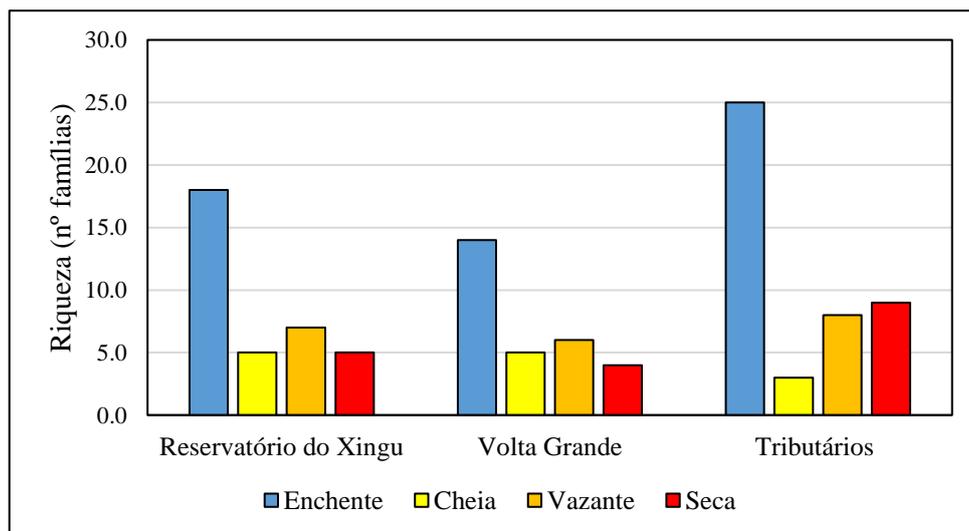


Figura 18. Riquezas totais de macroinvertebrados bentônicos nos diferentes ambientes na bacia do baixo rio Xingu ao longo dos períodos de amostragem.

4.6. Resultado do Teste de Variância

O teste de variância de Kruskal-Wallis indicou diferença altamente significativa ($H = 22,5922, p < 0,0001$) na densidade de macroinvertebrados bentônicos da enchente com os outros períodos, mas não houve diferença significativa ($p > 0,05$) entre os outros três períodos. Para a riqueza, o teste também indicou diferença altamente significativa ($H = 20,9335, p = 0,0001$) da enchente com os outros períodos, mas entre a cheia, vazante e seca não houve diferença significativa.

4.7. Diversidade de Macroinvertebrados Bentônicos ao longo dos períodos de amostragem

Os índices de diversidade de Shannon e Margalef calculados para cada ambiente em diferentes períodos mostrou que a diversidade durante a enchente era alta, diminuiu bastante na cheia, teve um pequeno aumento na vazante e diminuiu novamente durante a seca. Os Tributários (Figura 21) foram o ambiente com maior diversidade e também onde a diminuição da diversidade foi maior, mas ao longo do ano parte da diversidade foi recuperada. A diversidade do Reservatório de Xingu e Volta Grande (Figuras 19 e 20) aumentou ligeiramente no período de vazante e voltou a diminuir durante a seca.

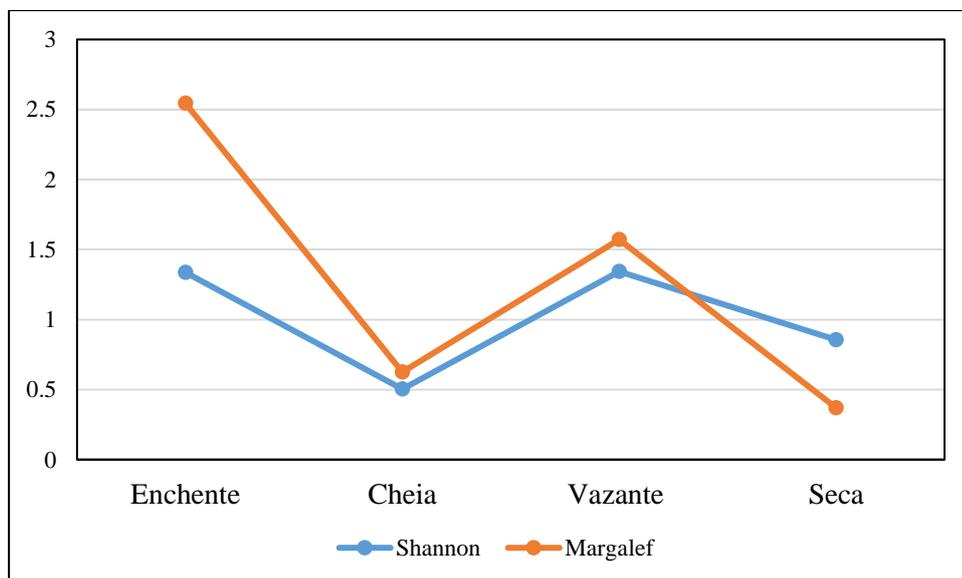


Figure 19. Índices de diversidade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos ao longo dos períodos de amostragem no Reservatório do Xingu.

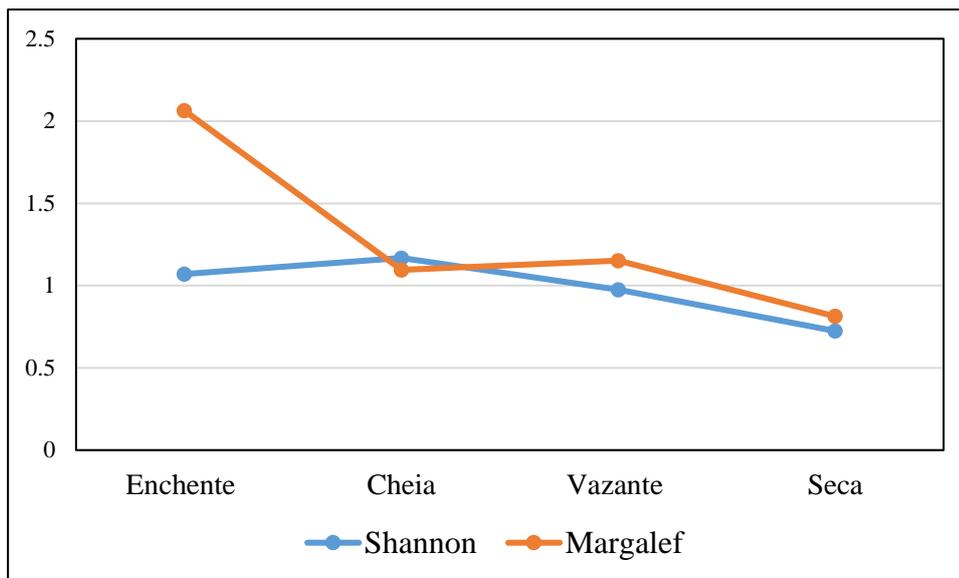


Figure 20. Índices de diversidade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos ao longo dos períodos de amostragem na Volta Grande.

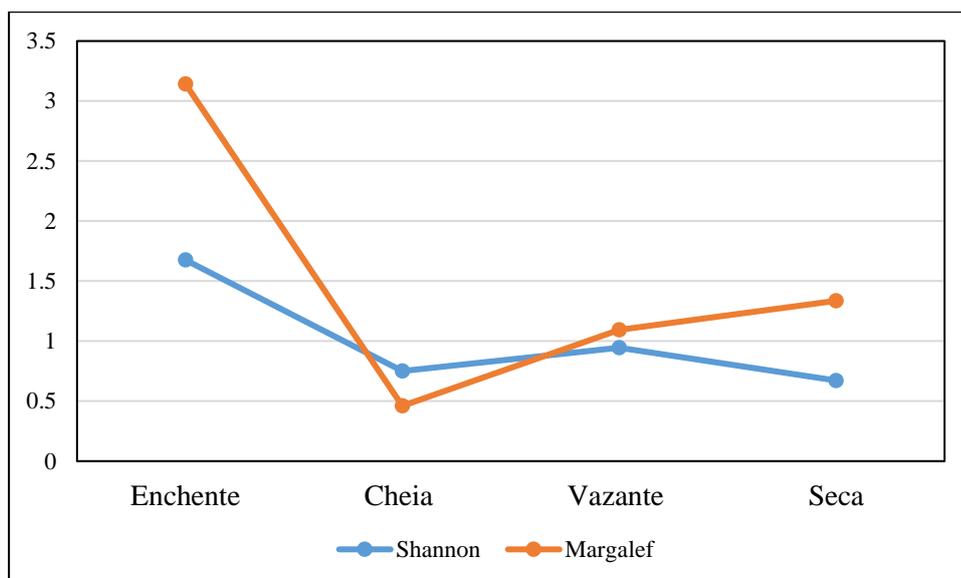


Figure 21. Índices de diversidade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos ao longo dos períodos de amostragem nos Tributários.

4.8. Índice BMWP e Qualidade da Água na bacia do baixo Rio Xingu

O índice BMWP proposto (Tabelas 6 e 7), indicou que na enchente a água estava em qualidade aceitável a boa e no período seguinte ocorreu deterioração da qualidade da água para crítico e muito crítico. Na vazante, a qualidade da água no Reservatório do Xingu e Tributários melhorou para o nível moderado e a Volta Grande permaneceu no nível crítico. Na seca a qualidade da água no Reservatório do Xingu voltou a ficar no nível crítico e os Tributários permaneceram no nível moderado (Tabela 8).

Tabela 7. Pontuação das famílias de macroinvertebrados bentônicos do índice BMWP adaptado de Roldán-Perez (2003), Arango (2005) e Sánchez Herrera (2005).

Famílias	Pontuação
Acari, Corduliidae, Gomphidae, Nematoda, Polymitarcidae	10
Ampullariidae, Dytiscidae, Leptophlebiidae, Polycentropodidae	9
Gerridae, Hydrobiidae	8
Baetidae, Coenagrionidae, Corixidae, Hydropsychidae, Hydroptilidae	7
Ancylidae, Elmidae, Turbellaria	6
Planorbidae, Tabanidae, Thiaridae	5
Hydriidae	4
Ceratopogonidae, Chaoboridae, Glossiphoniidae, Hydrophilidae	3
Chironomidae, Culicidae, Isotomidae	2
Oligochaeta	1

Tabela 8. Classificação da qualidade da água relacionada com a pontuação BMWP baseada em Roldán (2003).

Qualidade da Água	Pontuação
Bom	>150, 101-120
Aceitável	61-100
Moderado	36-60
Crítico	16-35
Muito Crítico	<15

Table 9. Resultado da aplicação do índice BMWP para os diferentes ambientes na bacia ao longo dos períodos de amostragem e classificação da qualidade da água.

	Pontuação			
	Enchente	Cheia	Vazante	Seca
Reservatório do Xingu	84	27	41	17
Volta Grande	77	32	30	21
Tributários	141	8	39	47

Qualidade da Água				
Reservatório do Xingu	Aceitável	Crítico	Moderado	Crítico
Volta Grande	Aceitável	Crítico	Crítico	Crítico
Tributários	Bom	Muito Crítico	Moderado	Moderado

5. DISCUSSÃO

5.1. Parâmetros físicos e químicos da Água Superficial e granulometria do Sedimento

Em relação aos parâmetros físicos e químicos da água superficial, a maioria dos pontos de coleta apresentaram boa qualidade durante todos os períodos, com algumas exceções. O ponto RX1 é o que está mais próximo da cidade de Altamira e sofreu mais impactos do meio urbano. O nível de oxigênio dissolvido menor do que 5,0 mg/L pode ser em virtude do despejo de efluente doméstico nesse igarapé e com isso há o aumento da decomposição bacteriana e diminuição do oxigênio, no entanto essa carga de efluente não foi suficiente para causar alterações em outros parâmetros da água.

O pH baixo dos IG1 e IG2 durante o período de enchente pode ser consequência dos impactos provocados pela obra no entorno do Reservatório Intermediário ou também pela presença de ácidos húmicos que são liberados na água a partir da decomposição de vegetação ripária (Esteves, 1998). A alta concentração de fósforo no ponto IG1, também no período de enchente pode ser devido a maior carga de nutrientes trazida pela água. No ponto VG1, o baixo nível de oxigênio dissolvido durante a cheia e a alta concentração de nitrogênio durante a seca podem ser atribuídos à estagnação da água em decorrência do represamento e da desconexão desse canal com o rio.

A água superficial dos pontos de coleta no baixo rio Xingu se enquadra na Classe II da Resolução CONAMA nº 357/2005 e de acordo com Behar (1996) a condutividade está bem abaixo do nível que indica impacto ambiental e permite o desenvolvimento saudável da biota aquática. Muitos parâmetros físicos e químicos da água são influenciados diretamente pelas atividades do entorno, o tipo de uso do solo e também pelas variações sazonais (Allan, 2004). Rodrigues-Filho *et al.* (2015) realizaram uma avaliação em diferentes pontos do rio Xingu, antes do início da operação de Belo Monte, e concluíram que a variação espacial dos parâmetros se devia a região do entorno e as características geoquímicas da bacia. A ausência de impactos antrópicos significativos e o alto poder de depuração do rio eram responsáveis pela boa qualidade da água. Também foi constatado que o rio apresenta baixa condutividade e baixas concentrações de nitrogênio e fósforo totais (Sidagis-Galli *et al.*, 2015).

A baixa concentração de íons na bacia do rio Xingu se deve ao fato da água ter origem no Escudo Central Brasileiro que é constituído por rochas pré-cambrianas geo-

quimicamente pobres, que são altamente lixiviadas e a bacia também apresenta processos estáveis de erosão e sedimentação (Sioli, 1984). Isso ajuda explicar a composição arenosa do sedimento e a estabilidade na composição granulométrica ao longo do ciclo hidrológico.

5.2. Fauna Bentônica do baixo rio Xingu

Os Tributários foram o ambiente na bacia do baixo rio Xingu com a maior densidade, riqueza e diversidade de macroinvertebrados bentônicos. Do ponto de vista ecológico, os igarapés da Amazônia sustentam uma rica fauna devido aos diferentes tipos de habitats criados pelas águas correntes e ao material alóctone proveniente da vegetação do entorno. Nesses habitats é possível encontrar alimento e abrigos que são extremamente importantes para o desenvolvimento e reprodução desses organismos (Fidelis *et al.*, 2008; Melo, 2014; Hamada *et al.*, 2014). As larvas de Odonata são frequentes nos igarapés pois são predadoras de outros insetos aquáticos, zooplâncton, girinos, pequenos peixes e são consideradas importantes estruturadoras das teias alimentares nos locais onde habitam (Carvalho, 1999). Gomphidae vive enterrada em substratos arenosos e Coenagrionidae e Corduliidae são frequentemente encontradas em áreas de correnteza ou remansos (Neiss & Hamada, 2014).

Os Tributários também tiveram uma riqueza maior de moluscos. Ampullariidae e Planorbidae se alimentam de macrófitas e os gêneros *Pomacea* e *Bomphalaria* são reconhecidos por serem vetores da esquistossomose. Hydrobiidae vive preferencialmente no substrato de águas correntes se alimentando de perífiton, assim como as famílias Thiaridae e Ancyliidae (Dillon, 2004).

A fauna de coleópteros aquáticos da Amazônia é bem rica e diversificada e as famílias Dytiscidae, Elmidae e Hydrophilidae, que foram encontradas em maior frequência no Reservatório do Xingu, estão associadas a ambientes lênticos ou águas mais calmas (Ferreira-Junior *et al.*, 2014). Corixidae, (Hemiptera) também é uma família que se encontra em maior quantidade em águas paradas e não possui adaptações para suportar fortes correntezas (Extence, 1981).

Polymitarcyidae é uma família com ampla distribuição nos ecossistemas aquáticos da região Neotropical e *Campsurus* é o gênero mais diversificado. A maioria das ninfas dessa família vivem dentro de túneis feitos em sedimentos de areia fina ou argilosos

(Callisto, 2000; Dominguez *et al.*, 2006, Salles *et al.*, 2014) e possivelmente a maior frequência desse grupo foi registrada na Volta Grande.

A família Chironomidae é o principal componente das comunidades bentônicas de águas doce e os membros dessa família apresentam uma ampla faixa de condições em que podem sobreviver, ou seja, há aqueles que conseguem sobreviver a condições adversas do ambiente e outros que são sensíveis. Sendo assim, há gêneros e espécies que podem ser indicadores da qualidade da água e usados no monitoramento ambiental (Trivinho-Strixino, 2014). Possuem um papel importante nas cadeias tróficas, pois são um elo entre os produtores e consumidores secundários e a alta frequência dessa família nos ambientes aquáticos está relacionada com substratos predominantemente arenosos (Tokeshi, 1995; Roque & Trivino-Strixino, 2008).

Oligochaeta também é um grupo bastante abundante e presente em diversos ambientes aquáticos (Takeda & Fujita, 2004). São importantes para a ciclagem de nutrientes, transferência de energia nos ecossistemas e a alta densidade também está associada com substratos finos e arenosos (Alves *et al.*, 2006; Suriani-Affonso *et al.*, 2011). Chironomidae e Oligochaeta são considerados táxons resistentes a poluição das águas e quando ocorre o represamento dos rios esses dois táxons continuam presentes e em alguns casos a abundância e densidade podem aumentar (Ogbeidu & Oribhabor, 2002).

No período do EIA, entre os anos de 2007 e 2008, foi registrado uma grande densidade e frequência de Chironomidae e Oligochaeta. Os tributários da calha do Rio Xingu tiveram a maior densidade e riqueza. A ocorrência de Polymitarcyidae foi associada diretamente com sedimentos finos dos pontos da Volta Grande e houve maior riqueza de Coleoptera, com oito famílias registradas (ELETROBRÁS^b, 2009; Leme Engenharia Ltda., 2009).

5.3. Grupos Funcionais e Ecologia Trófica

Os coletores catadores foram o grupo de maior densidade, mas predadores foram o grupo de maior riqueza. Essa relação indica que as condições na bacia do baixo rio Xingu eram favoráveis para as populações de coletores catadores e diversos macroinvertebrados bentônicos predadores poderiam aproveitar dessa fonte de alimento. Os coletores catadores se alimentam principalmente de material orgânico fino ou pequenos detritos (menor do que 1 mm e maior do que 50 µm) de origem alóctone que é

transportado pelo fluxo de água. O material e os detritos podem ser coletados no sedimento ou ficam depositados em tubos que são construídos pelos macroinvertebrados (Cummins & Klug, 1979).

A matéria orgânica fina e os detritos são itens frequentemente ingeridos pela maioria dos táxons e são itens abundantes e sempre presentes devido a rápida e contínua decomposição do material alóctone nos ecossistemas tropicais de água doce (Dobson *et al.*, 2003; Tomanova *et al.*, 2006). As cadeias tróficas nos ecossistemas tropicais de água doce são dominadas por consumidores generalistas (Covich, 1988) e a flexibilidade entre os níveis tróficos pode reduzir a sobreposição de nicho e diminuir a competição inter e intraespecífica (Woodward & Hildrew, 2002).

A grande riqueza de predadores e baixa de coletores filtradores podem ser atribuídas as águas claras e baixa turbidez da bacia do baixo rio Xingu. Esse mesmo padrão foi encontrado por Callisto e Esteves (1998) em comunidades bentônicas de igarapés da Amazônia Central

Durante os períodos de amostragem não foram encontrados macroinvertebrados bentônicos fragmentadores em nenhum dos 11 pontos de coleta. Os fragmentadores são detritívoros e se alimentam de grandes partículas de matéria orgânica (maior do que 2 mm) provenientes principalmente de material da vegetação ripária que cai no leito dos rios (Merrit & Cummins, 1984). Em alguns estudos, é sugerido que o grupo dos fragmentadores em águas tropicais é escasso (Buss *et al.*, 2002; Dobson *et al.*, 2002). Durante a realização do EIA de Belo Monte, foram registrados macroinvertebrados bentônicos fragmentadores, mas a porcentagem desse grupo era menor comparada com os outros quatro grupos funcionais. Os fragmentadores eram representados pelos insetos das famílias Leptoceridae, Pyralidae e também pelos crustáceos da família Palaemonida das espécies *Euryrhynchus wrzesnioiowski*, *Macrobrachium amazonicum* e *Macrobrachium brasiliense* (ELETROBRÁS^b, 2009; Leme Engenharia Ltda., 2009).

5.4. Dinâmica de densidade, riqueza e diversidade

A dinâmica da densidade e riqueza em 2016, ano em que a operação da UHE Belo Monte começou, foi diferente daquela registrada durante o EIA. A maior densidade e riqueza foi na vazante seguida do período de seca. A menor densidade foi durante a cheia e menor riqueza foi na enchente. Também a densidade total e riqueza total foram menores do que o período de referência (ELETROBRÁS^b, 2009; Leme Engenharia Ltda., 2009).

Estabelecendo esse padrão como o natural na bacia do baixo Rio Xingu é possível verificar que houve um impacto grande na comunidade bentônica após a formação do Reservatório do Xingu. Os índices de Margalef e Shannon mostraram que a diversidade foi diminuindo ao longo do ciclo hidrológico e o BMWP indicou a deterioração da qualidade da água superficial, apesar dos parâmetros físicos e químicos não coincidirem com esse resultado e indicarem apenas alterações pontuais. Ao longo dos anos a bacia vem sofrendo alterações devido às atividades de construção e a biodiversidade aquática é capaz de refletir esses impactos do passado (Harding *et al.*, 1998) e as barragens mudam os padrões da vazão nos rios e afetam a composição e dinâmica das comunidades bentônicas (Weisberg *et al.*, 1990).

5.5. Estiagens na bacia Amazônica

O rio Xingu, possui naturalmente um ciclo hidrológico com grande flutuação na vazão. A vazão média mensal do ano de 2016 foi bem menor nos períodos de enchente e cheia, comparando-se com a vazão média histórica e isso pode ser atribuído à baixa precipitação na bacia de drenagem. Esses padrões podem ser conferidos novamente na Figura 2. O ano de 2016 foi marcado por uma severa estiagem na região Amazônica e isso refletiu nas comunidades e no ecossistema.

Existe uma exaustão da exploração hidroelétrica na maior parte do Brasil e a região Amazônica acabou se tornando em uma “nova fronteira hidrelétrica”, apesar de todos os conflitos socioambientais e a ocorrência de mudanças climáticas que podem alterar os padrões de precipitação e interferir no nível dos rios (Soito & Freitas, 2011). As mudanças climáticas na bacia Amazônica possuem capacidade de alterar drasticamente processos ecológicos essenciais para o funcionamento do ecossistema. Por meio de modelos e simulações computacionais é possível fazer projeções meteorológicas em médio e longo prazo e é previsto que as estiagens ficarão mais intensas e frequentes na região leste da bacia Amazônica (Duffy *et al.*, 2015). Outros estudos fazem a previsão de redução na vazão em toda a bacia do Rio Xingu e essa redução pode chegar até 50% da vazão atual (Guimberteau *et al.*, 2013; Sorribas *et al.*, 2016).

As estiagens recorrentes em um curto espaço de tempo inibem a recuperação dos processos ecológicos e hidrológicos, além de aumentar os riscos de incêndios, mortalidade de árvores e aceleram as emissões de carbono para a atmosfera (Davidson *et al.*, 2013). As estiagens que ocorreram na Amazônia nos anos de 2005 e 2010 já foram consideradas bastante severas e o balanço de carbono foi considerado negativo, ou seja,

mais carbono foi emitido para a atmosfera do que fixado pela vegetação (Lewis *et al.*, 2011). A estiagem de 2016 superou as anteriores e foi considerada sem precedentes nos últimos 100 anos, devido à baixíssima precipitação registrada. A causa principal dessa estiagem foi o aquecimento anormal das águas do Oceano Pacífico (El Niño) (Erfanian *et al.*, 2017). Outros impactos que contribuem bastante para o aumento na severidade das estiagens na região Amazônica é a emissão dos gases de efeito estufa e o desmatamento (Jiménez-Muñoz *et al.*, 2013).

5.6.Efeitos da Estiagem na Comunidade Bentônica

Os efeitos diretos da estiagem são a redução do nível da água, redução dos habitats disponíveis para a biota, desconexão entre os ambientes aquáticos (Stanley *et al.*, 1994) e diminuição na entrada de material alóctone (Lake, 2000). Períodos de estiagem prolongada provocam a redução da riqueza e densidade dos macroinvertebrados bentônicos devido à dessecação, à falta de alimento trazido pela correnteza e também devido à redução de habitats adequados (Stubbington *et al.*, 2009). A diminuição na entrada de material alóctone e a dessecação foram os impactos que afetaram diretamente as comunidades bentônicas dos Tributários e da Volta Grande. Essas comunidades são constituídas na maioria por coletores catadores que se alimentam de matéria orgânica e detritos trazidos pela corrente e a diminuição dessa fonte alimentar provoca a redução desse grupo, além de interferir nos outros níveis tróficos.

Durante o período de estudo, foi registrada a diminuição da diversidade em toda a bacia do baixo rio Xingu. A diminuição da diversidade é considerado um efeito indireto das estiagens, além de aumento na predação e competição interespecífica (Boulton, 2003). As estiagens podem provocar mudanças profundas na composição da comunidade e a recuperação dessa comunidade dependerá muito da resistência e resiliência (Boulton & Lake, 2008), além do quanto as espécies estão adaptadas para sobreviver ao distúrbio. O aumento na frequência e intensidade de distúrbios naturais afeta a estabilidade dos ecossistemas e a consequência é a mudança na composição da comunidade com o passar do tempo (Griswold *et al.*, 2008).

5.7.Efeitos da Redução de Vazão na Comunidade Bentônica

A vazão é considerada um componente crucial na criação da heterogeneidade ambiental ao longo dos rios e controla a distribuição, abundância e composição dos macroinvertebrados bentônicos (Cummins & Lauff, 1969; Statzner *et al.*, 1988). É necessária para obtenção de alimento, deslocamento e completar o ciclo reprodutivo

(Greenwood & Richardot-Coulet, 1996). Além disso, os organismos bentônicos necessitam de regimes específicos de vazão e estruturas dos habitats que podem ser independentes da qualidade da água (Hannaford *et al.*, 1997).

A heterogeneidade ambiental diminuiu após a formação do Reservatório do Xingu, que passou de um ambiente lótico para semi-lêntico e isso interferiu na composição da comunidade bentônica. Na Volta Grande e nos Tributários, a combinação da estiagem e do represamento provocaram a perda de habitats por dessecação, desconexão entre os ambientes aquáticos e isso provocou diminuição na riqueza e na diversidade. Em alguns casos, pode acontecer um aumento na densidade de táxons adaptados e viver em águas calmas ou paradas e uma diminuição na densidade e riqueza de táxons que vivem em águas correntes (Cazaubon & Giudicelli, 1999; Dewson *et al.*, 2007). No entanto, a diminuição da vazão é responsável pela diminuição da riqueza, afeta na densidade total e também provoca mudanças na composição das comunidades de peixes e diatomáceas (McIntosh *et al.*, 2002; Kinzie *et al.*, 2006; Boix *et al.*, 2010).

5.8.Pulsos e Função de Força

Os ecossistemas aquáticos funcionam impulsionados por flutuações que interferem na organização das comunidades e nos ciclos biogeoquímicos. Essas flutuações que acontecem nos ecossistemas são denominadas de pulsos e podem ser de origem natural ou artificial, periódicos ou intermitentes e também podem ser estocásticos como fenômenos climatológicos extremos. Os pulsos desencadeiam uma função de força que afeta na dinâmica dos ecossistemas. Nos rios da bacia Amazônica, os pulsos do nível da água são uma função de força importante que guia o funcionamento dos sistemas hidrológicos, físicos, químicos e biológicos (Tundisi^c *et al.*, 2015).

O baixo rio Xingu possui pulsos no nível da água em virtude da grande variação da vazão durante o ciclo hidrológico. A comunidade zooplânctonica dessa região apresenta grandes flutuações na densidade e riqueza e essa dinâmica está correlacionada com os pulsos no nível da água e com as estratégias reprodutivas de certos grupos (Matsumura-Tundisi *et al.*, 2015). O pulso do nível da água influencia nos parâmetros reprodutivos em algumas espécies de peixes (Freitas *et al.*, 2015) e na estrutura e distribuição da macrófitas aquáticas (Medeiros *et al.*, 2015)

De acordo com o padrão de referência da comunidade bentônica no EIA, a baixa densidade no período de cheia era em virtude do arrasto provocado pelo grande fluxo de

água. Na época de vazante, a maior densidade e riqueza se devia ao aumento dos habitats de água mais rasas e o crescimento de vegetação aquática tornava os ambientes mais heterogêneos (ELETROBRÁS^b, 2009; Leme Engenharia, 2009). Portanto, os macroinvertebrados bentônicos do baixo Rio Xingu apresentam uma dinâmica impulsionada pelos pulsos no nível da água e alterações nesses pulsos, de origem natural ou antrópica, irão alterar a dinâmica dessa comunidade.

5.9. Resultados Discordantes entre o BMWP e a Qualidade da Água

O uso dos macroinvertebrados bentônicos como indicadores da qualidade da água é mundialmente reconhecido e muito utilizado para avaliação de impactos ambientais e em diversos programas de monitoramento. O índice BMWP foi desenvolvido na Europa e com o passar do tempo se tornou bastante popular na América Latina, porém ajustes e modificações são necessárias de acordo com as características regionais e a composição da fauna (Roldán-Pérez, 1996; Roldán-Pérez, 2016). No entanto existem algumas desvantagens. Uma dessas desvantagens é que uma grande variação temporal natural na riqueza e na densidade devido a fatores hidrológicos que pode ser interpretada como efeito de poluição (Hancock & Boulton, 2005). Em alguns casos a abundância e distribuição dos organismos bentônicos está mais relacionada com o ciclo hidrológico e o tipo de substrato do que com a qualidade físico e química da água (Hawkes, 1979; Suess, 1982).

Em uma avaliação do efeito da fragmentação de habitats aquáticos na bacia do rio Cotter, Austrália, foi constatado que não havia grandes mudanças na qualidade da água entre os ambientes impactados e os preservados, mas as comunidades bentônicas de cada local eram bem distintas (Nichols *et al.*, 2006). No rio Po da Itália, uma estiagem prolongada afetou bastante a composição dos macroinvertebrados bentônicos, mas os resultados dos parâmetros físicos e químicos da água não mostraram piora da qualidade da água e houve discordância entre esses resultados e o índice BMWP (Fenoglio *et al.*, 2007). A mesma discordância entre resultados foi observada no rio Biala, Polônia, em que há vários trechos canalizados ou com vazão reduzida (Wyźga *et al.*, 2013).

As pontuações para Chironomidae e Oligochaeta são baixas no índice BMWP, mas esses dois táxons possuem uma grande abundância e densidade em diversos ecossistemas tropicais de água doce e esse padrão não significa necessariamente a deterioração da qualidade da água (Rodrigues *et al.*, 2016). No EIA de Belo Monte, a alta incidência desses dois táxons foi atribuída ao substrato predominantemente arenoso na

bacia. Mesmo em pontos impactados foi registrada uma alta riqueza tanto de organismos sensíveis quanto tolerantes a poluição e foi concluído que o uso de índices biológicos para avaliação da qualidade da água não era adequado para esses ambientes (ELETROBRÁS^b, 2009; Leme Engenharia Ltda., 2009). Além disso, a comunidade de macroinvertebrados bentônicos do baixo rio Xingu tem dinâmica guiada pelo pulso do nível da água e a grande estiagem de 2016 e as alterações no ecossistema devido a usina hidrelétrica modificaram essa dinâmica.

6. CONCLUSÃO

Na fase inicial de operação da UHE Belo Monte, os parâmetros físicos e químicos da água superficial e a composição granulométrica não indicaram alterações significativas diretamente associadas com o processo de enchimento dos reservatórios. Comparando-se com a dinâmica anterior à obra, a comunidade de macroinvertebrados bentônicos indicou por meio da densidade, riqueza e diversidade que houve alteração nesse ecossistema. O ano de 2016 foi caracterizado por uma severa estiagem que provocou uma diminuição da vazão no rio Xingu e nos tributários. Por consequência, houve a diminuição na quantidade de material orgânico fino e detritos que sustentam as comunidades compostas principalmente por organismos coletores e catadores. A dessecação e homogeneização dos habitats aquáticos e a combinação desses fatores mais as alterações antrópicas na bacia do baixo rio Xingu impactaram a comunidade dos macroinvertebrados bentônicos.

A discordância de resultados entre os parâmetros físicos e químicos da água e o BMWP se deve à dinâmica da comunidade bentônica que está associada com os pulsos naturais do nível da água, que também influenciam outras comunidades biológicas nessa bacia e também pelo evento climatológico extremo. Uma alternativa para o monitoramento ambiental é o uso dos índices de diversidade de Shannon e Margalef relacionados com dinâmica da comunidade ao longo ciclo hidrológico do rio, pois assim seria possível afirmar se o padrão da comunidade bentônica está alterado ou não.

Para a bacia no geral, é recomendado que o Hidrograma Ecológico continue sendo usado para garantir a quantidade mínima de água e manter as necessidades da biota aquática. É necessário conservar e restaurar a vegetação nos tributários, nos canais anastomosados e no entorno dos reservatórios para proteger os corpos d'água da erosão e garantir fonte de alimento para as comunidades bentônicas. As mudanças climáticas estão em curso e por isso essas ações são tão importantes para tentar garantir as funções do ecossistema. A composição e dinâmica dos macroinvertebrados bentônicos pode mudar em virtude dos impactos, no entanto o monitoramento dessa comunidade continua sendo importante para verificar tais alterações ambientais.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGOSTINHO, A.A.; PELICICE, FM.; GOMES, LC. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology*, v. 68, n.4, p.1119-1132, 2008.

ALLAN, J.D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, v.35, p.257-284, 2004. [http:// dx.doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122](http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122).

ALVES, R.G.; MARCHESE, M.R.; ESCARPINATI, S.C. Oligochaeta (Annelida, Clitellata) in Lotic Environments in the State of São Paulo, Brazil. *Iheringia. Série Zoologia*, v. 96, n.4, p. 431–435, 2006.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA, 2012. Plano estratégico de recursos hídricos dos afluentes da margem direita da bacia Amazônica: resumo executivo. Brasília: ANA, p.141.

APHA, American Public Health Association. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Water Works Association: Water Environment Federation, 2005. 541p.

ARANGO, L.F.A. Metodología para la utilización de los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D.C. 2005. 263 p.

ARMITAGE, P.D.; MOSS, D.; WRIGHT, J.F.; FURSE, M.T. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water. *Water Research* v.17, p. 33-47, 1983.

AROCENA, R.; D. CONDE. Métodos en Ecología de Aguas Continentales. Universidad de la República, Facultad de Ciências. Montevideo: Uruguay, 1999. 233p.

BAPTISTA, D.F.; BUSS, D.F.; EGLER, M.; GIOVANELLI, A.; SILVEIRA, M.P.; NESSIMIAN, J.L. 2007. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia*, 575: 83-94.

BEHAR,S. Testing the Waters: Chemical and Physical Vital Signs of a River. Montpellier: River Watch Network, 1997. 211p.

BOIX, D.; GARCÍA-BERTHOU, E.; GASCÓN, S.; BENEJAM,L.; TORNÉS, E.;SALA, J.;BENITO, J.; MUNNÉ, A.; SOLÀ, C.; SABATER,S. 2010. Response of Community Structure to Sustained Drought in Mediterranean Rivers. *Journal of Hydrology*, v.383, p35–46, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.01.014>.

BOULTON, A.J. Parallels and contrasts in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages. *Freshwater Biology* v.48, p.1173–1185, 2003.

BOULTON, A.J.; LAKE, P.S., 2008. Effects of drought on stream insects and its ecological consequences . In: LANCASTER, J.; BRIERS, R.A. Aquatic Insects: Challenges to Populations. CAB International, Wallingford, p.81-102, 2008.

BRASIL, Resolução CONAMA n°357, de 17 de março de 2005. Classificação de águas, doces, salobras e salinas do Território Nacional. Publicado no Diário Oficial da União.

BRITO, C.S.A. Variação espaço temporal do zooplâncton em diferentes ambientes do médio Rio Xingu, PA.2008. Belém: Universidade Federal do Pará. Dissertação de Mestrado em Ciência Animal.79p

BUSS,D.F.;BAPTISTA,D.F.;SILVEIRA,M.P;J.L.;NESSIMIAN,J.L;DORVILLE,L.F. M.Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. *Hydrobiologia*, v.481,p.125–136,2002.

CAIRNS, J.Jr.; PRATT, J.R. A History of Biological Monitoring Using Benthic Macroinvertebrates. In: ROSENBERG,D.; RESH, V.H. Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. New York, USA,: Chapman & Hall, 1993, cap. 2, p.10-27.

CALLISTO, M. Macroinvertebrados bentônicos In: BOZELLI, R.L.; ESTEVES, F.A.; ROLAND, F. Lago Batata: Impacto e Recuperação de um ecossistema amazônico. IB-UFRJ/SBL, Rio de Janeiro, 2000.

CALLISTO, M.; ESTEVES, F.A. Categorização funcional dos macroinvertebrados bentônicos em quatro ecossistemas lóticos sob influência das atividades de uma mineração de bauxita na Amazônia Central (Brasil). *Oecologia brasiliensis*, v.5, p.223-234,1998.

- CAMARGO,M.;GIARRIZZO,T.;ISAAC,V. Review of the Geographic Distribution of Fish Fauna of the Xingu River Basin, Brazil. *Ecotropica* , v.10,p.123–147,2004.
- CARVALHO, A.L., 1999. Ordem Odonata. In: ISMAEL, D.; VALENTI, W.C.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ROCHA, O. Biodiversidade do estado de São Paulo, Brasil. Síntese do conhecimento ao final do século XX, 4: Invertebrados de água doce. São Paulo: FAPESP, 1999. cap.22, p. 149-155.
- CASTELLA E., BICKERTON M., ARMITAGE P.D. & PETTS, G.E. (1995) The effects of water abstractions on invertebrate communities in UK streams. *Hydrobiologia*, v.308,p.167–182,1995.
- CAZAUBON A.;GIUDICELLI, J. Impact of the residual flow on the physical characteristics and benthic community (algae, invertebrates) of a regulated Mediterranean river: the Durance, France. *Regulated Rivers*, v. 15, n. 5, p. 441-461, 1999.
- CORTES,R.M.V.;FERREIRA,M.T.;OLIVEIRA,S.V.;OLIVEIRA,D.2002.Macroinvertebrate community structure in a regulated river segment with different flow conditions. *River Research and Applications*, v. 18, n. 4, p. 367-382,2002.
- COVICH, A. P., 1988. Geographical and historical comparisons of neotropical streams: biotic diversity and detrital processing in highly variable habitats. *Journal of the North American Benthological Society* v.7,p.361–386,1988.
- COVICH, A.P.; PALMER, M.A.; CROWL, T.A. The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems: zoobenthic species influence energy flows and nutrient cycling. *BioScience*, v.49, n.2, p.119-127, 1999.
- CUMMINS, K.W.; KLUG, M.J. Feeding Ecology of Stream Invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v.10, p.147-172, 1979
- CUMMINS, K.W.; LAUFF, G.H.. The influence of substrate particle size on the microdistribution of stream macrobenthos. *Hydrobiologia*, v.34,p.145-181, 1969.
- CUMMINS, K.W.; MERRITT, R.W.;ANDRADE, P.C.N. 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in southeast Brazil. *Studies Neotropical Fauna Environment*, v.40,p.71-90,2005.
- DAVIDSON, E.A.; ARAÚJO, A.C.; ARTAXO, P.; BALCH, J.K.; BROWN, F.; BUSTAMANTE, M.M.C.; COE, M.T.; DEFRIES, R.S.; KELLER, M.; LONGO, M.;

MUNGER, J.W.; SCHROEDER, W.; SOARES-FILHO, B.S.; SOUZA, C.M.; WOFSY, S.C. The Amazon basin in transitio. *Nature*, v.481, p. 321-328, 2012.

DOBSON, M.; MAGANA, A.; MATHOOKO, J.M.; NDEGWA, F.K.2002. Detritivores in Kenya highland streams: more evidence for the paucity of shredders in the tropics? *Freshwater Biology*, v.47, p.909–919,2002. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00818.x>

DOBSON, M.; MATHOOKO, J.M.; NDEGWA F.K.; M'ERIMBA, C. Leaf litter processing rates in a Kenyan highland stream, the Njoro River. *Hydrobiologia*, v.519.p.207– 210,2003. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000026592.50734.ea>

DOMÍNGUEZ, E.; MOLINERI, C.; PESCADOR M.;HUBBARD, M.;NIETO,C. Aquatic Biodiversity in Latin America: Ephemeroptera of South America. Volume 2, Moscow, Pensoft, 2006.646 p

DUFFY, P.B.;BRANDO, P.; ASNER, G.P.; FIELD, C.B.Projections of Future Meteorological Drought and Wet Periods in the Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences* v.112, n.43, p.172–177, 2015.

ELETROBRÁS^a. Aproveitamento Hidrelétrico Belo Monte: Relatório de Impacto Ambiental – RIMA. Maio 2009, p.100.

ELETROBRÁS^b. Aproveitamento Hidrelétrico Belo Monte: Estudo de Impacto Ambiental – EIA. Fevereiro 2009, p.268.

ERFANIAN, A.;WANG, G.; FOMENKO, L.Unprecedented Drought over Tropical South America in 2016: Significantly under-Predicted by Tropical SST. *Scientific Reports*, v.7,2017. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-05373-2>.

ESTEVEZ, F.A. Fundamentos de Liminologia In:__. Carbono Orgânico. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. cap. 11, p.53-61.

EXTENCE, C. A. 1981. The Effect of Drought on Benthic Invertebrate Communities in a Lowland River. *Hydrobiologia*, v.83,p.217–224, 1981.

FENOGLIO,S.;BO,T.;CUCCO,M.;MALACARNE,G. 2007. Response of Benthic Invertebrate Assemblages to Varying Drought Conditions in the Po River (NW Italy). *Italian Journal of Zoology* v.74 n.2,p.191–201,2007. <https://doi.org/10.1080/11250000701286696>.

FERREIRA-JUNIOR,N.; SAMPAIO, H.L.; FERNANDES, A.S.; CLARKSON, B.; BRAGA, R.B.; PASSOS, M.I.S.; SANTOS, A.D. Ordem Coleoptera. In: HAMADA, N.; NESSIMIAN, J.L.; QUERINO, R.B. Insetos Aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia ecologia . Manaus : Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, 2014. cap. 21, p.349-375.

FIDELIS, L.; NESSIMIAN, J.L.; HAMADA, N. Distribuição espacial de insetos aquáticos em igarapés de pequena ordem na Amazônia Central. *Acta Amazonica*, v.38, n.1, p.127-134, 2008.

FIGUEROA R.;VALDOVINOS,C.;ARAYA E.;PARRA, O. Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de calidad de agua del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* v.76, p.275-285, 2003.

FITTKAU, EJ. Limnological conditions in the headwater regions of the Xingu River. Brazil. *Tropical Ecology*, v. 11, n. 1, p. 20-25,1970.

FREITAS, T.M.S.;PRUDENTE, BS.;OLIVEIRA,V.A.;OLIVEIRA,M.N.C.;PRATA, E.G.; LEÃO,H.;MONTAG,L.F.A.Influence of the Flood Pulse on the Reproduction of *Tocantinsia Piresi* (Miranda Ribeiro) and *Auchenipterus Nuchalis* (Spix & Agassiz) (Auchenipteridae) of the Middle Xingu River, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* v.75,n.3,suppl.1, p.58–67,2015. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.00114BM>.

GREENWOOD, M.T.; RICHARDOT-COULET. Aquatic invertebrates. In: Petts, G.E.; Amoros, C. *Fluvial Hydrosystems*. London: Chapman & Hall, 1996.cap.7,p.137-166.

GRISWOLD,M.W.;BERZINIS,R.W.;CRISMAN,T.L.;GOLLADAY,S.W.Impacts of Climatic Stability on the Structural and Functional Aspects of Macroinvertebrate Communities after Severe Drought. *Freshwater Biology* v.53, n.12, p.65–83, 2008. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02067.x>.

GUIMBERTEAU,M.;RONCHAIL,J.;ESPINOZA,J.C;LENGAIGNE,M.;SULTAN,B.;POLCHER,J.;DRAPEAU,G.;GUYOT,J.L.;DUCHARNE,A.;CIAIS,P.Future Changes in Precipitation and Impacts on Extreme Streamflow over Amazonian Sub-Basins. *Environmental Research Letters*, n.8, p.14-35,2013. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/8/1/014035>.

HAFFER J. Hypothesis to explain the origin of species in Amazonia. *Brazilian Journal of Biology*, v.68, n.4, p. 917-947,2008.

- HAMADA, N.; NESSIMIAN, J.L.; QUERINO, R.B. Insetos Aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia ecologia. Manaus: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, 2014. 723p.
- HANCOCK, P.J; BOULTON, A.J. 2005. The effects of an environmental flow release on water quality in the hyporheic zone of the Hunter River, Australia. *Hydrobiologia* v.552, p.75–85,2005.
- HANNAFORD M.J., BARBOUR M.T. & RESH, V.H. (1997) Training Reduces Observer Variability in Visual-Based Assessments of Stream Habitat. *Journal of the North American Benthological Society* v.16, n.4,p.53–60,1997. <https://doi.org/10.2307/1468176>.
- HARDING, J. S.; BENFIELD, E.F.; BOLSTAD, P.V.; HELFMAN, G.S.; JONES, E.B.D. Stream Biodiversity: The Ghost of Land Use Past. *Proceedings of the National Academy of Sciences* ,v.95, n.25, p.14843–14847, 1998.
- HAWKES, H.A. Invertebrates as indicators of rivers quality. In: James, A.; Evison, L. Biological Indicators of Water Quality. Chichester: John Wiley, 1979. cap.2.
- JIMÉNEZ-MUÑOZ, J., SOBRINO, J., MATTAR, C. & MALHI, Y. Spatial and temporal patterns of the recent warming of the Amazon forest. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* , v.118,n.11, p,5204–5215, 2013.
- JUNK, W.J.: MELLO, J.A.S. Impactos Ecológicos Das Represas Hidrelétricas Na Bacia Amazônica Brasileira. *Estudos Avançados* v4, n.8, p.126–143,1990.
- JUNQUEIRA, M.V.; AMARANTE, M.C.; DIAS, C.F.S.; FRANÇA, E.S. Biomonitoramento da qualidade das águas da Bacia do Alto Rio das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.12, p.73-87,2000.
- KARR, J.R.; DUDLEY, D.R. Ecological Perspective on Water Quality Goals. *Environmental Management*, v.5, p.55–68, 1981.
- KINZIE, R.A.; CHONG, C.; DEVRELL, J.; LINDSTROM, D.; WOLFF, R.H. Effects of Water Removal on a Hawaiian Stream Ecosystem. *Pacific Science*, v.60, n.1–47, 2006. <https://doi.org/10.1353/psc.2005.0058>.
- LAKE, P.S. Disturbance, patchiness, and diversity in streams. *Journal of North American Benthological Society* v.19, p.573–592, 2000.

LEIVA J.. Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de calidad de agua en la Cuenca del estero Peu Peu Comuna de Lautaro IX Región de la Araucanía. 2004. Tesis presentada a la facultad de Ciencias de la Universidad Católica de Temuco para optar al Grado de Licenciado en Recursos Naturales. Temuco, Chile. 120pp

LEME ENGENHARIA LTDA., 2009. Diagnóstico das áreas diretamente afetadas e de influência direta: meio biótico - ecossistema aquático - qualidade da água e limnologia. Estudo de Impacto Ambiental do AHE Belo Monte, v. 15, p. 176.

LEWIS, S.L.; BRANDO, P.M.; PHILLIPS, O.L.; VANDERHEIJDEN, G.M.F.; NEPSTAD, D. The 2010 Amazon drought, *Science*, v.331, p.554, 2011. doi:10.1126/science.1200807.

MAFLA-HERRERA, M. Guía para Evaluaciones Ecológicas Rápidas con Indicadores Biológicos en Ríos de Tamaño Mediano Talamanca - Costa Rica. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE) Turrialba, Costa Rica. 2005.

MARTINELLI, L.A.; OMETTO, J.P.H.B.; PINTO, A.S. Climate change and biogeochemistry Brazilian biomes. *Brazilian Journal of Biology*, v.72, n.3, suppl.1, p. 633-785, 2012.

MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.G.; SOUZA-SOARES, F.; TUNDISI, J.E.M. Zooplankton Community Structure of the Lower Xingu River (PA) Related to the Hydrological Cycle. *Brazilian Journal of Biology*, v.75, n.3, suppl.1, p.47-54, 2015. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.03814BM>.

MATTHEWS, R.A.; BUIKEMA, A.L.; CAIRNS, J.Jr.; ROGERS, J.H. Biological monitoring. Part IIA. Receiving system functional methods, relationships and indices. *Water Research*, v.16, p.29-39, 1982.

MAUE, T.; SPRINGER, M. Effect of methodology and sampling time on the taxa richness of aquatic macroinvertebrates and subsequent changes in the water quality index from three tropical rivers, Costa Rica. *International Journal of Tropical Biology* v.56, n.4, p.257 - 271, 2008.

MCINTOSH M.D.; BENBOW, M.E.; BURKY, A.J. Effects of Stream Diversion on Riffle Macroinvertebrate Communities in a Maui, Hawaii, Stream. *River Research and Applications*, v.18, n.6, p.69-81, 2002. <https://doi.org/10.1002/rra.694>.

MELO, A.S. Ecologia de riachos no Brasil: breve histórico e conhecimento atual sobre macroinvertebrados. In: HAMADA, N.; NESSIMIAN, J.L.; QUERINO, R.B. Insetos Aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia ecologia . Manaus : Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, 2014. cap. 2, p.29-38.

MERRITT, R.W. & CUMMINS, K.W., 1984. An introduction to the aquatic insects of North America. Dubuque: Kendall/Hunt, 1984. 722 p.

MONTEIRO, T.R.; OLIVEIRA, L.G.; GODOY, B.S. Biomonitoramento da qualidade de água utilizando macroinvertebrados bentônicos: adaptação do índice biótico BMWP à bacia do Rio Meia Ponto-GO. *Oecologia brasiliensis*, v.12 n.3, p.553-563, 2008.

MUGNAI R., NESSIMIAN J.L. & Fernandes BAPTISTA, D. (2010) Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Estado do Rio de Janeiro – Technical Books Editora. Rio de Janeiro. 176 p.

NEISS, U.G.; HAMADA, N. Ordem Odonata . In: HAMADA, N.; NESSIMIAN, J.L.; QUERINO, R.B. Insetos Aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia ecologia . Manaus : Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, 2014. cap. 14, p.217-284.

NICHOLS S.; NORRIS, R.; MAHER R.; THOMS, W. Ecological Effects of Serial Impoundment on the Cotter River, Australia. *Hydrobiologia* v.572, p.55–73, 2006. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-0995-6>.

OGBEIBU, A.E.; ORIBHABOR, B.J. Ecological impact of river impoundment using benthic macro-invertebrates as indicators. *Water Research*, v.36, n.10, p.2427-2436, 2002. [http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)004894](http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(01)004894).

POFF N.L.; ALLEN, J.D.; BAIN, M.B.; KARR, J.R.; PRESTEGAARD, K.L.; RICHTER, B.D.; SPARKS, R.E.; STROMBERG, J.C. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. *Bioscience* v.47, n.11, p.769–784, 1997.

RÍOS-TOUMA, B. P. Las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de dos cuencas altoandinas del Ecuador. 2004. Trabajo de Investigación del programa de Doctorado y Diplomado en Estudios Avanzados en Ecología. Universitat de Barcelona, Barcelona, España.

RODRIGUES, V.M.; ARRUDA, E.P.; SANTOS, A.C.A.; COSTA, M.J. Comparing Two Biological Indexes Using Benthic Macroinvertebrates: Positive and Negative Aspects of

Water Quality Assessment. *Acta Limnologica Brasiliensia* v.28, 2016. <https://doi.org/10.1590/s2179-975x4516>.

RODRIGUES-FILHO, J.L.; ABE, D.S.; GATTI-JUNIOR, P.; MEDEIROS, G.R.; DEGANI, R.M.; BLANCO, F.P.; FARIA, C.R.L.; CAMPANELLI, L.; SOARES, F.S.; SIDAGIS-GALLI, C.V.; TEIXEIRA-FILHO, V.; TUNDISI, J.E.M.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.G. Spatial Patterns of Water Quality in Xingu River Basin (Amazonia) Prior to the Belo Monte Dam Impoundment. *Brazilian Journal of Biology* v.75, n.3, suppl.1, p.34–46, 2015. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.02914BM>.

ROLDÁN-PÉREZ, G., Guía para el Estudio de los Macroinvertebrados Acuáticos del Departamento de Antioquia. Fencolombia-Colciencias, Universidad del Antioquia, 1996.217p.

ROLDÁN-PÉREZ, G. La bioindicación de la calidad del agua en Colombia..Editorial Universidad del Antioquia, Medellín, 2003. 170p.

ROLDÁN-PÉREZ, G. Los Macroinvertebrados Como Bioindicadores de La Calidad Del Agua: Cuatro Décadas de Desarrollo En Colombia y Latinoamérica. *Revista de La Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* v.40, n.155, p.254-274, 2016. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.335>.

ROQUE, F.O.; TRIVINO-STRIXINO, S. Benthic macroinvertebrates in mesohabitats of different spatial dimensions in a first order stream (São Carlos -SP). *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.13, n.2, p. 69-77, 2001

ROSENBERG, D.M.; RESH V.H. Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. New York: Chapman & Hall, 1993.488p.

SALLES, F.F.; NASCIMENTO, J.M.C.; CRUZ, P.V.; BOLDRINI, R.; BELMONT, E.L.L. Ordem Ephemeroptera. In: HAMADA, N.; NESSIMIAN, J.L.; QUERINO, R.B. Insetos Aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia ecologia . Manaus : Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, 2014. cap. 13, p.193-216.

SÁNCHEZ-HERRERA, M.J. El Índice Biológico BMWP (Biological Monitoring Working Party Score), Modificado Y Adaptado Al Cauce Principal Del Río Pamplonita Norte de Santander. *Bistua: Revista de La Facultad de Ciencias Básicas* v.3, n.2, 2005.

SARACURA, V.F. 2015. History of Studies on Belo Monte Hydroelectric Power Station. *Brazilian Journal of Biology* v75, n.3, suppl.1, p.5-9, 2015. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.7503BM>.

SIDAGIS-GALLI, C.; ABE, D.S.; RODRIGUESFILHO, J.L.; BLANCO, F.P.; MEDEIROS, G.R.; FARIA, C.R.L.; TUNDISI, J.G. 2015. Ionic Characterization of the Xingu River Water's in the Region of the Future UHE Belo Monte (PA). *Brazilian Journal of Biology* v.75, n.3, suppl.1, p.30–33, 2015. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.03314BM>.

SILVEIRA, M.P.; BUSS, D.F.; NESSIMIAN, J.L.; EGLER, M.; BAPTISTA, D.F. Application of biological measures for stream integrity assessment in South-East Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v.101, p.117-128, 2005.

SIOLI, H. The Amazon: limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, v.56, p.762, 1984.

SOITO, J.L.S.; FREITAS, M.A.V. 2011. Amazon and the Expansion of Hydropower in Brazil: Vulnerability, Impacts and Possibilities for Adaptation to Global Climate Change. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v.15, n.6, p.65–77, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.04.006>.

SORRIBAS, M.V.; PAIVA, R.C.D.; MELACK, J.M.; BRAVO, J.M.; JONES, C.; CARVALHO, L.; BEIGHLEY, E.; FORSBERG, B.; COSTA, M.H. Projections of Climate Change Effects on Discharge and Inundation in the Amazon Basin. *Climatic Change*, v.136, n.3, suppl.4, p.55–70, 2016. <https://doi.org/10.1007/s10584-016-1640-2>.

STANLEY E.H.; BUSCHMAN D.L.; BOULTON A.J.; GRIMM N.B.; FISHER S.G. Invertebrate resistance and resilience to intermittency in a desert stream. *American Midland Naturalist*, v.131, p.288–300, 1994.

STATZNER B.; GORE J.A.; RESH V.H. Hydraulic Stream Ecology: Observed Patterns and Potential Applications. *Journal of the North American Benthological Society* v.7, n.4, p.07–60, 1988.

STUBBINGTON, R.; WOOD, P.J.; BOULTON, A.J. Low Flow Controls on Benthic and Hyporheic Macroinvertebrate Assemblages during Supra-Seasonal Drought. *Hydrological Processes* v.23 n.15, p.52–63, 2009. <https://doi.org/10.1002/hyp.7290>.

SUESS, M.J. Examination of Water for Pollution Control. In: *Biological Bacteriological and Virological Examination*. Oxford: Pergamon Press, 1982. cap.3.

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

TAFUR, C.M.; REVILLA, H.M.; ASECIO, I.G.; PEREDA, R.W.; Aguilar, R.G. El índice Biological Monitoring Working Party (BMWP), modificado y adaptado a tres microcuencas del Alto Chicama. La Libertad. Perú. *Revista del Vicerrectorado de Investigación de la Universidad Nacional de Trujillo*, v.13, n.2, p.1-15, 2010.

TAKEDA, A. M.; FUJITA, D. S. 2004. Benthic invertebrates. In: THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. *The Upper Paraná River and its Floodplain*. Leiden: Backhuys Publishers, 2004. p. 192-207.

TOKESHI, M. Production ecology. In: ARMITAGE, P. D.; CRANSTON, P. S. & PINDER, L. C. V. *The Chironomidae: biology and ecology of non-biting midges*. London: Chapman & Hall, 1995. p.269-296.

TOMANOVA, S.; GOITIA, E.; HELEŠIĆ, J. Trophic Levels and Functional Feeding Groups of Macroinvertebrates in Neotropical Streams. *Hydrobiologia* v.556 ,p.51–64, 2006. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1255-5>.

TRIVINHO-STRIXINO, S. Ordem Diptera: Família Chironomidae . In: HAMADA, N.; NESSIMIAN, J.L.; QUERINO, R.B. *Insetos Aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia ecologia* . Manaus : Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, 2014.cap.26, p.457-723.

TUNDISI J.G.; MATSUMURA-TUNDISI T. Integration of research and management in optimizing multiple uses of reservoirs: the experience in South America and Brazilian case studies. In: MARTENS K. *Aquatic Biodiversity: A Celebratory Volume in Honor of Henri J. Dumont* . Brussels: Springer Science+Business Media, 2003. p.231-242.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.E.M. Reservoir and human well being: new challenges for evaluating impacts and benefits in the neotropics. *Brazilian Journal of Biology*, v.68, n.4, suppl.1, p.1133-1135, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842008000500020>.

- TUNDISI, J.G.; GOLDEMBERG, J.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; SARAIVA, A.C.F. How Many More Dams in the Amazon? *Energy Policy* v.74, p.703–8, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2014.07.013>.
- TUNDISI^a, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.E.M.; FARIA, C.R.L.; ABE, D.S.; BLANCO, F.; RODRIGUES FILHO, J.; CAMPANELLI, L.; SIDAGIS-GALLI, C.V.; TEIXEIRA-SILVA, V.; DEGANI, R.; SOARES, F.S.; GATTI-JUNIOR, P. Limnological and Ecological Methods: Approaches, and Sampling Strategies for Middle Xingu River in the Area of Influence of Future Belo Monte Power Plant. *Brazilian Journal of Biology* v.75, n.3, suppl.1, p.16–29, 2015. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.03614BM>.
- TUNDISI^b, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.E.M. Environmental Impact Assessment of reservoir construction: new perspectives for restoration economy, and development: the Belo Monte Power Plant case study. *Brazilian Journal of Biology*, v.75, n.3, suppl.1, p.10-15, 2015
- TUNDISI^c, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.E.M. Promoting the Integration of Engineering, Ecology and Limnology: The Ecohydrological Approach Applied to Amazon Reservoir Construction. *Brazilian Journal of Biology* v.75, n.3, suppl.1, p.290–291, 2015 <https://doi.org/10.1590/1519-6984.03414BM>.
- VALDERRAMA, J. C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural water. *Marine Chemistry*. v.10, n.2, p.102-122, 1981.
- WEISBERG S.B.; JANICKI A.J.; GERRITSEN J.; WILSON, H.T. Enhancement of Benthic Macroinvertebrates by Minimum Flow from a Hydroelectric Dam. *River Research and Applications* v.5, n.3, p.265–277, 1990.
- WOODWARD, G.; HILDREW, A.G. Body-size determinants of niche overlap and intraguild predation within a complex food web. *Journal of Animal Ecology* v.71, p.1063–1074, 2002
- WYŻGA, B.; OGLECKI, P.; HAJDUKIEWICZ, H.; ZAWIEJSKA, J.; RADECKI-PAWLIK, A.; SKALSKI, T.; MIKUŚ, P. Interpretation of the Invertebrate-Based BMWP-PL Index in a Gravel-Bed River: Insight from the Polish Carpathians. *Hydrobiologia* v.712, p.71–88, 2013. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1280-0>.

8. ANEXOS

Anexo 1. Temperaturas medidas em cada ponto de amostragem e médias ao longo do ciclo hidrológico.

Pontos	Enchente	Cheia	Vazante	Seca
RX2	30,38	29,95	31,21	31,9
RX3	29,17	29,46	30,5	32,21
RX4	29,41	29,21	30,62	30,82
VG1	29,8	28,76	30,1	31,66
VG2	29,36	29,04	30,15	30,63
VG3	29,4	28,06	30,71	31,97
IG1	27,74	28,27	31,49	30,01
IG2	28,55	28,42	32,11	30,83
IG3	29,13	28,27	31,49	30,37
IG4	28,6	26,82	30,4	29,42
Média	29,15	28,63	30,88	30,98

Anexo 2. Valores máximos permitidos para a qualidade da água estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (Classe II) e para condutividade (Behar, 1997).

PARÂMETROS	VALOR MÁXIMO PERMITIDO
pH	6,0 a 9,0
Condutividade	100 μ S/cm
Turbidez	100 UNT
Nitrogênio total	3,7 mg/L
Fósforo total	100 μ g/L
Oxigênio dissolvido	5,0 mg/L
DBO	5,0 mg/L

Anexo 3. Parâmetros físicos e químicos da água superficial medidos em cada ponto de coleta, em cada período de amostragem e médias.

Pontos	Enchente	pH		
		Cheia	Vazante	Seca
RX2	6,76	6,5	6,35	6
RX3	7,77	6,54	6,22	6,12
RX4	7,88	6,9	6,14	6,1
VG1	6,1	6,93	6,16	6,25
VG2	6,91	6,99	6,31	6,15
VG3	7,1	6,85	6,88	6,7
IG1	4	6,9	6,01	6,23
IG2	5,4	6,81	5,92	6,5
IG3	6,18	6,9	6,01	6,78
IG4	6,45	6,56	6,2	6,82
Média	6,46	6,79	6,22	6,37
Condutividade ($\mu\text{S/cm}$)				
RX2	18	16	23	30
RX3	17	17	23	40
RX4	17	16	23	40
VG1	17	17	16	40
VG2	17	16	23	40
VG3	17	39	73	90
IG1	68	18	27	20
IG2	36	19	28	20
IG3	24	18	27	20
IG4	28	22	28	20
Média	25.9	19.8	29.1	36
Turbidez (UNT)				
RX2	0,4	15,6	7,4	6,3
RX3	1,4	12,5	3,9	3,8
RX4	1,7	13,6	4,2	4,5
VG1	1,4	17,9	12,8	3,7
VG2	0,3	15,9	5,1	5,7
VG3	0,6	50,8	40,7	15,4
IG1	20,8	10,3	1,2	32,7
IG2	40,5	43	1	20,8
IG3	16,2	10,3	1,2	11,2
IG4	42,8	33	8,8	29,4
Média	12,61	22,29	8,63	13,35

	Nitrogênio total (mg/L)			
RX2	1,05	0,35	0,35	1,4
RX3	0,26	0,18	0,09	0,26
RX4	1,05	0,09	1,14	0,09
VG1	1,14	0,09	0,44	4,03
VG2	1,14	0,44	0,09	0,09
VG3	0,18	0,09	0,18	0,09
IG1	1,49	0,18	0,18	1,14
IG2	0,61	0,35	0,09	1,14
IG3	0,26	0,18	0,18	0,35
IG4	0,09	0,18	0,88	1,23
Média	0,73	0,21	0,36	0,98
	Fósforo total (µg/L)			
RX2	15,2	21,96	27,51	6,06
RX3	16,99	22,65	33,96	14,37
RX4	19,37	16,68	33,41	17,96
VG1	23,89	25,75	32,48	37,51
VG2	18,58	22,27	36,48	7,23
VG3	16,99	67,44	57,72	32,41
IG1	114,72	21,86	24,41	10,82
IG2	29,79	26,44	32,44	7,17
IG3	28,23	21,86	24,41	17,96
IG4	32,96	80,3	28,48	16,37
Média	31,67	32,72	33,13	16,79
	Oxigênio dissolvido (mg/L)			
RX2	7,55	6,45	6,57	7,57
RX3	6,41	7,2	6,02	7,52
RX4	6,37	5,55	5,84	7,01
VG1	7,38	4,6	6,95	7,68
VG2	6,96	6,73	6,6	7,32
VG3	7,31	5	8,23	7,35
IG1	5,65	5,56	7,58	7,88
IG2	6,03	7,59	7,46	5,23
IG3	7,33	5,56	7,58	6,22
IG4	7,02	7,1	7,61	7,33
Média	6,80	6,13	7,04	7,11

	DBO (mg/L)			
RX2	0,68	0,59	0,14	0,26
RX3	2,8	1,08	2,36	1,3
RX4	0,71	0,43	2,53	1,38
VG1	1,97	1,03	1,65	1,29
VG2	1,48	1,07	1,03	0,03
VG3	1,63	0,28	2,02	1,95
IG1	2,17	3,05	0,83	0,69
IG2	1,52	0,46	0,57	1,9
IG3	2,05	3,05	0,83	1,85
IG4	1,51	2,49	0,57	1,68
Média	1,65	1,35	1,25	1,23

Anexo 4. Porcentagens da composição granulométrica do sedimento em cada ponto de coleta, em cada período de amostragem e médias.

Pontos	Areia Muito Grossa (AMG)				
	Enchente	Cheia	Vazante	Seca	
RX1	43,92	29,21	17,67	14,21	
RX2	92,01	53,26	2,58	10,19	
RX3	49,72	56,91	38,22	44,01	
RX4	3,86	38,32	42,25	34,25	
Média	47,38	44,43	25,18	25,67	35,66
VG1	6,54	18,05	5,05	8,01	
VG2	10,22	62,85	62,83	48,54	
VG3	18,91	42,21	25,22	31,02	
Média	11,89	41,04	31,03	29,19	28,29
IG1	53,73	12,75	58,55	59,01	
IG2	10,15	53,2	54,42	60,01	
IG3	9,17	12,75	58,55	55,89	
IG4	43,69	40,52	30,11	35,87	
Média	29,19	29,81	50,41	52,70	40,52

	Areia Grossa (AG)				
RX1	13,1	14,52	17,33	21,22	
RX2	1,79	14,22	15,58	19,87	
RX3	14,59	15,27	6,89	7,01	
RX4	1,55	14,97	22,22	29,54	
Média	7,76	14,75	15,51	19,41	14,35
VG1	23,37	8,15	18,88	14,01	
VG2	4,64	5	4,48	14,15	
VG3	1,38	17,62	19,25	15,55	
Média	9,80	10,26	14,20	14,57	12,21
IG1	12,8	13,58	18,01	12,01	
IG2	6,25	10,75	15,28	13,21	
IG3	5,64	13,58	18,01	22,14	
IG4	32,67	14,91	14,58	18,01	
Média	14,34	13,21	16,47	16,34	15,09
	Areia Média (AM)				
RX1	9,84	15,09	18,62	19,01	
RX2	1,22	9,5	27,85	31,77	
RX3	11,2	8,62	19,89	16,21	
RX4	1,26	11,81	12,93	17,55	
Média	5,88	11,26	19,82	21,14	14,52
VG1	26,51	5,99	17,55	20,15	
VG2	6,03	3,48	3,84	7,01	
VG3	1,92	18,99	9,24	11,01	
Média	11,49	9,49	10,21	12,72	10,98
IG1	9,48	12,27	6,01	9,76	
IG2	4,88	7,97	15,86	14,05	
IG3	5,62	12,27	6,01	7,56	
IG4	12,96	13,12	12,22	9,13	
Média	8,24	11,41	10,03	10,13	9,95
	Areia Fina (AF)				
RX1	19,22	30,81	35,09	36,97	
RX2	3,74	10,37	50,25	34,85	
RX3	15,65	13,16	8,99	10,04	
RX4	60,8	21,41	15,06	10,05	
Média	24,85	18,94	27,35	22,98	23,53
VG1	34,18	38,21	44,55	39,45	
VG2	39,89	18,24	19,95	21,01	
VG3	53,92	13,12	27,88	21,98	
Média	42,66	23,19	30,79	27,48	31,03
IG1	14,24	39,73	5,89	10,39	
IG2	29,62	13,48	12,64	10,46	
IG3	30,89	39,73	5,89	3,87	
IG4	8,14	20,43	24,54	15,57	
Média	20,72	28,34	12,24	10,07	17,84

	Areia Muito Fina (AMF)				
RX1	7,45	6,71	7,14	5,01	
RX2	0,75	5,27	2,21	1,8	
RX3	5,09	3,9	10,55	8,01	
RX4	22,53	7,94	5,66	4,24	
Média	8,96	5,96	6,39	4,77	6,52
VG1	8,01	22,06	7,01	10,08	
VG2	30,25	7,91	5,64	8,01	
VG3	18,5	3,12	13,33	17,53	
Média	18,92	11,03	8,66	11,87	12,62
IG1	5,09	14,7	4,33	6,89	
IG2	25,54	4,38	0,88	1,01	
IG3	25,05	14,7	4,33	5,01	
IG4	1,35	9,83	11,01	14,01	
Média	14,26	10,90	5,14	6,73	9,26
	Silte (SIL)				
RX1	6,3	3,25	3,29	2,54	
RX2	0,25	4,43	1,22	0,97	
RX3	2,01	2,06	6,1	10,01	
RX4	1,03	4,46	0,02	3,01	
Média	2,40	3,55	2,66	4,13	3,18
VG1	1,33	6,82	6,8	4,66	
VG2	7,31	1,81	2,9	1,05	
VG3	4,11	4,89	2,88	1,47	
Média	4,25	4,51	4,19	2,39	3,84
IG1	4,73	6,26	6,08	1,09	
IG2	17,01	8,72	0,82	0,99	
IG3	16,07	6,26	6,08	4,55	
IG4	0,87	1,03	7,01	6,87	
Média	9,67	5,57	5,00	3,38	5,90
	Argila (ARG)				
RX1	0,16	0,41	0,86	1,04	
RX2	0,24	2,95	0,31	0,55	
RX3	1,73	0,08	9,36	4,71	
RX4	8,96	1,08	1,86	1,36	
Média	2,77	1,13	3,10	1,92	2,23
VG1	0,07	0,73	0,16	3,64	
VG2	1,66	0,7	0,36	0,23	
VG3	1,25	0,05	2,2	1,44	
Média	0,99	0,49	0,91	1,77	1,04
IG1	0,18	0,71	1,13	0,85	
IG2	6,55	1,49	0,09	0,27	
IG3	7,55	0,71	1,13	0,98	
IG4	0,3	0,16	0,53	0,54	
Média	3,65	0,77	0,72	0,66	1,45

Anexo 5. Categorização dos macroinvertebrados bentônicos em grupos funcionais baseada em Merrit & Cummins (1984), Callisto & Esteves (1998) e Cummins et al. (2005).

Táxons	Grupos Funcionais
Acari	predador
Ampullariidae	raspador
Ancylidae	coletor filtrador
Baetidae	coletor catador
Ceratopogonidae	predador
Chaoboridae	predador, coletor filtrador
Chironomidae	coletor catador
Coenagrionidae	predador
Corduliidae	predador
Corixidae	raspador
Culicidae	coletor filtrador
Dytiscidae	predador
Elmidae (larva)	coletor catador
Elmidae (adulto)	raspador
Gerridae	predador
Glossiphoniidae	predador
Gomphidae	predador
Hydridae	predador
Hydrobiidae	raspador
Hydrophilidae (larva)	predador
Hydrophilidae (adulto)	raspador
Hydropsychidae	coletor filtrador
Hydroptilidae	raspador
Hyriidae	coletor filtrador
Isotomidae	coletor catador
Leptophlebiidae	coletor catador
Nematoda	predador
Oligochaeta	coletor catador
Ostracoda	coletor catador
Planorbidae	raspador
Polycentropodidae	coletor filtrador
Polymitarcyidae	raspador
Tabanidae	predador
Thiaridae	raspador
Turbellaria	predador