



Rede de Biodiversidade e Biotecnologia da Amazônia Legal

**DIVERSIDADE DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS ASSOCIADOS
AO FOLHIÇO E AO PROCESSO DE DECOMPOSIÇÃO EM CÓRREGOS DE
CABECEIRA NA REGIÃO CENTRAL DO BRASIL**

DEUSIANO FLORÊNCIO DOS REIS

PALMAS-TO MARÇO/2017

DEUSIANO FLORÊNCIO DOS REIS

**DIVERSIDADE DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS ASSOCIADOS
AO FOLHIÇO E AO PROCESSO DE DECOMPOSIÇÃO EM CÓRREGOS DE
CABECEIRA NA REGIÃO CENTRAL DO BRASIL**

Tese de Doutorado apresentada no Programa de Pós-Graduação Rede de Biodiversidade e Biotecnologia da Amazônia Legal, como parte dos requisitos necessários para obtenção do título de Doutor

Orientadora: Profa. Dra. Paula Benevides de Moraes

Cor-Orientadora: Profa. Dra. Sheyla Regina Marques Couceiro

PALMAS-TO MARÇO/2017

FICHA CATALOGRÁFICA

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Tocantins

R375d Reis, Deusiano Florêncio dos.

DIVERSIDADE DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS ASSOCIADOS AO FOLHIÇO E AO PROCESSO DE DECOMPOSIÇÃO EM CÔRREGOS DE CABECEIRA NA REGIÃO CENTRAL DO BRASIL: DIVERSIDADE DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS EM BACIAS HIDROGRÁFICAS EM BIOMA CERRADO; AVALIAÇÃO DA INTEGRIDADE ECOLÓGICA DE CÔRREGOS DO CERRADO TOCANTINENSE COM BASE NA FAUNA DE MACROINVERTEBRADOS; PREFERÊNCIA ALIMENTAR DE MACROINVERTEBRADO FRAGMENTADOR (*Phylloicus* sp.) POR ESPÉCIES VEGETAIS (*Chrysophyllum oliviforme* e *Miconia chartacea*) APOS CONDICIONAMENTO EM CÔRREGOS DE DIFERENTES BIOMAS. / Deusiano Florêncio dos Reis. – Palmas, TO, 2017.

74 f.

Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Tocantins – Câmpus Universitário de Palmas - Curso de Pós-Graduação (Doutorado) em Biodiversidade e Biotecnologia, 2017.

Orientadora : Profa. Dra. Paula Benevides de Moraes

Coorientadora : Profa. Dra. Sheyla Regina Marques Couceiro

1. Macroinvertebrados aquáticos. 2. Biodiversidade. 3. Integridade biológica. 4. Preferencia alimentar de decompositores. I. Título

CDD 660.6

TODOS OS DIREITOS RESERVADOS – A reprodução total ou parcial, de qualquer forma ou por qualquer meio deste documento é autorizado desde que citada a fonte. A violação dos direitos do autor (Lei nº 9.610/98) é crime estabelecido pelo artigo 184 do Código Penal.



Elaborado pelo sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFT com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

**DIVERSIDADE DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS ASSOCIADOS
AO FOLHIÇO E AO PROCESSO DE DECOMPOSIÇÃO EM CÓRREGOS DE
CABECEIRA NA REGIÃO CENTRAL DO BRASIL**

Aprovada em Palmas-TO

Em 10 de março de 2017

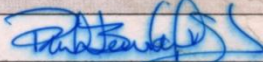
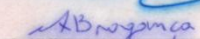
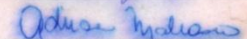
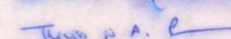
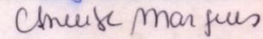
Por:

 REDE DE BIODIVERSIDADE E BIOTECNOLOGIA DA AMAZÔNIA LEGAL
COORDENAÇÃO GERAL DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO
PPG-BIONORTE 

71ª ATA DE DEFESA DE TESE

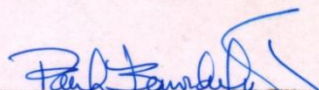
Aos dez dias do mês de março de dois mil e dezessete, às 09:00 horas, CAMPUS UFT BLOCO J SALA 311, o doutorando **Deusiano Florêncio dos Reis**, defendeu sua Tese de Doutorado intitulada: "**Diversidade de macroinvertebrados aquáticos associados ao folhiço e ao processo de decomposição em córregos de cabeceira na Região Central do Brasil**".

Banca de Examinadores:


Membros	Parecer	Assinatura
Dra. Paula Benevides de Moraes () CPF: 611.458.746.49	Aprovada (<input checked="" type="checkbox"/>) Reprovada ()	
Dr. Marcos Antônio Bragança () CPF: 520.953.476.68	Aprovada (<input checked="" type="checkbox"/>) Reprovada ()	
Dra. Adriana Malvasio () CPF: 073.156.138.46	Aprovada (<input checked="" type="checkbox"/>) Reprovada ()	
Dr. Thiago Nilton Alves Pereira () CPF: 005.012.621.05	Aprovada (<input checked="" type="checkbox"/>) Reprovada ()	
Dra. Anelise Kappes Marques () CPF: 571.069.080.53	Aprovada (<input checked="" type="checkbox"/>) Reprovada ()	

Palmas (TO), 10 de março de 2017.

Resultado Final: Aprovado () Reprovado ()



Profa. Dra. Paula Benevides de Moraes
Coordenador Estadual do PPG-BIONORTE/TOCANTINS



Prof. Dr. Spartaco Astolfi Filho
Coordenador Geral do PPG-BIONORTE

PALMAS-TO MARÇO/2017

DEDICATÓRIA

Dedico com muito respeito e carinho à Profa. Paula Benevides de Moraes, pelo esforço, responsabilidade e compromisso durante toda realização do trabalho.

AGRADECIMENTOS

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico pela bolsa de doutorado e fomento (Processos 550912/2010-0 e 407676/2013-9);

Ao Programa de Doutorado Biodiversidade e Biotecnologia da Amazônia Legal (Bionorte);

Ao Laboratório de Microbiologia Ambiental e Biotecnologia da Universidade Federal do Tocantins;

Ao Laboratório de Ictioplâncton e Invertebrados Aquáticos da Universidade Federal do Oeste do Pará;

À minha orientadora Profa. Dra. Paula Benevides de Moraes, pelo apoio, paciência, compromisso e dedicação durante todo o trabalho;

À minha co-orientadora Profa. Dra. Sheyla Regina Marques Couceiro, pelo apoio, paciência, na identificação dos organismos, acolhimento em Santarém, sugestões no trabalho e correção na escrita;

À equipe do LAMBIO: Gustavo Bonatto, Dayane Juliate, Anelise Kappes, Fabrício Oliveira, Mayana Mendes, Nágila Coutinho, Ayala Salazar, Alynne Martins, Alexandre Cezar e em especial àqueles que participaram diretamente dos trabalhos de campo Alberico Sousa Rocha e Elias Batista Gomes;

À todos os meus irmãos Fátima, Nilvan, Mário, Zenir, Antônio Filho, Sebastião, Leda, Dina e Luciano pelo esforço conjunto em ajudar de forma indireta e em especial meus pais Antônio Bacana e Maria Florêncio, meus filhos Lucas e Isabella e companheira Cristiane Alves da Silva;

Ao amigo e colega de trabalhos externo Kaio Cezar pelo apoio na formatação, mapeamento e boa vontade em todos os momentos.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Artigo 1. Localização da área de estudo na região central do Tocantins, destacando as três bacias hidrográficas para coleta de macroinvertebrados aquáticos. .	15
Figura 2 Artigo 1. Representação gráfica da curva de rarefação para riqueza de gêneros de macroinvertebrados aquáticos coletados nas três bacias hidrográficas em Bioma Cerrado, Tocantins, Brasil.	22
Figura 3 Artigo 1. Representação gráfica de abundância de macroinvertebrados aquáticos em três bacias hidrográficas no cerrado tocantinense, Tocantins, Brasil.	23
Figura 4 Artigo 1. Representação gráfica de riqueza de macroinvertebrados aquáticos em três bacias hidrográficas no Bioma Cerrado, Tocantins, Brasil.	24
Figura 5 Artigo 1. Representação gráfica de diversidade beta de macroinvertebrados aquáticos em três bacias hidrográficas no Bioma Cerrado, Tocantins, Brasil, revelando diferenças internas entre os córregos com intervalo de confiança de 95%.	25
Figura 6 (a, b) Artigo 1. Análise de Correspondência Canônica (ACC) utilizando variáveis abióticas (temperatura, condutividade elétrica, pH, sólidos totais dissolvidos, oxigênio dissolvido e vazão) e variáveis bióticas (riqueza, abundância, dominância, diversidade alfa, diversidade gama e equitabilidade) nas três bacias hidrográficas estudadas, revelando similaridade das métricas calculadas.	32
Figura 7 Artigo 2. Área de estudo, bacia hidrográfica do Ribeirão Taquaruçu Grande, com indicação dos pontos amostrais. Fonte: Bonatto, 2013.	42
Figura 8 Artigo 3. Localização das áreas de estudo (Autoria Própria, 2015).	61
Figura 9 Artigo 3. Resultados da preferência alimentar para T1 (A) e T2 (B).	64
Figura 10 Artigo 3. Curva de Calibração de taninos.	65
Figura 11 Artigo 3. Concentração de tanino (mg/g) por área (mm ²).	66

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Artigo 1. Composição taxonômica e abundância absoluta de macroinvertebrados aquáticos coletados em 19 córregos de primeira e segunda ordem nas bacias hidrográficas do Lajeado, Taquaruçu e São João em Bioma Cerrado, Estado do Tocantins, Brasil no ano de 2013.	19
Tabela 2 Artigo 1. Variáveis ambientais analisadas nas três bacias hidrográficas (Lajeado, Taquaruçu e São João) no Bioma Cerrado, Tocantins, Brasil no ano de 2013.	26
Tabela 5. Artigo 1. Correlação de seis variáveis bióticas (riqueza, abundância, dominância, diversidade alfa, diversidade gama e equitabilidade) com seis variáveis bióticas (temperatura, condutividade elétrica, pH, sólidos totais dissolvidos, oxigênio dissolvido s, oxigênio dissolvido e vazão) nas bacias hidrográficas do Lajeado, Taquaruçu e São João em Bioma Cerrado, Tocantins, Brasil no ano de 2013.	29
Tabela 6. Artigo 1. Regressão Múltipla de seis variáveis bióticas (riqueza, abundância, dominância, diversidade alfa, diversidade gama e equitabilidade) com seis variáveis abióticas (temperatura, condutividade elétrica, pH, sólidos totais dissolvidos, oxigênio dissolvido e vazão) nas bacias hidrográficas do Lajeado, Taquaruçu e São João em Bioma Cerrado, Tocantins, Brasil no ano de 2013.	30
Tabela 7 Artigo 2. Famílias de macroinvertebrados aquáticos coletadas na bacia do Taquaruçu Grande, em Tocantins.	44
Tabela 8 Artigo 2. Resultados do Biological Monitoring Working Party (Monteiro et al. 2008) aplicado aos córregos da bacia Taquaruçu Grande em Palmas-TO.	45
Tabela 9 Artigo 2. Resultados das métricas baseadas na fauna de macroinvertebrados aquáticos aplicadas aos córregos da bacia do Taquaruçu Grande, TO.	46
Tabela 10 Artigo 2. Correlações das métricas baseadas na fauna de macroinvertebrados coletados na bacia do Taquaruçu Grande, TO.	46
Tabela 11 Artigo 2. Correlações entre métricas baseadas na fauna de macroinvertebrados e dados abióticos, incluindo o Índice de Integridade de Habitat para os córregos da bacia Taquaruçu Grande, TO.	48
Tabela 12 Artigo 2. Caracterização física e química dos córregos amostrados na bacia Taquaruçu Grande, Estado Tocantins, Brasil.	49
Tabela 13 Artigo 3. Comparação das características dureza (g), conteúdo de celulose (%) e de lignina (%) das espécies vegetais antes e após condicionamento em diferentes biomas.	66

LISTA DE SÍMBOLOS

BMWP = Biological Monitoring Working Party
HII = Índice de Integridade de Habitat
EPT = Ephemeroptera + Plecoptera + Trichoptera
MOPG = Matéria Orgânica Particulada Grossa
MOPF = Matéria Orgânica Particulada Fina
 α = Alfa
 β = Beta
 γ = Gama
% = Por cento
g = Grama
 μm = Micra
 μL = Micro litro
 $\text{mg}/\mu\text{l}$ = Miligrama por Micro litros
 mg/g = Miligrama por grama
 μS = Micro Siemens
 $\mu\text{S}/\text{cm}$ = Micro Siemens por centímetros
mm = Milímetros
cm = Centímetro
m = Metro
 m^2 = Metros quadrado
 m^3 = Metros cúbicos
mL = Mililitro
 mg/L = Miligrama por litro
RPM = Rotação por Minuto
 $^{\circ}\text{C}$ = Graus Celsius
pH = Potencial Hidrogeniônico
CE = Condutividade Elétrica
OD = Oxigênio Dissolvido
PPM = Parte por Milhão
H = Diversidade
J = Equitabilidade
ACC = Análise de Correspondência Canônica

SUMÁRIO

RESUMO	<i>Erro! Indicador não definido.</i>
INTRODUÇÃO GERAL	8
Artigo 1	12
1. Introdução	13
2. Material e Métodos	15
2.1. Área de Estudo	15
2.2. Estudo da diversidade de macroinvertebrados aquáticos	16
2.2.1. Seleção das áreas de coleta	16
2.2.2. Sistema de amostragem	16
2.2.3. Procedimento em laboratório.....	16
2.2.4. Análise dos dados.....	16
3. Resultados e Discussão	18
3.6.3. Análise de Correspondência Canônica.....	32
4. Conclusão	33
Referências	35
Artigo 2	38
1. Introdução	39
2. Material e Métodos	41
2.1. Área de estudo.....	41
2.2. Macroinvertebrados	42
2.3. Dados abióticos.....	43
2.4. Métricas baseadas na fauna de macroinvertebrados	43
3. Resultados	44
4. Discussão	50
5. Conclusão	53
Agradecimentos	54
Referencias	55
Artigo 3	58
Introdução	59
Material e Métodos	60
<i>Obtenção e condicionamento do material vegetal alóctone</i>	60
<i>Coleta de Invertebrados</i>	62
<i>Delineamento experimental</i>	62
<i>Determinação da dureza</i>	63
<i>Determinação do teor de Taninos</i>	63
<i>Determinação de Lignina e Celulose</i>	63
Resultados	64
<i>Preferência Alimentar</i>	64
<i>Caracterização física e química do material vegetal</i>	64
Discussão	68

Conclusão.....	70
Agradecimentos	71
Referências.....	72
CONSIDERAÇÕES GERAIS	74

ABSTRACT

The use of aquatic macroinvertebrate communities for the indication of biological indices is an effective tool for the evaluation of water quality, and reveals the conditions of ecological integrity based on composition and distribution. Those organisms are active participants in the nutrient cycling in aquatic ecosystems of low order. Decomposition process constitutes one of the most important in the nutrient cycling and energy transformation in aquatic ecosystems and it is initiated by forces of lixiviation and by macroinvertebrate shredders that transform detritus to organic matter. The genus *Phylloicus* is being considered the most common shredder among those that constitute this trophic guild because it is an exclusive shredder of foliar detritus and uses this resource as food and also as shelter material. Its shredding activity may contribute extensively to the decomposition of foliar debris. This study aimed to acknowledge and evaluate the diversity of aquatic macroinvertebrates in hydrographic basins in the Cerrado biome in central Brazil using biological metrics based on the macroinvertebrate fauna. Study sites comprised 19 streams in three sub-basins of the Medium Tocantins River region. Streams were selected for perennality. Macroinvertebrates were collected in stretches of 200 m in each stream and samplings at ten points 20 m apart, resulting in ten samples per stream during the transition period between dry and rainy season (September – October). All substrates present at the sampling point (leaves, stems, roots and sediment in both riffles and pools) were collected with a type "D" mesh (0.500 mm mesh size and area of 0.155 m²) device. Samples were mixed to form a composite sample per stream. At laboratory, the samples were washed with tap water on 0.25 mm mesh sieve. The macroinvertebrates retained in the sieves were fixed and preserved in ethanol 90%. Identification to family level and counting were carried out using a stereomicroscope (Leica model L2 and specialized literature. Metrics for richness, abundance, dominance, diversity and equity were calculated using Past 2.16. Abiotic data were submitted to analysis of variance using Assisat 7.7. after being tested normality by Shapiro-Wilk ($1/\sqrt{x}$). Anova testing was applied for regional and local data and Biostat 5.0 was used for the calculations of correlation, multiple regression and canonic correspondence. The macroinvertebrate fauna of low order streams in Cerrado presents high regional diversity and inter-region differences are less clear than local variations. Taquaruçu basin presents a lower disturbance as compared to other basins. The metrics for ecological integrity and diversity indices revealed that the macroinvertebrate fauna suffers from impact of urban areas and sensitive taxa are reduced. In a general view, the study showed tendencies to be considered in future works aiming to explain the dynamics and functionality of streams in the Northern Cerrado of Brazil.

RESUMO

A utilização de comunidades de macroinvertebrados aquáticos para indicação de índices biológicos é uma eficiente ferramenta de avaliação da qualidade da água, revelando condições de integridade ecológica com base na composição e distribuição. Esses organismos são participantes ativos da ciclagem de matéria em ecossistemas aquáticos de baixa ordem. O processo de decomposição constitui um dos mais importantes na ciclagem de nutrientes e transformação de energia nos ecossistemas aquáticos e é iniciado pelas forças físicas de lixiviação, e pelos macroinvertebrados fragmentadores que transformam detritos em matéria orgânica. O gênero *Phylloicus* tem sido considerado o fragmentador mais comum dentre os que compõem esta guilda trófica, pois são exclusivamente fragmentadores de detritos foliares e utilizam estes recursos tanto para alimentação quanto para a construção de casulos, sendo que sua atividade de fragmentação pode ter grande contribuição dentro do processo de decomposição foliar. O trabalho teve como objetivo conhecer e avaliar a diversidade da fauna de macroinvertebrados aquáticos em bacias hidrográficas do Bioma Cerrado na região central do Brasil, utilizando métricas biológicas baseadas na fauna de macroinvertebrados aquáticos. O estudo foi realizado em 19 córregos de baixa ordem em três sub-bacias hidrográficas na região do médio Tocantins. Os córregos foram selecionados pelos critérios de perenidade. Foi delimitado um trecho de 200m em cada córrego, com seções equidistantes de 20m. Foi coletado todos os substratos presentes (folhas, troncos, raízes e sedimento) com auxílio de uma rede em "D" (malha de 0,500mm e área de 0,155m²). Foram medidas as variáveis abióticas e vazão. A triagem e identificação foi feita sob estereó-microscópio (Leica modelo L2 acoplado em computador) e auxílio de literatura especializada. As métricas de riqueza de espécie, abundância, dominância, diversidades e equitabilidade foram calculadas utilizando programa estatístico Past 2.16. Hammer e Harper (2006). Os dados bióticos foram submetidos à análise de variância utilizando programa estatístico Assistat 7.7. após serem submetidos ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk ($1/\sqrt{x}$), sendo as médias comparadas pelo teste de Tukey a 5% de significância. Os dados foram comparados entre os córregos para verificação da diversidade local e em toda área amostral para verificação da diversidade regional, através de testes de Anova e relacionada aos dados abióticos através de Análise Integrada das Variáveis Bióticas e Abióticas: Correlação, Regressão Múltipla, utilizando programa estatístico Bio Estat 5.0. e Análise de Correspondência Canônica. A fauna de macroinvertebrados de córregos de baixa ordem no Cerrado apresenta alta diversidade regional e as diferenças intra-regionais são menos acentuadas que as diferenças locais entre córregos de cada bacia. No entanto, a bacia do Taquaruçu apresentou menor grau de perturbação ambiental em relação demais bacias. Sua avaliação de integridade ecológica utilizando métricas, BMWP, HII, EPT, abundância, diversidade, riqueza, equitabilidade e variáveis abióticas, revelou que a fauna de macroinvertebrados dos córregos está sofrendo pressão das cidades do entorno com modificação de redução de táxons sensíveis. De forma geral o estudo levantou importantes considerações sobre a decomposição em córregos de baixa ordem em região de cerrado, podendo auxiliar na elaboração de novos trabalhos e no entendimento dos fatores que influenciam esse processo de dinâmica e funcionalidade do sistema em região de cerrado.

INTRODUÇÃO GERAL

Diversidade é um dos atributos fundamentais no estudo de comunidades e para tal uma gama de métodos para sua mensuração está disponível no meio científico. Entre eles, destacam-se pelo amplo uso, índices de diversidade não paramétricos (ou de heterogeneidade). Boyero et al. (2015) afirmam que a diversidade pode ser um mecanismo que molda o entendimento das assembleias biológicas em diferentes gradientes e escala funcional.

Whittaker (1960; 1972) descreveu três termos para medir a biodiversidade em escalas espaciais: diversidades alfa (α), beta (β) e gama (γ), onde alfa é a diversidade local, gama a diversidade regional e beta é a relação entre elas. Couceiro (2009) recomenda estudos sobre estrutura e comportamento ecológico de macroinvertebrados em sistemas aquáticos amazônicos, tornando assim o conhecimento da diversidade regional um importante parâmetro para avaliar as perdas ambientais provocadas pelos diferentes tipos de impactos. Esta afirmação é também verdadeira para o bioma Cerrado, onde a extensão territorial soma-se à diversidade de fisionomias climáticas e vegetais, tornando este bioma um mosaico de ecossistemas muito diversos entre si. O Cerrado é, ainda, berço de importantes bacias brasileiras, e sofre ameaças intensas da ocupação econômica agropecuária e minerária.

Alterações provocadas pelas ações antrópicas em ecossistemas aquáticos geralmente levam a diminuição ou perda das características ambientais do sistema, o que acaba comprometendo a biodiversidade (SOUZA et al. 2011). As principais modificações nos corpos d'água de regime lóticos são consequência da retirada da vegetação ripária, deixando as margens expostas e facilitando o processo de carreamento pelas águas pluviais e conseqüentemente uma homogeneização do leito, diminuindo a diversidade de habitats (CALLISTO et al. 2001; COUCEIRO, 2009). Os sistemas aquáticos estão sendo fortemente ameaçados pela expansão das atividades humanas (VOROSMARTY et al. 2010), especialmente pela agricultura, pecuária e urbanização (ALLAN, 2004). Essas atividades afetam não somente o ambiente físico, mas também a diversidade biológica, estrutura e função das comunidades aquáticas que se desenvolvem nesses ambientes.

Entre as comunidades aquáticas, destacam-se os macroinvertebrados aquáticos como bioindicadores da qualidade das águas doces (ROSENBERG e RESH, 1993; BONADA et al. 2006), dado o aspecto temporal mais longo do ciclo de vida dos

organismos, que permite complementar medidas instantâneas, como são as das variáveis físico-químicas (CALLISTO et al. 2004; MORENO e CALLISTO, 2005). Ainda, os vários táxons que compõem os macroinvertebrados aquáticos respondem diferentemente a um amplo espectro de nível e tipos de poluição, podendo apresentar inclusive alterações morfológicas pelo longo período de exposição a determinados poluentes (ARIAS et al. 2007). Deste modo, a avaliação da diversidade de macroinvertebrados aquáticos, associada à avaliação da qualidade das águas e estrutura de habitats torna-se elemento fundamental para o estabelecimento da integridade ecológica de um ecossistema, pois essa comunidade está diretamente associada à dinâmica de nutrientes e fluxo de energia (CALLISTO E ESTEVES, 1998).

A utilização dos macroinvertebrados aquáticos na avaliação da qualidade de água é realizada principalmente pela aplicação de índices bióticos (ANDRADE, 2008). Sendo que os principais índices abrangem a presença de espécies sensíveis como o índice EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) (CARRERA e FIERRO, 2001) ou adotam valores de tolerância à poluição orgânica para cada família (MONTEIRO et al. 2008). De forma geral, esses índices incorporam respostas biológicas numa expressão numérica que pode ser facilmente compreendida (MARTINS e COSTA, 2009). Conciliando baixo custo e esforço e alta eficiência, não sendo necessário muito tempo para identificação específica dos organismos, ainda mais considerando a enorme lacuna de conhecimento sobre os padrões de distribuição da biodiversidade em áreas tropicais.

No Brasil, o biomonitoramento mostrou que, nas áreas degradadas, há altas densidades de grupos tolerantes à poluição ou perturbação, sendo que, em áreas preservadas, ao contrário, há elevada riqueza de grupos sensíveis (MORENO et al. 2009); Moretti e Callisto (2005), utilizando comunidades de macroinvertebrados aquáticos como ferramenta de biomonitoramento em 11 sub-bacias hidrográficas do rio Doce-MG; indicaram índices biológicos como excelente ferramenta para avaliação rápida de possíveis efeitos negativos de alteração do habitat. Para Ferreira et al. (2012), índices biológicos é uma eficiente ferramenta de avaliação da qualidade da água, revelando condições de integridade ecológica com base na composição e distribuição das comunidades de macroinvertebrados aquáticas na perspectiva de bioindicadores de qualidade de água.

Também, os macroinvertebrados são participantes ativos da ciclagem de matéria orgânica na água, especialmente em ecossistemas aquáticos de baixa ordem. O processo

de decomposição constitui um dos mais importantes na ciclagem de nutrientes e transformação de energia em ecossistemas aquáticos (GIMENES et al. 2010), e é iniciado pelas forças físicas de lixiviação, e pelos macroinvertebrados fragmentadores que transformam detritos em matéria orgânica particulada (WARD e STANFORD 1995; CALLISTO e ESTEVES, 1998; CARVALHO e UIEDA, 2004). O detrito proveniente da vegetação ripária, sobretudo nos rios sombreados de pequenas ordens é transformado em matéria orgânica particulada grossa (MOPG) e matéria orgânica particulada fina (MOPF), por macroinvertebrados fragmentadores, constituindo-se em uma importante fonte de alimento para outros organismos (GRAÇA 2001; BENFIELD 2007).

A denominação do termo fragmentador é atribuída aos macroinvertebrados aquáticos que mastigam folhas, gravetos e outros detritos orgânicos que entram nos sistemas aquáticos (MERRITT e CUMMINS, 1996). Tais organismos possuem aparato bucal com adaptações para macerar e retalhar grandes partículas de matéria orgânica (CUSHING e ALLAN 2001).

O gênero *Phylloicus* (Calamoceratidae Trichoptera) tem sido considerado o fragmentador mais comum dentre os que compõem esta guilda trófica (Moretti e Callisto 2005), pois são exclusivamente fragmentadores de detritos foliares e utilizam estes recursos tanto para alimentação quanto para a construção de casulos, sendo que sua atividade de fragmentação pode ter grande contribuição dentro do processo de decomposição foliar em riachos (WANTZEN e WAGNER, 2006; MORETTI, 2009). De acordo com Jinggut e Yule (2015), estes fragmentadores são menos abundantes em riachos tropicais porque o detrito em riachos temperados é de melhor qualidade, além da sua preferência por temperaturas mais amenas. No entanto, Tonello et al. (2014) mostraram que fragmentadores típicos têm importância como consumidores de detrito em córregos subtropicais, mesmo quando representam menos de 10% da comunidade total de invertebrados (Tonello et al. 2016). Segundo este estudo, o aumento da abundância relativa de *Phylloicus* em determinada época do ano aumenta a fragmentação do detrito cerca de 4x. Também Ferreira et al. (2006) mostrou aumento na perda de biomassa foliar na presença de fragmentadores. Gonçalves et al. (2007) observaram que uma alta densidade de fragmentadores foi responsável por alta perda de massa foliar de *Protium brasiliense* em um riacho tropical. Assim, a atividade de fragmentadores é importante porque promovem a fragmentação do detrito foliar e contribuem para a facilitação da colonização microbiana (Graça, 2001).

Esta tese apresenta contribuição ao conhecimento da diversidade e do papel de macroinvertebrados aquáticos ao processo de ciclagem de nutrientes em córregos de baixa ordem em Cerrado. Deste modo, inventariando a fauna geral de macroinvertebrados em três bacias hidrográficas no Médio Rio Tocantins, e discute os padrões de diversidade regional e local desta fauna nas bacias estudadas. Este é o primeiro inventário das famílias de macroinvertebrados que ocorrem nas bacias hidrográficas de Lajeado, Taquaruçu Grande e São João, no médio Rio Tocantins. Tais informações deverão contribuir para estabelecer os parâmetros de pristinidade destas bacias e permitirá a incorporação do biomonitoramento nas avaliações de alterações ambientais destes ecossistemas. Os resultados desta investigação estão apresentados no artigo intitulado “Diversidade de macroinvertebrados aquáticos em bacias hidrográficas no bioma Cerrado”.

Também visando contribuir para a ampliação do uso de biomonitoramento em avaliações ambientais de ecossistemas aquáticos, apresenta-se o artigo “Avaliação da integridade ecológica de córregos do cerrado tocantinense com base na fauna de macroinvertebrados” que discute a aplicação de diferentes índices de biomonitoramento para avaliar a integridade dos ecossistemas em estudo. Outro artigo, “Preferência alimentar de macroinvertebrado fragmentador (*Phylloicus* sp.) por espécies vegetais (*Chrysophyllum oliviforme* e *Miconia chartacea*) após condicionamento em córregos de diferentes biomas”, discute a participação dos macroinvertebrados fragmentadores dentro dos ecossistemas.

Artigo 1

DIVERSIDADE DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS EM BACIAS HIDROGRÁFICAS EM BIOMA CERRADO¹

Resumo Comunidades de macroinvertebrados aquáticos são importantes representantes de bacias hidrográficas, por apresentar características que determinam a integridade do ambiente. O trabalho teve como objetivo conhecer e avaliar a diversidade da fauna de macroinvertebrados aquáticos em bacias hidrográficas em Bioma Cerrado. As amostras foram coletadas em 19 córregos de três bacias hidrográficas. As coletas foram realizadas num trecho de 200m com sub-amostras de 20 em 20m, acondicionadas em sacos plásticos e transportadas ao laboratório, preservadas em álcool 90. A identificação foi feita sob estereomicroscópio e auxílio de literatura especializada. Paralelamente foram medidas as variáveis abióticas, utilizando sonda multiparamétrica (Horiba modelo U22-XD) e vazão utilizando micromolinete hidrométrico (Global Water modelo EP111). Os resultados revelaram diversidade com diferenças internas nas bacias do Lajeado entre os pontos Laj4 em relação aos demais e bacia do Taquaruçu nos pontos Taq4 e Taq9 e não apresentou diferenças em relação à bacia do São João. Os organismos com melhor representatividade foram os da ordem Trichoptera da família Leptoceridae do gênero *Nectopsyche* com 422 organismos, totalizando 23,77% dos macroinvertebrados aquáticos coletados. A diversidade da fauna de macroinvertebrados aquáticos apresentou maior representatividade na bacia do São João com 810 organismos, representando um percentual de 45,64% do total coletados nas três bacias e menor representação na bacia do Lajeado com um total de 350 organismos, representando um percentual de 19,72%.

Palavra-Chave: Bacias Hidrográficas, Macroinvertebrados e Biodiversidade

¹ Artigo em elaboração a ser apresentado ao periódico...

1. Introdução

Diversidade é um dos atributos fundamentais no estudo de comunidades e para tal uma gama de métodos para sua mensuração está disponível no meio científico. Entre eles, destacam-se pelo amplo uso, índices de diversidade não paramétricos (ou de heterogeneidade). Boyero et al. (2015) afirmam que a diversidade pode ser um mecanismo que molda o entendimento das assembleias biológicas em diferentes gradientes e escala funcional.

Macroinvertebrados aquáticos são organismos com tamanho de corpo maior que 0,25mm até 10cm, em geral, insetos, moluscos, crustáceos e anelídeos, sendo os insetos, os mais diversificados e de maior desconhecimento taxonômico na região tropical (CRANSTON e HARDWICK, 1996).

Comunidades de macroinvertebrados aquáticos são importantes representantes de bacias hidrográficas, por apresentar características que determinam a integridade do ambiente. Biasi et al. (2010). Vários são os estudos voltados a essa comunidade. Callisto et al. (2001); Cavaca et al. (2014) e Yokoyama, (2012). A avaliação da integridade ecológica está associada à combinação das características físicas, químicas e biológicas, pressupondo que as variáveis determinam a qualidade da água sobre a influência dos processos ambientais.

Diversidade de macroinvertebrados aquáticos é representada por organismos com diversas variações e forma de vida, alguns com capacidade de tolerância e resistência e outros com alta sensibilidade às condições ambientais. O cerrado abriga uma biodiversidade ainda muito desconhecida. Soma-se a esse fato, o desconhecimento das relações ecológicas resultantes dessa biodiversidade, que nos dias atuais não somente refletem características do ambiente, mas também da intervenção antrópica. CARVALHO et al. (2009), estudando uma região de cerrado no Estado Goiás, mostrou que quanto maior a ocupação e fragmentação de ambientes menor é a diversidade de organismos. Entre os grupos aquáticos pouco estudados na região destacam-se os macroinvertebrados aquáticos.

Whittaker (1960; 1972) descreveu três termos para medir a biodiversidade em escalas espaciais: diversidades alfa (α), gama (γ) e beta (β), onde alfa é a diversidade local, gama a diversidade regional e beta é a relação entre elas. Couceiro (2009) recomenda que estudos sobre estrutura e comportamento ecológico de macroinvertebrados em sistemas aquáticos amazônicos sejam necessário devido sua

grande extensão territorial, tornando assim o conhecimento da diversidade regional um importante parâmetro para avaliar as perdas ambientais provocadas pelos diferentes tipos de impactos.

A avaliação da diversidade de macroinvertebrados aquáticos, associada à avaliação da qualidade das águas e estrutura de habitats são elementos fundamentais para estabelecimento da integridade ecológica de um ecossistema Callisto e Esteves (1998), pois essa comunidade está diretamente associada à dinâmica de nutrientes e fluxo de energia.

Entre as principais atividades ecológicas que processam o funcionamento dos sistemas aquáticos de pequena ordem está a decomposição da matéria orgânica proveniente da vegetação ripária (Tânia et al. 2014). Macroinvertebrados aquáticos apresentam várias estratégias de obtenção dos alimentos, o que levou a uma classificação funcional ou de grupos funcionais de alimentação para esses organismos. Segundo Vannote et al. (1980) e Copatti et al. (2010) a relação entre grupo funcional se aproxima quando falamos de rios sem distúrbios, onde os coletores aumentam quando se aproximam da foz, enquanto fragmentadores e raspadores são mais abundantes nos trechos superior e médio, respectivamente.

A bacia hidrográfica do rio Tocantins é a mais importante para a região Centro-Norte do Brasil, apresentando grande quantidade de rios e córregos em toda sua extensão. A mesma possui uma particularidade importante: bacias hidrográficas ainda bem preservadas, o que torna uma importante área de pesquisa na região de cerrado, bioma muito ameaçado no país. Nesse sentido, ainda existe uma lacuna em relação a trabalhos ecológicos, mostrando assim a necessidade de estudos de cunho científico, que possam contribuir para o conhecimento da diversidade de organismos e dos processos ecológicos em Bioma Cerrado. O trabalho teve como objetivo conhecer e avaliar a diversidade da fauna de macroinvertebrados aquáticos em bacias hidrográficas do Bioma Cerrado na região central do Brasil.

2. Material e Métodos

2.1. Área de Estudo

O estudo foi realizado em 19 córregos de baixa ordem em três sub-bacias hidrográficas na região do médio rio Tocantins que compõe a bacia Tocantins-Araguaia, localizadas nas coordenadas 22L 802711/UTM 8898661 (bacia do Lajeado), 22L 805664/UTM 8863769 (bacia do Taquaruçu) e 22L 809611/UTM 8846801 e (bacia do São João), ambas à margem direita do rio Tocantins, sendo a bacia do Taquaruçu e parte da bacia do Lajeado localizada em Áreas de Preservação Ambiental - Parque Estadual do Lajeado (PEL) e a bacia do São João em área com influência antrópica de agricultura e pecuária. A soma das três bacias representa uma área de 1.388,37 km² perfazendo 0,4% da bacia do Tocantins (Figura 1).

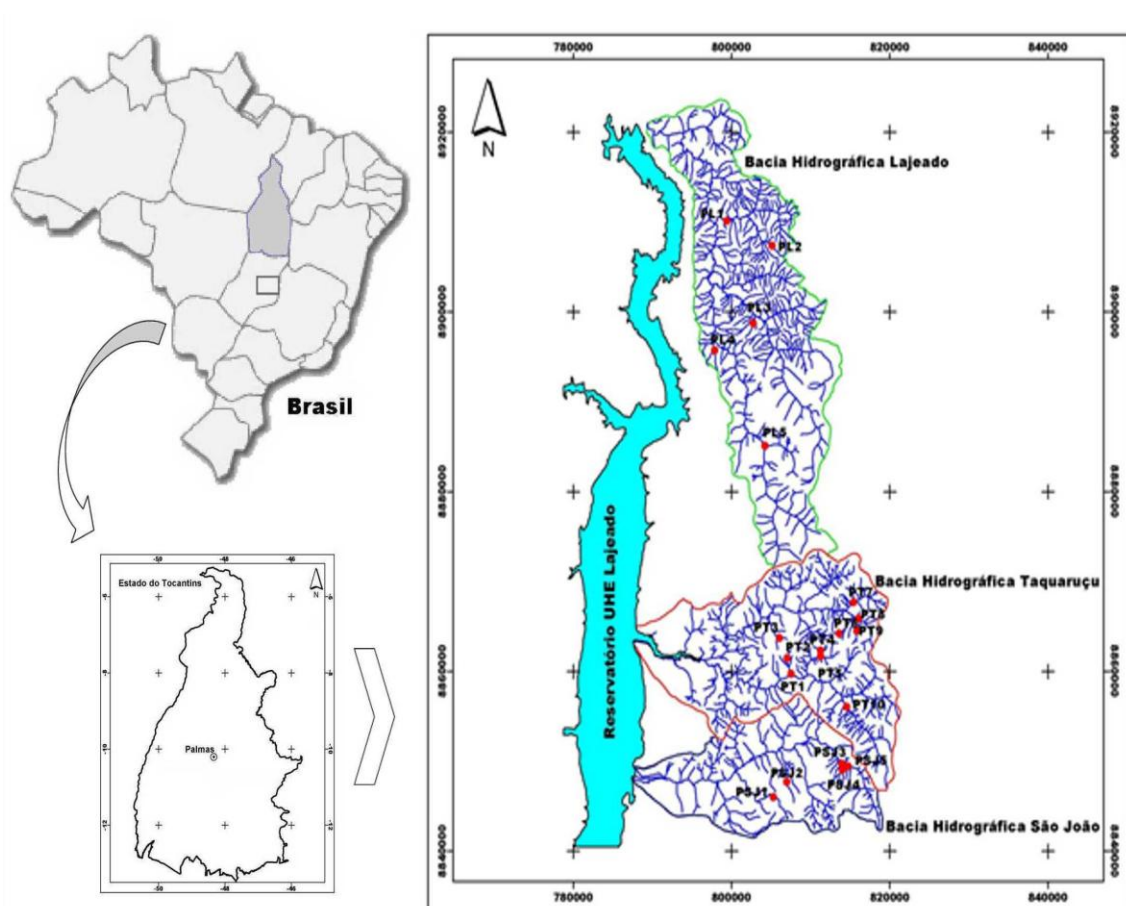


Figura 1 Artigo 1. Localização da área de estudo na região central do Tocantins, destacando as três bacias hidrográficas para coleta de macroinvertebrados aquáticos.

2.2. Estudo da diversidade de macroinvertebrados aquáticos

2.2.1. Seleção das áreas de coleta

Os córregos foram selecionados pelos critérios de perenidade, presença de zona ripária típica e íntegra. Todos os córregos foram georreferenciados, e sua mata observada por grau de interferência antrópica de agricultura.

2.2.2. Sistema de amostragem

Para atender a geomorfologia do córrego e coletar em todos os micro-habitats foi delimitado um trecho de 200m em cada córrego, com seções equidistantes de 20m. Foi coletado todos os substratos presentes (folhas, troncos, raízes e sedimento) com auxílio de uma rede em “D” (malha de 0,500mm e área de 0,155m²). As 10 seções foram posteriormente homogeneizadas, formando uma amostra por córrego. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos e transportadas ao laboratório para triagem, identificação e contagem dos macroinvertebrados.

Paralelamente às coletas dos macroinvertebrados aquáticos foram medidas as variáveis abióticas: temperatura, condutividade elétrica, pH, sólidos totais dissolvidos, oxigênio dissolvido e vazão nas 10 amostras, utilizando sonda multiparamétrica (Horiba modelo U22-XD e Micro-molinete hidrométrico modelo Global Water FT 111).

2.2.3. Procedimento em laboratório

O material foi lavado em água corrente em uma série de peneiras com malhas de 1,00; 0,50 e 0,25mm. Os macroinvertebrados retidos nas malhas foram fixados e preservados em álcool etílico a 90%. A triagem e identificação foi feita sob estereomicroscópio (Leica modelo L2 acoplado em computador) e auxílio de literatura especializada PES et al. (2005); HAMADA e FERREIRA-KELPLER, (2012). Os procedimentos de laboratórios foram realizados no Laboratório de Microbiologia Ambiental e Biotecnologia da Universidade Federal do Tocantins e no Laboratório de Ictioplâncton e Invertebrados Aquáticos da Universidade Federal do Oeste do Pará.

2.2.4. Análise dos dados

Os dados foram apresentados como uma lista de gêneros e analisados conforme objetivos sugeridos.

As métricas de riqueza de espécie, abundância, dominância, diversidades e equitabilidade foram calculadas utilizando programa estatístico Past 2.16. Hammer e Harper (2006), realizando a contagem de táxons ocorrentes em cada córrego. Os dados bióticos foram submetidos à análise de variância utilizando programa estatístico Assistat 7.7. Silva e Azevedo (2009), após serem submetidos ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk ($1/\sqrt{x}$), sendo as médias comparadas pelo teste de Tukey a 5% de significância. Os dados foram comparados entre os córregos para verificação da diversidade local e em toda área amostral para verificação da diversidade regional, através de testes de Anova (Silva e Azevedo, 2009) e relacionada aos dados abióticos através de Análise Integrada das Variáveis Bióticas e Abióticas: Correlação, Regressão Múltipla, utilizando programa estatístico Bio Estat 5.0. Ayres, et al. (2006) e Análise de Correspondência Canônica Past 2.16. Hammer e Harper (2006), para determinar a importância das variáveis ambientais na estruturação das comunidades biológicas.

3. Resultados e Discussão

Os regimes hidrológicos em regiões tropicais onde a sazonalidade é bem definida interferem diretamente nas características das variáveis abióticas (parâmetros físicos e químicos) que conseqüentemente interfere na dinâmica das comunidades inseridas no sistema. Dentre essas comunidades está a de macroinvertebrados aquáticos que apresentam de forma diferenciada dentro do ciclo hidrológico, onde os organismos são interferidos pelo transporte de material vegetal, velocidade de correntes e flutuação das concentrações de nutrientes.

Segundo Donadio et al. (2005) e Santos (2011), as características físicas e químicas são alteradas de acordo os usos da bacia, apresentando assim flutuações nas concentrações de nutrientes nos corpos hídricos.

A composição taxonômica dos macroinvertebrados aquáticos nas três bacias hidrográficas em estudo encontra-se na Tabela 1.

Tabela 1 Artigo 1. Composição taxonômica e abundância absoluta de macroinvertebrados aquáticos coletados em 19 córregos de primeira e segunda ordem nas bacias hidrográficas do Lajeado, Taquaruçu e São João em Bioma Cerrado, Estado do Tocantins, Brasil no ano de 2013.

Gêneros	Lj1	Lj2	Lj3	Lj4	Lj5	Tq1	Tq2	Tq3	Tq4	Tq5	Tq6	Tq7	Tq7	Tq9	SJ1	SJ2	SJ3	SJ4	SJ5
Elmidae																			
<i>Macrelmis</i>		1		7	38	2	28		2	6	1	41			3	15	11		29
<i>Gyrelmis</i>					3													16	
Dryopidae																			
<i>Dryops</i>			5				39	5		1	2						1	1	1
Dytiscidae																			
<i>Laccodytes</i>	1					5													1
Hydrophilidae																			
<i>Deralus</i>																			
Gyrinidae			1				1												
<i>Gyrinus</i>									1										
Noteridae																			
<i>Hydrocanthus</i>									1			1	6						
Ptilodactylidae																			
<i>Anchytarsus</i>	5	2		3			1	2							3		4		1
Simuliidae																			
<i>Simulium</i>	2				93			1		22	1		1		5		12	2	1
Tipulidae																			
<i>Hexatoma</i>	5			1	1														
Chironomidae																			
<i>Ablasbesmyia</i>						1			1										
<i>Endotribelos</i>									3				4						
<i>Polypedilium</i>									1				1						
<i>Climotaypus</i>													1						
Pyralidae sp																			
<i>Pyralidae sp</i>	4			2									1						3

Hydropsychidae																			
<i>Leptonema</i>	14	4	5	9	1	14	7	8		13	9	11			16	4	14	3	7
Policentropodidae																			
<i>Cyrmellus</i>	1		1																
Leptoceridae																			
<i>Nectopsyche</i>	3				1	43	1		2	5		47			73	1	145	66	35
Hydrobiosidae																			
<i>Atopsyche</i>	1				1												1		2
Philopotamidae																			
<i>Chimarra</i>															14	1		4	
Calamoceratidae																			
<i>Phylloicus</i>							5		7				5						
Odontocerida																			
<i>Marilia</i>					1				1		5	2	2						3
Gomphidae																			
<i>Brechmorhogo</i>															1				
<i>Epigomphus</i>	1																		
<i>Zonophora</i>	1								1										
<i>Progomphus</i>						3					1	5		14					
Calopterygidae																			
<i>Hetaerina</i>																1			1
Perilestidae																			
<i>Perilestes</i>				1								1	4						
Polythoridae																			
<i>Chalcopteryx</i>					1						2	1							
Libellulidae																			
<i>Elasmothermi</i>					1														
<i>Neocordulia</i>											1								
<i>Perythemis</i>														3					
<i>Pantal</i>													1						
<i>Tramea</i>												1							
<i>Brechmorhogo</i>												2	3						
<i>Hetaerina</i>												5							

<i>Ischnura</i>																			2
Leptophebiidae																			
<i>Miroculis</i>	1	2					2	3		2	1	4		44		1		3	
<i>Paramaka</i>				9						3									
<i>Hagonulopsis</i>																			1
Leptohyphidae																			
<i>Leptohyphodes</i>				1										28					
Euthyplociidae																			
<i>Campylocia</i>																			1
Baetidae																			
<i>Americabaetis</i>											2	3	1		5	2			
<i>Spiritiops</i>							1			3									
Naucoridae																			
<i>Ambrysus</i>		3		1		1	2	1	1	1	9	23	1	3	1	2			
<i>Limnocoris</i>											3								
<i>Cryphocricos</i>											2								
Veliidae																			
<i>Rhagovelia</i>								1	1			2	1			1	2	5	
Belostomatidae																			
<i>Belostoma</i>			3				1		1			3							
Notonectidae																			
<i>Notonecta</i>									1		1		2				2		
Gerridae																			
<i>Brachymetra</i>																			3
Perlidae																			
<i>Anacroneuria</i>	11	32	8	24	1		1			15	9	21	5		48	2	22	16	
<i>Macrogynoplax</i>				1	1	1	17	1		1	2	4	1				1		25
Corydalidae																			
<i>Corydalus</i>		3		2	12	3				2	1	3	1		22		2	4	3

A riqueza de espécies que representa uma curva de acumulação está diretamente relacionada ao tamanho da área, diversidade de habitat e ao esforço amostral. As curvas baseadas na acumulação de gênero de macroinvertebrados aquáticos ilustra a representatividade de amostragem com as variações de riqueza dentro do espaço amostral com o final da curva tendendo a estabilização. Para Gotelli e Colwell (2011), curva de acumulação é um método para comparar diversidades e sua aplicação deve ser restrita a comparação de comunidades taxonomicamente semelhantes, onde uma boa amostragem está vinculada a uma curva estabilizada.

A tendência à estabilização da curva de acumulação de organismos encontrados sugere dados com uma boa amostragem de diversidade da comunidade em estudo (Figura 2).

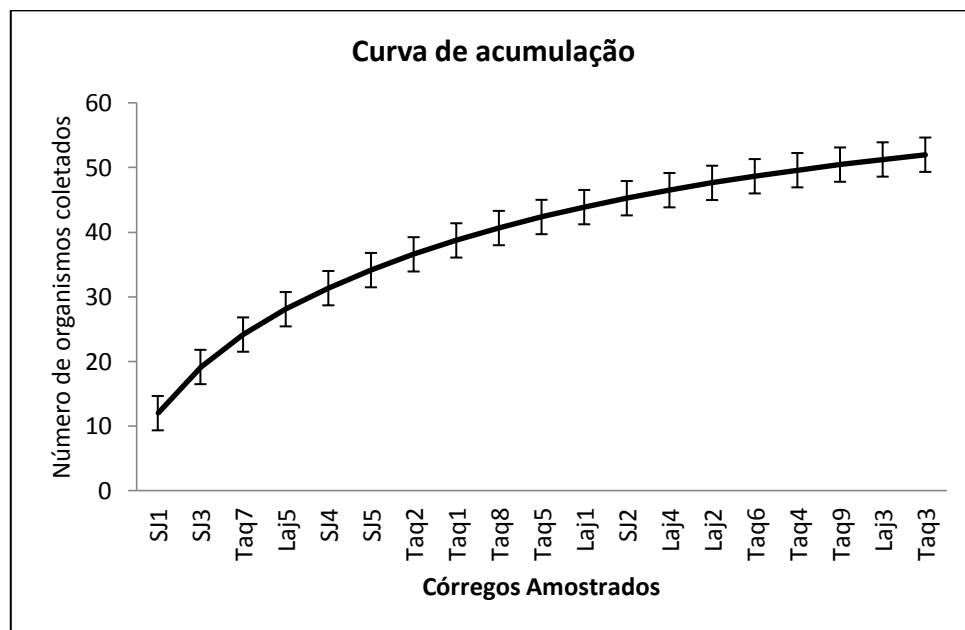


Figura 2 Artigo 1. Representação gráfica da curva de acumulação para riqueza de gêneros de macroinvertebrados aquáticos coletados nas três bacias hidrográficas em Bioma Cerrado, Tocantins, Brasil.

Foram identificados 1.775 macroinvertebrados pertencentes a 35 famílias e 52 gêneros dentro do espaço amostral das três bacias. Os córregos com maior representatividade de abundâncias foram observados na bacia do córrego São João com 810 organismos coletados, sendo 245 em SJ1, 221 em SJ3, 169 em SJ4, 121 SJ5 e 59 em SJ2 respectivamente, representando um percentual de 45,64% do total de organismos coletados nos 19 córregos estudados. A segunda maior representação foi encontrada na bacia do Taquaruçu com 615 organismos coletados, sendo 169 em Taq7,

115 em Taq2, 77 em Taq1, 69 em Taq8, 65 em Taq5, 43 em Taq6, 30 em Taq4, 28 em Taq9 e 19 em Taq3, representando um percentual de 34,64% dos organismos coletados e a menor representação de abundância foi observada na bacia do Lajeado com um total de 350 organismos coletados, sendo 165 em Laj5, 64 em Laj1, 51 em Laj4, 47 em Laj2 e 23 em Laj3, representando um percentual de 19,72%. Os organismos com melhor representatividade foram os da ordem Trichoptera da família Leptoceridae do gênero *Nectopsyche* com 422 organismos, quatro na bacia do Lajeado, 108 na bacia do Taquaruçu e 320 na bacia do São João totalizando 23,77% dos macroinvertebrados aquáticos coletados (Figura 3). Para Pereira (2011), os efeitos sobre a abundância de macroinvertebrados aquáticos em córregos de primeiras ordens estão relacionados ao aporte de material vegetal alóctone que proporcionalmente decresce nas ordens maiores, como citado no conceito de RCC (River Continuum Concept) de (VANNOTE et al. (1980). Já Cavaca (2014) registra maior abundancia de macroinvertebrados aquáticos em córregos de área de floresta que está associado à quantidade e disponibilidade de detrito orgânico pra os organismos.

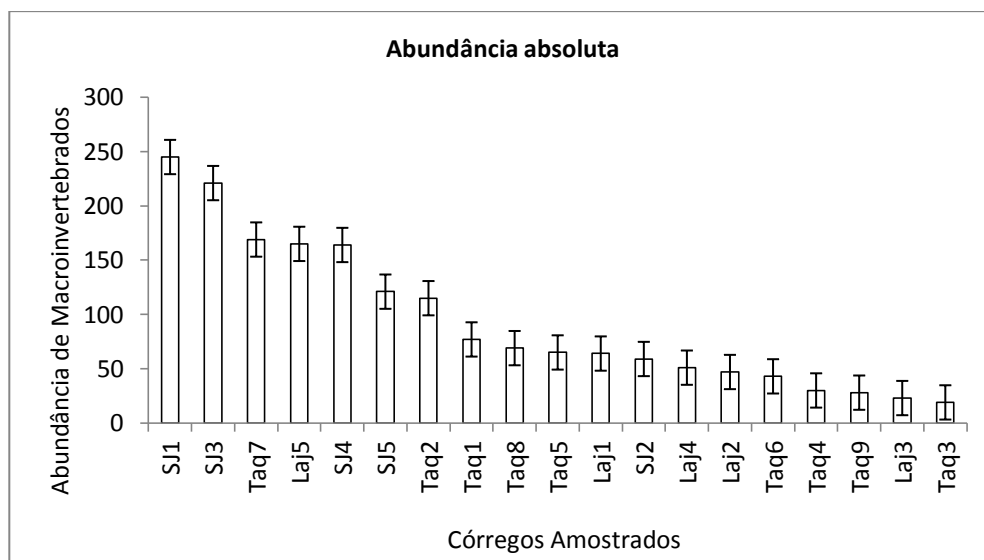


Figura 3 Artigo 1. Representação gráfica de abundância de macroinvertebrados aquáticos em três bacias hidrográficas no cerrado tocantinense, Tocantins, Brasil.

O número de táxons encontrados nas três bacias hidrográficas foi 228, sendo 114 na bacia do Taquaruçu, 62 na bacia do São João e 52 na bacia do Lajeado, revelando similaridade entre as bacias São João e Lajeado e diferenças em relação à bacia do Taquaruçu. No entanto, é importante ressaltar o número de córregos coletados dentro de cada uma das bacias. Nesse sentido é de valia observar o número de táxons entre os

córregos. Rinaldi (2007), trabalhando em córregos de cabeceira na região Sul do Brasil referencia riqueza de macroinvertebrados com diferenças significativas entre córregos da mesma bacia. Para o determinado estudo a riqueza de táxons variou de 21 em Taq7, 19 em Taq8, 16 em Taq4 e SJ5, 15 em Laj5, 14 em Laj1, 13 em Taq2, Taq6, SJ1 e SJ3, 12 em SJ4, 10 em Laj4 e Taq1, 8 em Ta5 e SJ2, 7 em Laj2, Taq3 e Taq9 e 6 em Laj3 (Figura 4). Biasi et al. (2010) cita riqueza de macroinvertebrados como um dos componentes relacionados aos processos ocorrentes nos ambientes aquáticos que contemplam rios expostos a diferentes pressões ambientais. Já Cavaca, et al. (2014) afirmam que áreas florestadas contribui para maior riqueza de organismos aquáticos, o que está associada à maior heterogeneidade de micro-habitats e maior disponibilidade de alimento (Figura 4 e 5).

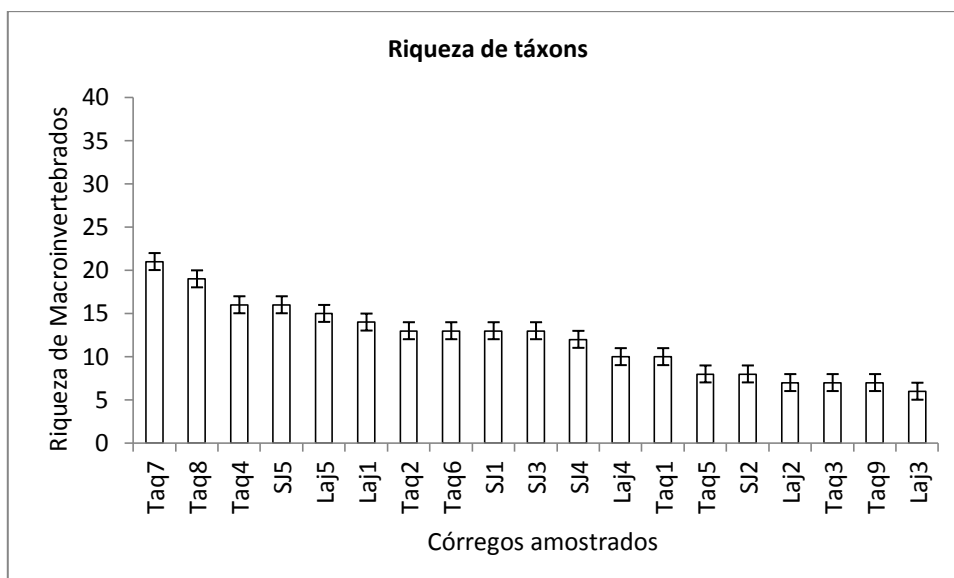


Figura 4 Artigo 1. Representação gráfica de riqueza de macroinvertebrados aquáticos em três bacias hidrográficas no Bioma Cerrado, Tocantins, Brasil.

A relação encontrada entre as duas diversidades (alfa e gama) nas três bacias hidrográficas revelou diferenças internas nas bacias do Lajeado entre os pontos amostrais Laj4 em relação aos demais pontos e bacia do Taquaruçu nos pontos amostrais Taq4 e Taq9 em relação aos outros pontos e não apresenta diferenças em relação a bacia do São João (Figura 5). Quando analisada de forma conjunta as diferenças apresentam-se nos mesmos pontos (Laj4, Taq4 e Taq9) em relação aos demais. Whittaker, (1960) sugeriu os seguintes termos: diversidade alfa, beta e gama como forma de diferenciar as diversidades no âmbito do habitat local, regional e sua relação entre as duas (alfa e gama) como diversidade beta. Nogueira (2008) sugere

diversidade beta como mais uma ferramenta para indicar áreas prioritárias de conservação. Para Marinoni e Ganho (2006) a diversidade beta entre diferentes habitats situados numa mesma região fitogeográfica são mais influenciadas pelos níveis de conservação de cada habitat.

Apesar da importância de observação de índices de diversidade em estudos ecológicos para a conservação da biodiversidade, vários autores como, Whittaker (1960, 1972); Margurran (1988); Harrison e Lawton (1992); Moreno e Halfeter (2001); Koleff e Gaston (2002); Koleff et al. (2003) e Marinoni e Ganho (2006) deixam dúvidas quanto a aplicação de vários índices que vem sendo criados e discutidos para definir diversidade beta. Todavia é constatado na literatura que a manutenção da biodiversidade está diretamente associada à preservação e manutenção de áreas intactas, sugerindo assim a conservação como fato de primordial na preservação das espécies.

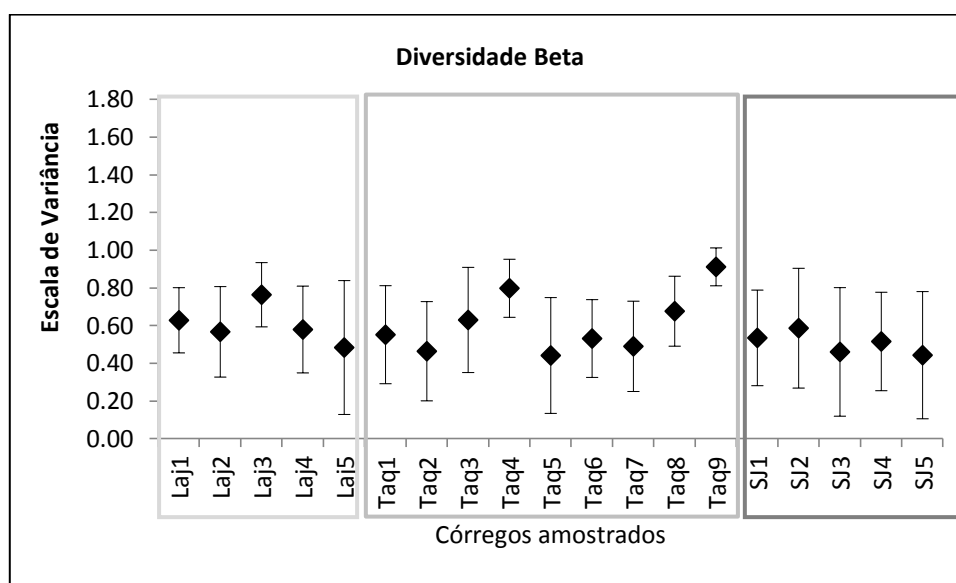


Figura 5 Artigo 1. Representação gráfica de diversidade beta de macroinvertebrados aquáticos em três bacias hidrográficas no Bioma Cerrado, Tocantins, Brasil, revelando diferenças internas entre os córregos com intervalo de confiança de 95%.

As variáveis ambientais analisadas nas três bacias hidrográficas em estudo encontram-se na Tabela 2.

Tabela 2 Artigo 1. Variáveis ambientais analisadas nas três bacias hidrográficas (Lajeado, Taquaruçu e São João) no Bioma Cerrado, Tocantins, Brasil no ano de 2013.

Pontos	Variáveis Abióticas						Variáveis Bióticas					
	Temp (°C)	CE (µS/cm)	pH (Escala)	STD (PPM)	OD (mg/L)	Vazão (m ³ /s)	Riqueza	Abundância	Dominância	Diversidade Alfa	Diversidade Gama	Equitabilidade
Laj1	23.648	74.0	6.442	50.0	9.214	0.0028	14	64	0.1284	2.273	0.100	0.8612
Laj2	21.548	20.0	6.41	14.0	8.262	0.0541	7	47	0.4830	1.173	0.220	0.6029
Laj3	22.662	20.0	5.774	10.0	7.636	0.2733	6	23	0.2363	1.569	0.180	0.8758
Laj4	23.434	20.0	5.94	10.0	8.616	0.0561	10	51	0.2795	1.662	0.240	0.7220
Laj5	22.292	20.0	7.098	10.0	7.886	0.0368	15	165	0.3797	1.393	0.210	0.5144
Taq1	24.766	20.	5.286	10.0	8.482	0.0028	10	77	0.3560	1.483	0.270	0.6442
Taq2	25.666	20.0	5.498	10.0	7.294	0.0014	13	115	0.2103	1.860	0.230	0.7250
Taq3	23.166	20.0	4.906	10.0	8.062	0.0012	7	19	0.2687	1.572	0.280	0.8080
Taq4	22.164	20.0	5.514	18.0	8.04	0.0007	16	30	0.1044	2.525	0.190	0.9108
Taq5	23.226	10.0	5.928	10.0	8.25	0.0188	8	65	0.2237	1.680	0.310	0.8078
Taq6	22.688	20.0	5.724	12.0	8.256	0.0012	13	43	0.1563	2.133	0.190	0.8314
Taq7	22.834	20.0	5.896	10.0	8.222	0.1271	21	169	0.1635	2.248	0.240	0.7384
Taq8	30.708	62.0	6.296	30.4	6.62	0.015	19	69	0.1451	2.443	0.170	0.8298
Taq9	24.93	90.0	5.69	60.0	8.548	0.2038	7	28	0.3010	1.530	0.110	0.7861
SJ1	25.646	42.2	6.202	27.2	9.92	0.0042	13	245	0.1716	1.998	0.216	0.7789
SJ2	31.882	32.4	7.36	9.4	7.738	0.0021	8	59	0.5702	1.002	0.354	0.4816
SJ3	25.13	30.0	6.53	2.0	8.39	0.4309	13	221	0.4509	1.330	0.289	0.5184
SJ4	25.388	30.0	6.472	2.0	7.624	0.0251	12	164	0.2310	1.792	0.199	0.7213
SJ5	24.244	40.0	6.292	3.0	8.242	0.0108	16	121	0.1920	1.996	0.2348	0.7198

A análise de variância não apresentou diferenças significativas entre as bacias hidrográficas para todos os parâmetros estudados (Tabela 3). Um fato importante que deverá ser levado em consideração, é que as bacias em estudo apresentam-se interligadas entre si, porém com características distintas de uso e ocupação do solo. Os córregos da bacia do Taquaruçu apresentam riqueza e equitabilidade médias de 12,67 e 0,78, respectivamente, (Tabela 4) com maior preservação de uso em relação às outras duas bacias Lajeado e São João com média de riqueza de 10,40 e 9,20 e equitabilidade de 0,71 e 0,64, respectivamente, que são áreas agricultáveis. Yokoyama (2012), estudando córregos de porte semelhante na Mata Atlântica cita que riqueza de macroinvertebrados aquáticos está relacionada aos mesohabitats (remanso e corredeiras) que são dependentes da vazão de cada córrego. Marinoni e Ganho (2006) e Giuliatti e Carvalho, (2009) citam os micro-habitats dos córregos como forma de refúgio para sobrevivência e estratégia de alimentação dos organismos.

Tabela 3. Artigo 1. Médias de cinco características (riqueza, abundância, dominância, diversidade alfa, diversidade gama e equitabilidade) nas bacias hidrográficas do Lajeado, Taquaruçu e São João em Bioma Cerrado, Tocantins, Brasil no ano de 2013.

FV	MÉDIAS					
	Riqueza	Abundância	Dominância	Diversidade Alfa	Diversidade Gama	Equitabilidade
Lajeado	10.40	70.00	0.301	1.61	0.190	0.71
Taquaruçu	12.67	68.34	0.214	1.94	0.221	0.78
São João	9.20	162.00	0.323	1.62	0.258	0.64

Tabela 4 Artigo 1. Resumo da análise de variância de cinco características (riqueza, abundância, dominância, diversidade alfa, diversidade gama e equitabilidade) nas bacias hidrográficas do Lajeado, Taquaruçu e São João no Bioma Cerrado, Tocantins, Brasil no ano de 2013.

FV	GL	QUADRADO MÉDIO					
		Riqueza	Abundância	Dominância	Diversidade Alfa	Diversidade Gama	Equitabilidade
Bacias	2	8.800 ^{NS}	0.005 ^{NS}	0.023 ^{NS}	0.246 ^{NS}	0.005 ^{NS}	0.033 ^{NS}
Erro	16	19.520	0.002	0.016	0.173	0.004	0.014
Total	18	--	--	--	--	--	--
CV		19.19	34.98	22.77	12.42	16.70	9.03

NS: não significativo ($p \geq 0.05$)

Tabela 3. Artigo 1. Correlação de seis variáveis bióticas (riqueza, abundância, dominância, diversidade alfa, diversidade gama e equitabilidade) com seis variáveis bióticas (temperatura, condutividade elétrica, pH, sólidos totais dissolvidos, oxigênio dissolvido s, oxigênio dissolvido e vazão) nas bacias hidrográficas do Lajeado, Taquaruçu e São João em Bioma Cerrado, Tocantins, Brasil no ano de 2013.

	Riqueza	Abundância	Dominância	Diversidade Alfa	Diversidade. Gama	Equitabilidade
Temperatura (°C)	0.0769 (0.7544)	0.3965 (0.0927)	0.0509 (0.8361)	-0.0053 (0.9829)	0.1475 (0.5468)	-0.2614 (0.2796)
Condutividade Elétrica (µS/cm)	0.2027 (0.4052)	0.1784 (0.4649)	-0.1215 (0.6203)	0.1414 (0.5636)	-0.4217 (0.0720)	-0.0199 (0.9355)
pH (Escala)	0.1953 (0.4229)	0.4561 (0.0496)*	0.2825 (0.2413)	-0.2596 (0.2830)	0.0351 (0.8865)	-0.5211 (0.0221)*
Sólidos Totais Dissolvidos (PPM)	0.0648 (0.7922)	-0.3547 (0.1361)	-0.4340 (0.0633)	0.4112 (0.0802)	-0.6671 (0.0018)*	0.5881 (0.0080)*
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	-0.1379 (0.5735)	0.0439 (0.8585)	0.0719 (0.7698)	-0.0754 (0.7589)	0.0360 (0.8837)	-0.0263 (0.9148)
Vazão m ³ /S	-0.1840 (0.4508)	0.2169 (0.3725)	0.4083 (0.0826)	-0.3872 (0.1014)	-0.0250 (0.9189)	-0.2739 (0.2564)

*Significativo a 5% pelo teste t.

Tabela 4. Artigo 1. Regressão Múltipla de seis variáveis bióticas (riqueza, abundância, dominância, diversidade alfa, diversidade gama e equitabilidade) com seis variáveis abióticas (temperatura, condutividade elétrica, pH, sólidos totais dissolvidos, oxigênio dissolvido e vazão) nas bacias hidrográficas do Lajeado, Taquaruçu e São João em Bioma Cerrado, Tocantins, Brasil no ano de 2013.

Métricas		Temp. (°C)	Cond. Elétrica (µS/cm)	pH (Escala)	STD (PPM)	O.D. (mg/L)	Vazão (m ³ /S)	R ²
	Parâmetros do Modelo							
	a	b ₁	b ₂	b ₃	b ₄	b ₅	b ₆	
Riqueza	22.5029	-0.3708	0.1400	0.8230	-0.1526	-0.9541	-9.3771	0.7332
Abundância	-525.4023	2.6231	1.5213	27.2172	-3.5800	48.0726	83.7371	0.8473
Dominância	-0.8102	0.0171	-0.0038	0.0901	0.0020	0.0210	0.4053	0.8186
Diversidade Alfa	4.5727	-0.0407	0.0115	-0.2028	-0.0049	-0.0944	-1.3766	0.7023
Diversidade Gama	-0.3229	0.0164a	-0.0022	-0.0052	-0.0010	0.0317b	0.0632	0.9899
Equitabilidade	1.8632	-0.0108	0.0011	-0.1118c	0.0023	-0.0302	-0.2119	0.9706

(a) p = 0.0026; (b) p = 0.0428; (c) p = 0.0315

Na análise de correlação (Tabela 5) pode ser observado relação entre as variáveis pH e abundância, pH e equitabilidade e sólidos totais dissolvidos com diversidade gama e equitabilidade. Essa relação de interdependência mostra que com o aumento do pH aumenta diretamente proporcional a abundância e inversamente proporcional diminui a equitabilidade de organismos (Tabela 6). Quanto aos sólidos totais dissolvidos apresentam relação inversamente proporcional à diversidade gama e diretamente proporcional à equitabilidade, evidenciando que o aumento de sólidos totais dissolvidos interfere diretamente na dinâmica de organização dos organismos. Strieder et al. (2006); Amorim e Castilho (2009), apresentam forte correlação entre variáveis abióticas e índices de diversidade de macroinvertebrados aquáticos. Nesse contexto observamos que nem sempre um conjunto de variáveis abióticas apresenta correlação significativa à diversidade de macroinvertebrados aquáticos, como sugerido nesse estudo.

3.6.3. Análise de Correspondência Canônica

A ordenação das variáveis bióticas e abióticas foram feitas através de uma Análise de Correspondência Canônica (ACC) utilizando variáveis abióticas (temperatura, condutividade elétrica, pH, sólidos totais dissolvidos, oxigênio dissolvido e vazão) e variáveis bióticas (riqueza, abundância, dominância, diversidade alfa, diversidade gama e equitabilidade), onde o eixo 1 explicou 95,6% da variância total dos dados, apresentando fortemente relacionado as variáveis abióticas pH e Sólidos Totais Dissolvidos (figura 6a) com a diversidade de macroinvertebrados aquáticos e o eixo 2 não apresentou nenhuma relação significativa com as variáveis estudadas. Vale ressaltar que mesmo trabalhando em bacias hidrográficas diferentes, os organismos da bacia São João, estiveram presentes também em Taquaruçu e Lajeado (figura 6b).

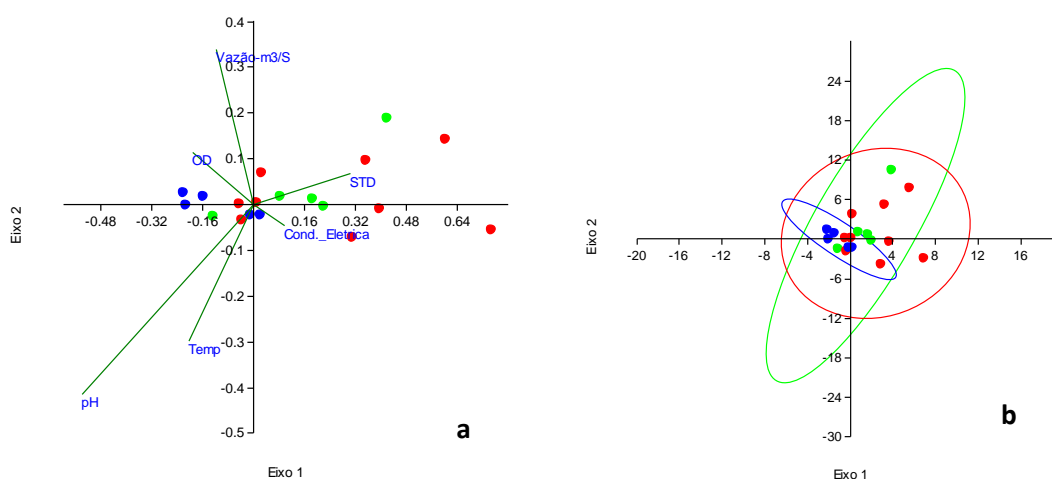


Figura 6 (a, b) Artigo 1. Análise de Correspondência Canônica (ACC) utilizando variáveis abióticas (temperatura, condutividade elétrica, pH, sólidos totais dissolvidos, oxigênio dissolvido e vazão) e variáveis bióticas (riqueza, abundância, dominância, diversidade alfa, diversidade gama e equitabilidade) nas três bacias hidrográficas estudadas, revelando similaridade das métricas calculadas.

4. Conclusão

Na avaliação da diversidade da fauna de macroinvertebrados aquáticos nos 19 córregos das três bacias hidrográficas em estudo no cerrado tocantinense pôde ser observado que o número de organismos coletado apresentou maior representatividade de abundância na bacia do São João com 810 organismos coletados, representando um percentual de 45,64% do total coletados nas três bacias estudadas e menor representação na bacia do Lajeado com um total de 350 organismos coletados, representando um percentual de 19,72%. Os organismos com melhor representatividade foram os da ordem Trichoptera da família Leptoceridae do gênero *Nectopsyche* com 422 organismos, sendo quatro na bacia do Lajeado, 108 na bacia do Taquaruçu e 320 na bacia do São João, totalizando 23,77% dos macroinvertebrados aquáticos coletados em toda área amostral. O número de táxons encontrados nas três bacias foi 228, sendo 114 na bacia do Taquaruçu, 62 na bacia do São João e 52 na bacia do Lajeado, revelando similaridade entre as bacias São João e Lajeado e diferenças internas em relação à bacia do córrego Taquaruçu.

Mesmo as bacias sendo interligadas entre-se e forma de uso distinto as análises de variância não apresentaram diferenças significativas entre elas para todas as métricas e variáveis estudadas. Quando analisada integradamente as variáveis bióticas e abióticas apresentaram variações entre as variáveis pH e abundância, pH e equitabilidade e sólidos totais dissolvidos e diversidade gama, Sólidos totais dissolvido e equitabilidade, diversidade gama e temperatura, diversidade gama e oxigênio dissolvido e equitabilidade e pH, revelando dependência dessas variáveis com a comunidade de macroinvertebrados aquáticos. Quando analisada via regressão múltipla.

De forma geral as bacias estudadas apresentaram similaridade entre-se, não revelando estatisticamente diferenças significativas entre elas, apenas diferenças internas entre os córregos dentro das bacias, onde todos os organismos da bacia São João apresentam também em Taquaruçu e Lajeado com maior representação de Trichoptera da família Leptoceridae do gênero *Nectopsyche* com 422 organismos.

Agradecimentos

Agradecemos o apoio financeiro do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico pela bolsa de doutorado e fomento (Processos 550912/2010-0 e 407676/2013-9); ao Programa de Doutorado Biodiversidade e Biotecnologia da Amazônia Legal (Bionorte); Laboratório de Microbiologia Ambiental e Biotecnologia da Universidade Federal do Tocantins Brasil; Laboratório de Ictioplâncton e Invertebrados Aquáticos da Universidade Federal do Oeste do Pará.

Referências

1. AMORIM e CASTILHO, (2009). Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade da água do baixo rio Perequê, Cubatão, São Paulo, Brasil. Biodiversidade Pampeana. PUCRS. Uruguaiana. Vol. 7(1) 16-22p.
2. AYRES, M.; AYRES Jr., M.; AYRES, D. L. e SANTOS, A. S. (2012). Bioestat 5.0: Aplicações Estatísticas na Área de Ciências Biológicas e Médicas. Belém: Soc. Civil Mamirauá.
3. BIASI, C. et al. (2010). Biomonitoramento das águas pelo uso de macroinvertebrados bentônicos: Oito anos de estudos em riachos da região do Alto Uruguai (RS). Perspectiva, Erechim. v.34, n.125, p.67-77p.
4. BOYERO, L. et al. (2015). Latitudinal gradient of nestedness and its potential drivers in stream detritivores. *Ecography* v.38 P. 001–007p.
5. CALLISTO et al. (2002). Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividade de ensino e pesquisa (MG-RJ). *Acta Limnol. Brasi.* 14(I) 91-98p.
6. CALLISTO, M. e ESTEVES, F. A. (1998). Categorização funcional dos macroinvertebrados bentônicos em quatro ecossistemas lóticos sob influencia das atividade de uma mineração de bauxita na Amazônia Central Brasil. *Ecologia de insetos aquáticos. Séries Oecologia Brasiliensis vol. V. PPGE – UFRJ. Rio de Janeiro Brasil.*
7. CALLISTO, M. et al. (2001). Macroinvertebrados aquáticos como ferramenta para avaliar a saúde dos riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Florianópolis*, v,1, n,6, p,71-82p.
8. CARVALHO et al. (2009). The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. Elsevier Ltd. All rights reserved 1392-1403p.
9. CAVACA, H. S. et al. (2014). Riqueza e abundância de macroinvertebrados bentônicos em riachos associados a diferentes fitofisionomias sobre a formação Barreiras. *Natureza on line* 12 (5): 224-229p.
10. COPATTI, et al. (2010). Diversidade de macroinvertebrados bentônicos na avaliação da qualidade ambiental de uma microbacia no sul do Brasil. *Perspectiva, Erechim.* v.34, n.125, 79-91p.
11. COUCEIRO, S.R.M. (2009). Sedimentos antropogênicos em igarapés da base de operações geólogo Pedro Moura, Coari-AM: efeito sobre macroinvertebrados e degradação de folhas. Tese (Doutorado). Universidade de Brasília, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Ecologia. Brasília 122p.
12. CRANSTON, P.S. and HARDWICK, R. (1996). The immature stages and phylogeny of *Imparipecten* Freeman, an Australian endemic genus of wood-mining chironomid (Diptera). *Aquatic Insects*, 18, 193-207p.
13. DONADIO, et al. (2005). Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na Bacia Hidrográfica do Córrego Rico, São Paulo, Brasil. *Eng. Agrícola., Jaboticabal*, v.25, n.1, p.115-125p.
14. GIULIATTI e CARVALHO (2009). Distribuição das assembleias de macroinvertebrados bentônicos em dois trechos do córrego Laranja Doce, Dourados/MS. *Interbio* v.3 n.1.14p.
15. GOTELLI, N. J. E COLWELL, R. K. (2011). Estimativa de riqueza de espécies. In: MAGURREN, A. E.; MCGILL, B. J. *Frontiers measuring biodiversity*. NY: Oxford University Press.39-54p.

16. HAMADA, N.; FERREIRA-KEPPLER, R. L. (2012). (Org.). Guia ilustrado de insetos aquáticos e semiaquáticos da Reserva Florestal Ducke. Manaus: EDUA, 198p.
17. HAMMER, O. e HARPER, D. A. T. (2006). *Paleontological Data Analysis*. Blackwell.
18. HARRISON, S; S. J. ROSS e J. H. LAWTON. (1992). Beta diversity on geographic gradients in Britain. *Journal of Animal Ecology* 61: 151–158p.
19. KOLEFF, P. e GASTON, K. J. (2002). The relationships between local and regional species richness and spatial turnover. *Global Ecology e Biogeography* 11: 363–376p.
20. KOLEFF, P. et al. (2003). Measuring beta diversity for presence-absence data. *Journal of Animal Ecology* 72: 367–382p.
21. LIRA, S. A. (2004). Análise de correlação: abordagem teórica e de construção dos coeficientes com aplicações. Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Métodos Numéricos em Engenharia dos Setores de Ciências Exatas e de Tecnologia da Universidade Federal do Paraná. 196p.
22. MARGURRAN, A. E. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. New Jersey, Princeton University Press, 179p.
23. MARINONI, R. C. e GANHO, N. G. (2006). A diversidade diferencial beta de Coleoptera (Insecta) em uma paisagem antropizada do Bioma Araucária. *Revista Brasileira de Entomologia* 50(1): 64-71p.
24. MORENO, C. E. e HALFFTER G. (2001). Spatial and temporal analysis of α , β and γ diversities of bats in a fragmented landscape. *Biodiversity and Conservation* 10: 367–382p.
25. NOGUEIRA, I. S. et al. (2008). Diversidade (alfa, beta e gama) da comunidade fitoplanctônica de quatro lagos artificiais urbanos do município de Goiânia, GO. *Hoehnea* 35(2): 219-233p.
26. PEREIRA, L. R. (2011). Trichoptera (Insecta) da bacia do rio Pindaíba - MT. Dissertação apresentada a Universidade do Estado de Mato Grosso, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais. Cáceres Mato Grosso, Brasil. Departamento de Ciências Biológicas, Universidade do Estado de Mato Grosso. 50p.
27. PES, A. M. O. et al. (2005). Chaves de identificação de larvas para famílias e gêneros de trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia*.
28. RINALDI, S. A. (2007). Uso de macroinvertebrados bentônicos na avaliação do impacto antropogênico às nascentes do parque estadual do Jaraguá, São Paula, SP. Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. 70p.
29. SANTOS, L. F. M. V. (2011). Distribuição de nutrientes (nitrogênio e fósforo) no Rio dos Mangues, Porto Seguro, Bahia. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sistemas. Universidade Estadual de Santa Cruz. Departamento de Ciências Biológicas 77p.
30. SILVA, F. A. S. e AZEVEDO, C. A. V, (2009). Principal Components Analysis in the Software Assitstat-Statistical Attendance. In: WORLD CONGRESS ON COMPUTERS IN AGRICULTURE, 7, Reno-NV-USA: American Society of Agricultural and Biological Engineers.
31. STRIEDER, et al. (2006). Medidas biológicas e índices de qualidade da água de uma microbacia com poluição urbana e de curtumes no sul do Brasil. *Acta Biologica Leopondensia* 28(1):17-24p.
32. TÂNIA et al. (2014). Consequences of biodiversity loss for litter decomposition across biomes. *NATURE* vo 1 5 9p.

33. VANNOTE, et al. (1980). The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 130-137p.
34. WHITTAKER, R. H. (1960). Ecosystem. In *McGraw-Hill Encyclopedia of Science and Technology*, McGraw-Hill, New York. 404-408p.
35. WHITTAKER, R. H. (1972). Evolution and Measurement of Species Diversity. *International Association for Plant Taxonomy (IAPT)*. Vol. 21. 213-251p.
36. YOKOYAMA, E. (2012). Macroinvertebrados aquáticos associados ao folhoso em riacho de Mata Atlântica. Tese apresentada à Faculdade de Filosofia e Letras de Ribeirão Preto USP, como parte das exigências para obtenção do título de Doutor em Ciências. Universidade de São Paulo 136p.

Artigo 2

AVALIAÇÃO DA INTEGRIDADE ECOLÓGICA DE CÓRREGOS DO CERRADO TOCANTINENSE COM BASE NA FAUNA DE MACROINVERTEBRADOS²

Abstract: As comunidades aquáticas, em geral, refletem informações das bacias de drenagem, incluindo os efeitos das alterações antrópicas como desmatamento ou poluição orgânica. Entre os ecossistemas mais ameaçados por atividades humanas no Brasil o Cerrado Central se destaca. Com objetivo de avaliar a integridade ecológica dos córregos da bacia hidrográfica do Taquaruçu Grande, no Cerrado tocantinense, foram realizadas coletas de macroinvertebrados para a aplicação métricas biológicas relacionada a diversidade, estrutura e sensibilidade de macroinvertebrados aquáticos. As coletas foram realizadas em trechos de 200m de nove córregos. Variáveis abióticas também foram medidas (temperatura, condutividade elétrica, pH, sólidos totais dissolvidos, oxigênio dissolvido e vazão), além do Índice de Integridade de Habitat (IIH). Os valores das variáveis abióticas e o IIH indicam córregos preservados, bem oxigenados com baixas concentrações de sólidos dissolvidos em suspensão e baixa condutividade elétrica. Mas esta constatação não é refletida pelas métricas biológicas utilizadas. Dos nove córregos, somente dois apresentaram qualidade das águas satisfatórias. De modo que o biomonitoramento desses córregos ao longo do tempo é indicada para manutenção da qualidade de suas águas e preservação da bacia do Taquaruçu Grande.

Keywords: Macroinvertebrados; BMWP; HII; EPT; grupo funcional.

² Artigo publicado em 12 de janeiro de 2017 - periódico *Insects*.

1. Introdução

Os sistemas aquáticos estão sendo fortemente ameaçados pela expansão das atividades humanas (VOROSMARTY et al. 2010), especialmente pela agricultura, pecuária e urbanização (ALLAN, 2004). Essas atividades afetam não somente o ambiente físico, mas também a diversidade, estrutura e função das comunidades aquáticas que se desenvolvem nesses ambientes.

Entre as comunidades aquáticas, destacam-se os macroinvertebrados aquáticos como bioindicadores da qualidade das águas doces (ROSENBERG e RESH, 1993; BONADA et al. 2006), atribuindo um gradiente temporal relacionado ao ciclo de vida dos organismos, complementando medidas instantânea, como são as das variáveis físico-químicas (CALLISTO et al. 2004; MORENO e CALLISTO, 2005). Complementarmente, os vários táxons que compõem os macroinvertebrados aquáticos respondem diferentemente a um amplo espectro de nível e tipos de poluição, podendo apresentar inclusive alterações morfológicas pelo longo período de exposição a determinados poluentes (ARIAS et al. 2007).

A utilização de macroinvertebrados aquáticos, para diagnóstico de qualidade de ecossistemas aquáticos continentais remonta ao início do século XX. Desde então, muitos índices e protocolos foram desenvolvidos para sua aplicação em programas de biomonitoramento, especialmente para ecossistemas ribeirinhos de baixa ordem e rasos, denominados nascentes, córregos ou riachos (FLOTMERSCH et al. 2006).

A utilização dos macroinvertebrados aquáticos na avaliação da qualidade de água é realizada principalmente pela aplicação de índices bióticos (ANDRADE, 2008). Sendo que os principais índices abrangem a presença de espécies sensíveis como o índice EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) (CARRERA e FIERRO, 2001) ou adotam valores de tolerância à poluição orgânica para cada família (MONTEIRO et al. 2008). De forma geral, esses índices incorporam respostas biológicas numa expressão numérica que pode ser facilmente compreendida (MARTINS e COSTA, 2009). Conciliando baixo custo e esforço e alta eficiência, não sendo necessário muito tempo para identificação específica dos organismos, ainda mais considerando a enorme lacuna de conhecimento sobre os padrões de distribuição da biodiversidade em áreas tropicais.

Assim, o presente estudo teve como objetivo avaliar a qualidade das águas de córregos da bacia hidrográfica do Taquaruçu Grande, utilizando métricas biológicas

baseadas na fauna de macroinvertebrados e em variáveis abióticas como o Índice de Integridade de Habitat. O Taquaruçu Grande é um dos mais importantes tributários do lago da UHE Lajeado, que é utilizado no abastecimento público da capital do estado do Tocantins (Palmas). Logo sua avaliação tem valor ambiental, social e econômica.

2. Material e Métodos

2.1. Área de estudo

As coletas foram realizadas em nove córregos localizados na bacia hidrográfica do Taquaruçu Grande (Figura 1). O Taquaruçu Grande está localizado na porção central do Estado do Tocantins, sendo 74% da sua área inserida na Área de Proteção Ambiental do Lajeado, no município de Palmas. A vegetação é característica do bioma Cerrado, representada por fitofisionomias de floresta de galeria, floresta estacional semidecidual de encosta, savana florestada (cerradão), savana arborizada (cerrado) e várzeas (UNITINS, 1999). Segundo a classificação de Köppen, o clima da região corresponde ao tropical chuvoso dos cerrados tropicais (Aw), com duas estações bem definidas e máximo de precipitação no verão (outubro a março - 1500 mm a 2000 mm), e período seco no inverno (abril a setembro - inferior a 60 mm. A temperatura média anual é de 28° C, as máximas absolutas superam os 41°C e as mínimas são maiores que 18°C (TOCANTINS, 2012).

Segundo Ranzani (2002), os diferentes solos encontrados na bacia do Taquaruçu Grande são Latossolos, Neossolos, Plintossolos, Cambissolos e Gleissolos. De acordo com os levantamentos realizados por Tocantins (2012), a geologia da área de estudo é composta por litologias pertencentes aos domínios da Bacia Sedimentar do Parnaíba, representada pelas formações Pimenteiras e Serra Grande, do Paleozóico, e da Suíte Lajeado, do Neoproterozóico. Embrapa (2000) mostra as seguintes classes de solos para a bacia: latossolos vermelho-amarelos (52,93%); Latossolos vermelho-amarelos em associação com plintossolos Pétricos (20,67%); cambissolos háplicos em associação com neossolos Litólicos (20,34%); latossolos vermelhos (3,13%); neossolos flúvicos em associação com gleissolos háplicos (1,23%); plintossolos pétricos (1,14%) e neossolos litólicos (0,56%).

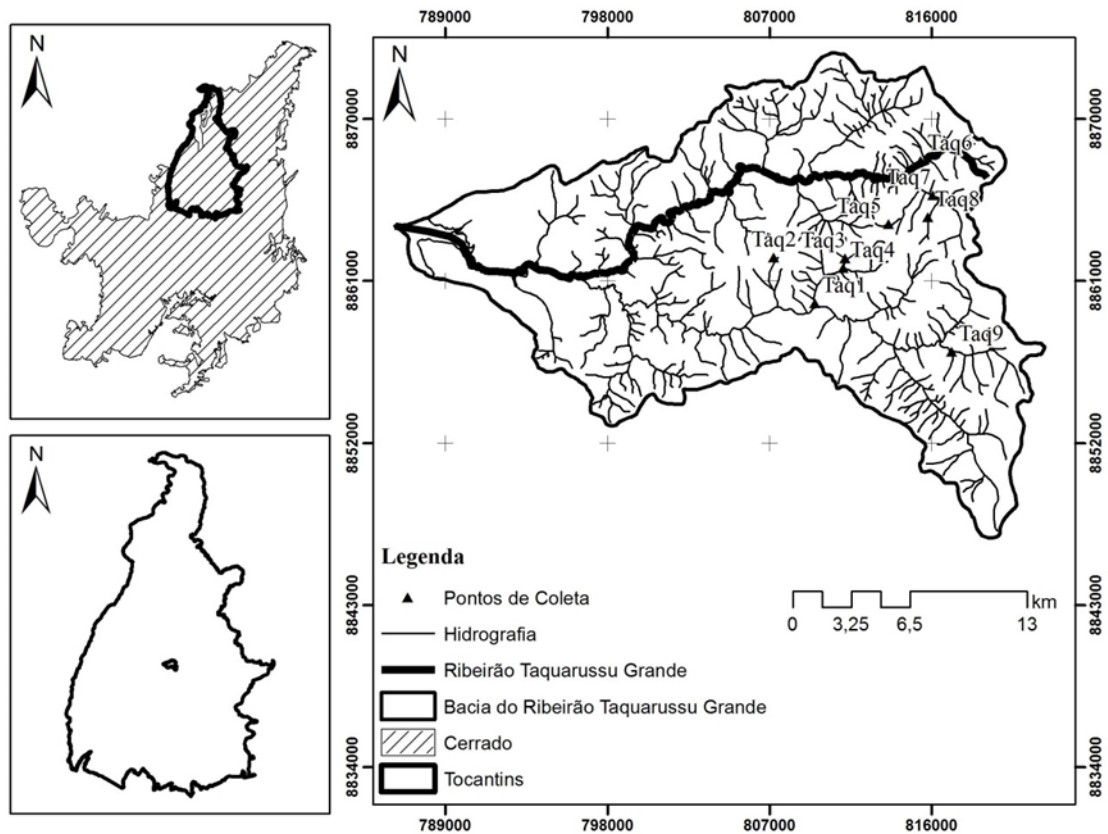


Figura 7 Artigo 2. Área de estudo, bacia hidrográfica do Ribeirão Taquarussu Grande, com indicação dos pontos amostrais. Fonte: Borba, 2016.

2.2. Macroinvertebrados

Para a coleta de macroinvertebrados foi delimitado um trecho de 200m em cada córrego, com amostragens em pontos equidistantes de 20m, totalizando 10 amostras por córrego. Foram amostrados todos os substratos presentes (folhas, troncos, raízes e sedimento) com auxílio de uma rede em “D” (0,500mm de malha e área de 0,155m²). Após coleta, as amostras foram reunidas em uma amostra composta por córrego.

No laboratório de Microbiologia Ambiental e Biotecnologia da Universidade Federal do Tocantins, as amostras foram lavadas com água pouco corrente sobre peneira com malha 0,25mm. Os macroinvertebrados retidos nas peneiras foram fixados e preservados em frasco plástico com álcool etílico hidratado (90%). A triagem, identificação e contagem foram realizadas com auxílio de estereomicroscópio (Leica modelo L2), placas de Petri, pinças e auxílio de literatura especializada (PES, HAMADA e NESSIMIAN, 2005; HAMADA e FERREIRA-KEPPLER, 2012).

2.3. Dados abióticos

Paralelamente às coletas dos macroinvertebrados (mesmos pontos de coleta) foram medidas as variáveis abióticas: temperatura, condutividade elétrica, pH, sólidos totais dissolvidos, oxigênio dissolvido e vazão utilizando sonda multiparamétrica (Horiba modelo U22-XD e Micro-molinete hidrométrico modelo Global Water FT 111).

A integridade física da cobertura vegetal às margens dos córregos e seu efeito sobre a estrutura dos córregos (e.g. sedimentação) foi analisada pelo índice de integridade de habitat (NESSIMIAN et al. 2008). Este índice consiste em 12 questões múltiplas que descrevem as condições da área de estudo baseadas na avaliação visual do uso da terra, zona ripária, características do leito e morfologia do córrego.

2.4. Métricas baseadas na fauna de macroinvertebrados

Nove métricas relacionadas à diversidade, tolerância/sensibilidade e função ecológica de macroinvertebrados aquáticos foram utilizadas para representar a qualidade ecológica dos córregos. Sendo estas: índice de Shannon, índice de Pielou, riqueza de macroinvertebrados (número de famílias), riqueza de EPT (número de famílias de Ephemeroptera + Plecoptera + Trichoptera), abundância de macroinvertebrados, abundância relativa de EPT, *Biological Monitoring Working Party* (BMWP) modificado por Monteiro et al. (2008), abundância relativa de fragmentadores e abundância relativa de detritívoros.

Foi utilizado o BMWP proposto por Monteiro et al. (2008) por ser o índice mais próximo a realidade da área de estudo (Bioma Cerrado). A classificação em grupos tróficos fragmentadores e detritívoro foi baseada em Cummins et al. (2005).

2.5. Análise dos dados

A relação entre as variáveis abióticas, incluindo o Índice de Integridade de Habitat (IIH) e as métricas baseadas na fauna de macroinvertebrados foram analisadas por correlações de Pearson.

3. Resultados

Foram coletados 615 indivíduos distribuídos em 30 famílias e nove ordens (Tabela 7). Dos quais Naucoridae foi o táxon de maior frequência nos córregos da bacia e Leptoceridae o de maior abundância.

Tabela 5 Artigo 2. Famílias de macroinvertebrados aquáticos coletadas na bacia do Taquaruçu Grande, em Tocantins.

Táxons		Frequência de ocorrência (%)	Abundância relativa (%)
Coleoptera	Elmidae	67	13,01
	Dryopidae	44	7,64
	Dytiscidae	11	0,81
	Hydrophilidae	11	0,16
	Gyrinidae	11	0,16
	Noteridae	33	1,30
	Ptylodactylidae	22	0,49
Diptera	Simuliidae	44	4,07
	Chironomidae	44	1,95
Lepdoptera	Pyralidae	11	0,16
Trichoptera	Hydropsychidae	67	10,08
	Leptoceridae	56	15,93
	Calamoceratidae	33	2,76
	Odontoceridae	44	1,63
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	56	1,95
	Euthyplociidae	11	0,49
	Baetidae	44	1,46
Plecoptera	Perlidae	78	14,80
Odonata	Gomphidae	56	5,37
	Perilestidae	22	0,81
	Polythoridae	22	0,49
	Libellulidae	44	1,79
	Calopterygidae	11	0,81
	Coenagrionidae	11	0,33
Hemiptera	Naucoridae	89	7,15
	Veliidae	44	0,81
	Belostomatidae	33	0,81
	Notonectidae	33	0,65
	Gerridae	11	0,49
Megaloptera	Corydalidae	56	1,63

As métricas baseadas na fauna de macroinvertebrados são apresentadas nas Tabelas 9 e 10. De acordo com o índice BMWP de Monteiro et al. (2008) somente os córregos Taq7 e Taq8 apresentam qualidade satisfatória das águas. Esse índice foi fortemente relacionado a abundância de macroinvertebrados, riqueza total e riqueza de EPT (Tabela 10).

Tabela 6 Artigo 2. Resultados do Biological Monitoring Working Party (Monteiro et al. 2008) aplicado aos córregos da bacia Taquaruçu Grande em Palmas-TO.

Córrego	BMWP-Monteiro et al. (2008)	Classificação BMWP de Monteiro et al. (2008)
Taq1	43	Ruim
Taq2	46	Ruim
Taq3	19	Muito ruim
Taq4	36	Ruim
Taq5	37	Ruim
Taq6	44	Ruim
Taq7	97	Satisfatória
Taq8	77	Satisfatória
Taq9	31	Ruim

Tabela 7 Artigo 2. Resultados das métricas baseadas na fauna de macroinvertebrados aquáticos aplicadas aos córregos da bacia do Taquaruçu Grande, TO.

Córrego	Abundância	H	J	Riqueza total	Riqueza de EPT	EPT (%)	Proporção de EPT/total	Proporção de Fragmentadores	Proporção de Detritívoros
Taq1	77	1,45	0,66	9	3	80,52	80,52	0,00	1,30
Taq2	115	1,71	0,69	12	6	37,39	37,39	39,13	0,87
Taq3	19	1,57	0,81	7	2	47,37	47,37	36,84	0,00
Taq4	30	2,37	0,90	14	4	43,33	43,33	23,33	16,67
Taq5	65	1,62	0,83	7	3	52,31	52,31	1,54	0,00
Taq6	43	2,01	0,81	12	3	53,49	53,49	4,65	6,98
Taq7	169	2,10	0,74	17	6	55,03	55,03	0,59	2,37
Taq8	69	2,34	0,84	16	5	23,19	23,19	7,25	10,14
Taq9	28	1,53	0,79	7	3	32,14	32,14	0,00	10,71

Tabela 8 Artigo 2. Correlações das métricas baseadas na fauna de macroinvertebrados coletados na bacia do Taquaruçu Grande, TO.

Métricas		Abundância	H	J	Riqueza total	Riqueza de EPT	EPT (%)	Proporção de EPT/total	Proporção de Fragmentadores	Proporção de Detritívoros
BMWP-Monteiro et al. (2008)	r	0,808	0,550	-0,160	0,836	0,775	-0,077	-0,077	-0,384	0,002
	p	0,008	0,125	0,680	0,005	0,014	0,844	0,844	0,308	0,995

Nota: Valores em negrito significativos a 0,05. r = correlação de Pearson, p = significância do teste.

O BMWP foi correlacionado (positivamente) aos valores de pH, mas não a outras variáveis abióticas, incluindo o Índice de Integridade de Habitat (Tabela 11). As demais métricas baseadas na fauna de macroinvertebrados também não foram correlacionadas às características físicas, químicas ou estruturais do ambiente (Tabela 11).

Os valores das variáveis abióticas e do Índice de Integridade de Habitat são apresentados na Tabela 12. Em geral, as águas dos córregos da bacia do Ribeirão Taquaruçu Grande são bem oxigenadas, com baixa condutividade elétrica, pH alcalino e baixa concentração de STD, com exceção dos córregos Taq8 e Taq9 que apresentaram altos valores de condutividade elétrica e STD (Tabela 12). Os valores de condutividade elétrica e STD contradizem o observado com o índice BMWP, visto que o Taq 8 apresentou qualidade satisfatória das águas.

Tabela 9 Artigo 2. Correlações entre métricas baseadas na fauna de macroinvertebrados e dados abióticos, incluindo o Índice de Integridade de Habitat para os córregos da bacia Taquaruçu Grande, TO.

Métricas		BMWP-Monteiro et al. (2008)	Proporção de Fragmentadores	Proporção de Detritívoros	Proporção de EPT/total	Abundância	EPT (%)	H	J	Riqueza total	Riqueza de EPT
Temperatura	r	0,348	-0,063	0,123	-0,525	0,082	-0,525	0,182	-0,070	0,263	0,336
	p	0,359	0,873	0,753	0,146	0,834	0,146	0,639	0,858	0,495	0,376
Oxigênio dissolvido	r	-0,379	-0,366	-0,134	0,642	-0,170	0,642	-0,505	-0,143	-0,523	-0,555
	p	0,315	0,332	0,732	0,063	0,662	0,063	0,166	0,713	0,149	0,121
pH	r	0,669	-0,572	0,308	-0,430	0,336	-0,430	0,541	0,285	0,528	0,487
	p	0,049	0,108	0,421	0,249	0,376	0,249	0,133	0,457	0,144	0,184
Sólidos totais dissolvidos	r	-0,106	-0,308	0,562	-0,571	-0,364	-0,571	-0,042	0,213	-0,170	-0,116
	p	0,787	0,420	0,115	0,108	0,336	0,108	0,914	0,583	0,662	0,767
Condutividade elétrica	r	0,031	-0,291	0,491	-0,608	-0,271	-0,608	-0,003	0,125	-0,063	-0,022
	p	0,936	0,447	0,180	0,082	0,481	0,082	0,994	0,749	0,872	0,956
Vazão	r	0,212	-0,460	0,182	-0,234	0,159	-0,234	-0,162	-0,088	-0,061	0,099
	p	0,583	0,213	0,640	0,544	0,682	0,544	0,678	0,821	0,875	0,800
Largura	r	0,246	-0,537	0,272	-0,343	0,089	-0,343	-0,057	0,078	-0,031	0,079
	p	0,523	0,136	0,479	0,366	0,819	0,366	0,885	0,842	0,937	0,840
Profundidade	r	0,027	-0,549	0,026	-0,217	0,044	-0,217	-0,358	-0,025	-0,343	-0,066
	p	0,946	0,126	0,947	0,575	0,911	0,575	0,345	0,949	0,367	0,866
HII	r	-0,128	0,412	-0,398	0,512	0,088	0,512	0,051	-0,120	0,077	-0,045
	p	0,743	0,271	0,289	0,158	0,823	0,158	0,895	0,759	0,844	0,908

Nota: valores em negrito significativos a 0,05. r = correlação de Pearson, p = significância do teste.

Tabela 10 Artigo 2. Caracterização física e química dos córregos amostrados na bacia Taquaruçu Grande, Estado Tocantins, Brasil.

Córrego	Ordem	Larg. (cm)	Prof. (cm)	Vazão (m³/s)	Temp. (°C)	OD (mg/L)	pH	CE (μS/cm)	STD (ppm)	HII
Taq1	1	37	10	0,0028	24,7	8,48	5,28	20,0	10,0	0,92
Taq2	1	27	10	0,0014	25,6	7,29	5,49	20,0	10,0	0,93
Taq3	1	40	6	0,0012	23,1	8,06	4,90	20,0	10,0	0,92
Taq4	1	54	5	0,0007	22,1	8,04	5,51	20,0	18,0	0,89
Taq5	2	90	28	0,0188	23,2	8,25	5,92	10,0	10,0	0,88
Taq6	1	44	8	0,0012	22,6	8,25	5,72	20,0	12,0	0,96
Taq7	2	170	22	0,1271	22,8	8,22	5,89	20,0	10,0	0,81
Taq8	2	100	12	0,0150	30,7	6,60	6,29	62,0	30,4	0,77
Taq9	2	263	44	0,2038	24,9	8,54	5,69	90,0	60,0	0,56
Desvio Padrão	0,527	2,638	0,628	0,401	26,476	16,829	0,073	78,337	12,92	--

4. Discussão

Métricas baseadas na abundância, riqueza, estrutura e sensibilidade de comunidades aquáticas têm sido amplamente utilizadas no biomonitoramento de ecossistemas lóticos (COUCEIRO et al. 2012), visto que medidas de variáveis abióticas podem ser mascaradas pelo fluxo das águas, que dilui ou carrega o estressor a jusante do ponto amostrado (POLAZ, 2013).

A bacia hidrográfica do Taquaruçu Grande apresenta 10% de área urbana, 23% de mata de galeria e 65,7% de Cerrado, sendo que do Cerrado 20,66% é ocupada por produção agropecuária semi-intensiva (XAVIER, 2015). Assim, embora os córregos amostrados apresentem boa qualidade física, química e estrutural (IIH), quando considerada a fauna, a sensibilidade dos táxons expressa como pontuação no BMWP, os córregos amostrados apresentam, em geral, baixa qualidade (ruim).

O BMWP foi ainda correlacionado a três outras métricas consideradas importantes para monitoramentos aquáticos, especialmente a riqueza de EPT (ROSENBERG e RESH, 1993) e riqueza de Família (COUCEIRO et al. 2012). Soma-se ainda que a fauna de EPT e a riqueza de famílias têm sido indicadas como fortemente congruentes com a comunidade quando identificada em gêneros, ou seja, podem ser representativos da diversidade (HEINO et al. 2007; LOVELL et al. 2007). Deste modo, sua informação não pode ser ignorada a despeito da qualidade abiótica dos córregos.

Everaert et al. (2014) estudaram as preferências abióticas de macroinvertebrados aquáticos em três bacias localizadas no Equador, Etiópia e Vietnã. e sugerem que há associações entre famílias de macroinvertebrados e variáveis físico-químicas que são dependentes da bacia hidrográfica. Por exemplo, famílias tolerantes à poluição, como Chironomidae, não apresentaram clara preferência abiótica. Já famílias sensíveis à poluição, como Leptophlebiidae, estiveram fortemente associadas a oxigênio dissolvido e velocidade da corrente. Para a família Libellulidae, o efeito do oxigênio dissolvido foi diferente em três bacias estudadas, sendo que o aumento das concentrações de OD foi associado a alta probabilidade da presença de Libellulidae em bacia equatoriana, mas não em bacias vietnamita e etíope, onde se mostrou menos responsiva a esta variável. A mesma família foi favorecida pela velocidade da corrente em bacias equatoriana e vietnamita, mas não em bacia etíope Bonada et al. (2008) verificou que a resposta de macroinvertebrados à poluição variava entre eco regiões mediterrâneas. Também, nos EUA, Zuellig e Schmidt

(2012) encontraram composições da comunidade de macroinvertebrados dissimilares entre regiões.

Ainda de acordo com Everaert et al. (2014), as associações entre macroinvertebrados e fatores abióticos parecem ser rio-específicas e assim, não automaticamente transferíveis entre bacias hidrográficas nos trópicos. Os baixos valores de BMWP que não se correlacionam com as variáveis físico-químicas podem indicar que as comunidades de macroinvertebrados da bacia do Ribeirão Taquaruçu não apresentam a mesma correlação com os parâmetros abióticos desta bacia que aquelas no estudo de Monteiro et al. (2008) para a bacia do Rio Meia-Ponte-GO.

Mesmo fazendo parte da Área de Preservação Ambiental do Lajeado, o Taquaruçu Grande vem sofrendo pressão antrópica pelo processo de urbanização que altera negativamente a integridade da bacia. A pressão antrópica traz uma expressiva perda das características físicas e químicas e conseqüentemente a redução da biodiversidade aquática (CALLISTO et al. 2004). Porém, somente o pH foi correlacionado a uma métrica biótica, estando associado ao aumento do BMWP. Desse modo não é possível inferir quais mudanças no ambiente estão influenciando a comunidade de macroinvertebrados aquáticos. Segundo Thorne e Williams (1997), a relação entre fatores físico-químicos individuais e macroinvertebrados pode ser muito complexa em países em desenvolvimento, devido a presença de efluentes domésticos e urbanos não-tratados.

As variáveis condutividade elétrica e concentração de sólidos totais dissolvidos, associadas aos impactos antrópicos como enriquecimento orgânico (COUCEIRO et al. 2007) e erosão dos solos (NASCIMENTO et al. 2015) são duas variáveis importantes na estruturação da comunidade aquática (COUCEIRO et al. 2007, 2010). Estas variáveis foram altas em dois córregos avaliados (Taq8 e Taq9), mas não foram correlacionadas as métricas biológicas utilizadas. O Taq8 foi um dos dois córregos considerados como tendo qualidade satisfatória de suas águas baseadas no BMWP. A mesma observação pode ser relacionada ao III, que foi mais baixo nos córregos Taq8 e Taq9. Esses resultados pode ser efeito do substrato predominante nesses córregos, o leito de lajedo com pouco acúmulo de matéria orgânica (substrato pobre), de modo que um reduzido incremento orgânico pode contribuir a favor da fauna, agindo como um distúrbio intermediário aumentando a riqueza (CONNEL, 1978) e conseqüentemente a pontuação no BMWP, mas um incremento mais efetivo, como aconteceu no Taq9 (baseado nos valores de condutividade elétrica e STD), pode influenciar negativamente a comunidade.

Melo (2009) apontou que o tamanho do córrego e a condutividade explicaram a maior parte da variabilidade na comunidade de macroinvertebrados em um córrego tropical. Isso porque a condutividade pode ser vista como uma medida geral de perturbação pois integra variáveis relativas à poluição como minerais e poluentes inorgânicos (D'HEYGERE et al. 2003).

5. Conclusão

O córrego Taquaruçu Grande é um dos mais importantes tributários do lago da UHE Lajeado, que por sua vez é utilizado no abastecimento público da capital do Estado do Tocantins (Palmas). A avaliação da bacia hidrográfica utilizando a fauna de macroinvertebrados revelou que os córregos estão sofrendo pressão das cidades do entorno com modificação redução de táxons sensíveis e que não é detectado pelas variáveis abióticas.

Agradecimentos

Agradecemos o apoio financeiro do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico pela bolsa de doutorado e fomento (Processos 550912/2010-0 e 407676/2013-9); ao Programa de Doutorado Biodiversidade e Biotecnologia da Amazônia Legal (Bionorte); e aos Laboratório de Microbiologia Ambiental e Biotecnologia da UFT e Laboratório de Ecologia de Insetos Aquáticos, UVV.

Referencias

1. ANDRADE, H. T. A.; SANTIAGO, A. S.; MEDEIROS, J. F. 2008. Estrutura da Comunidade de Invertebrados Bentônicos com Enfoque nos Insetos Aquáticos do Rio Piranhas-Assu, Rio Grande do Norte, Nordeste do Brasil. *EntomoBrasilis* 1(3): 51-56.
2. ALLAN, J. D. 2004. Landscapes and riverscapes, the influence of land use on stream ecosystems. *The Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35: 257-284. Allee, W.C. 1930. Concerning Community Studies. *Ecology*, 11: 621-630.
3. ARIAS, A. R. L. et al. 2007. Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos. *Ciência e Saúde Coletiva*, v.12, p. 61-72.
4. BONADA, N. et al. 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: A comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*, 51: 495-523.
5. BONADA N, et al. 2008. Multi-scale assessment of macroinvertebrate richness and composition in Mediterranean-climate rivers. *Freshw Biol* 53: 772–788.
6. CALLISTO, M.; GONÇALVES, Jr., J. F.; MORENO, P. 2004. Invertebrados aquáticos como bioindicadores. In: *Navegando o Rio das Velhas das Minas aos Gerais*. Belo Horizonte: UFMG, v.1, p. 1-12.
7. COUCEIRO, et al. 2012. A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. *Ecological Indicators* 18 118–125.
8. COUCEIRO S. R. M., et al. 2010. Effects of anthropogenic silt on aquatic macroinvertebrates and abiotic variables in streams in the Brazilian Amazon. *J. Soils Sediments*. 10, 89–113.
9. COUCEIRO, S. R. M., et al. 2007. Deforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban streams in Manaus, Amazonas, Brazil. *Hydrobiologia* 575, 271–284.
10. CONNELL, J. H. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science, New Series*, Vol. 199, No. 4335. (Mar. 24, 1978), pp. 1302-1310.
11. Cummins, K. W. et al. 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Stud. Neotrop. Fauna E.* 40, 69-89.
12. CARRERA, C. e FIERRO, K. Manual de monitoreo: los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua. *EcoCiência*. Quito. 2001.
13. D'HEYGERE, T.; GOETHALS P. L. M. DE PAUW, N. (2003). Use of genetic algorithms to select input variables in decision tree models for the prediction of benthic macroinvertebrates. *Ecol Model* 160: 291–300.
14. EVERAERT, G. et al. (2014). Comparison of the Abiotic Preferences of Macroinvertebrates in Tropical. *River Basins*. *PLoS ONE* 9(10): e108898. doi:10.1371/journal.pone.0108898.
15. FLOTTEMERSCH, J. E.; et al. 2006. Development of a standardized large river bioassessment protocol (LR-BP) for macroinvertebrate assemblages. *River Res. Applic.*, v.22, n.7, p. 775-790.
16. HAMADA, N. e FERREIRA-KEPPLER, R. L. 2012. (Org.). *Guia ilustrado de insetos aquáticos e semiaquáticos da Reserva Florestal Ducke*. Manaus: EDUA, 198p.
17. HEINO, J. et al. 2007. Ecological filters and variability in stream macroinvertebrate communities: do taxonomic and functional structure follow the same path? *Ecography* 30: 217-230.

18. LOVELL, S. et al. 2007. Assessment of congruency across invertebrate taxa and taxonomic levels to identify potential surrogates. *Biological Conservation*, 139: 113-125.
19. MARTINS, J. C. e COSTA, J. C. 2009. Os Macroinvertebrados no Ensino da Biologia. Centro de Formação da Associação de Escolas do Mar ao Zêzere, Portugal.
20. MELO A. S. (2009). Explaining dissimilarities in macroinvertebrate assemblages among stream sites using environmental variables. *Zoologia* 26: 79–84.
21. MONTEIRO, T. R., OLIVEIRA, L. G., e GODOY, B. S. (2008). Biomonitoramento da qualidade da água utilizando macroinvertebrados bentônicos: Adaptação do Índice Biótico BMWP à Bacia do Rio Meia Ponte - GO. *Oecologia Brasiliensis*, 12(3), 553–563.
22. MORENO, P. e CALLISTO, M. 2005. Bioindicadores de qualidade de água ao longo da bacia do Rio das Velhas (MG). In: Silveira M. (ed.). *Bioindicadores de qualidade de água*, capítulo 5, Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna.
23. NASCIMENTO, B. L. M. et al. 2015. Comportamento e avaliação de metais potencialmente tóxicos (Cu (II), Cr (III), Pb(II) e Fe(III)) em águas superficiais dos Riachos Capivara e Bacuri Imperatriz-MA, Brasil. *Eng Sanit Ambient* v.20 n.3 369-378.
24. NESSIMIAN, J. L. et al. 2008. Land use, habitat integrity and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia* 614(1):117-131.
25. PES, A. M. O.; HAMADA, N. e NESSIMIAN, J. L. 2005. Chaves de identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia*, Curitiba, 49(2): 181-204.
26. POLAZ, 2013. Caracterização da ictiofauna e aplicação de índices de integridade biótica no Parque Nacional Mato-grossense, Piconé, MT. Tese de doutorado apresentada á Escola de Engenharia de São Carlos. Programas de Ciências da Engenharia Ambiental. 195p.
27. RANZANI, G. Solos e aptidão agrícola das terras do município de Palmas – Tocantins. Palmas: UNITINS, 2002. 85p.
28. ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. 1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York, p. 1-9.
29. SANTOS, B. B. M.; GUSMÃO, P.P. de. Ampliando o debate sobre a lei das águas: uma consideração sobre os conflitos socioambientais. In... SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 20., 2013, Bento Gonçalves. Anais...Porto Alegre: ABRH, 2013. 1.CD-ROM.
30. THORNE R e WILLIAMS P 1997. The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. *Freshw Biol* 37: 671–686.
31. TOCANTINS (Estado). Secretaria de Planejamento e Meio Ambiente. Diretoria de Zoneamento Ecológico-Econômico. Atlas do Tocantins: Subsídios ao planejamento da Gestão Territorial. Palmas: SEPLAN, 2012.
32. UNITINS. Plano de manejo da sub-bacia do Ribeirão Taquaruçu Grande – (SOS Taquaruçu). Palmas-TO: Fundação Universidade do Tocantins/Fundo Nacional do Meio Ambiente. Palmas, 1999.
33. VOROSMARTY, C. J. et al. 2010. Rivers in Crisis: Global Water Insecurity for Humans and Biodiversity. *Nature*, 467: 555-561.
34. XAVIER, J. C. Avaliação da qualidade da água em riachos de cabeceira e o uso da terra na bacia Araguaia-Tocantins. 2015, 60 P. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em Engenharia Ambiental). Universidade federal do Tocantins, Palmas, TO.

35. ZUELLIG R. e SCHMIDT T. S. (2012). Characterizing invertebrate traits in wadeable streams of the contiguous US: differences among ecoregions and land uses. *Freshw Sci* 31: 1042–1056.

PREFERÊNCIA ALIMENTAR DE MACROINVERTEBRADO FRAGMENTADOR (*Phylloicus* sp.) POR ESPÉCIES VEGETAIS (*Chrysophyllum oliviforme* e *Miconia chartacea*) APÓS CONDICIONAMENTO EM CÓRREGOS DE DIFERENTES BIOMAS³

Resumo: Macroinvertebrados fragmentadores comem folhas preferencialmente condicionadas por fungos e bactérias que lhes oferece uma maior palatabilidade. Nas espécies do cerrado esse condicionamento está também associado às altas concentrações de elementos químicos limitantes à palatabilidade como alto teor de lignina e celulose, que tornam as folhas menos atrativas para os fragmentadores. O trabalho teve como objetivo avaliar a preferência alimentar de macroinvertebrados fragmentador (*Phylloicus* sp.) por material vegetal de dois diferentes biomas (Cerrado e Mata Atlântica), após condicionamento em riacho de Mata Atlântica, observando suas características físicas e químicas. Foram coletadas folhas senescentes do aporte vegetal (AV) de espécies nativas da vegetação ripária nesses dois biomas, com periodicidade mensal em um trecho de 500m de um córrego em cada bioma. O experimento foi delineado com dois tratamentos. O primeiro (T1) compreendeu discos de folhas do Cerrado (*Chrysophyllum oliviforme*) mais discos de folhas da Mata Atlântica (*Miconia chartacea*), que foram condicionadas em córrego de Mata Atlântica. O segundo tratamento (T2) envolveu discos de folhas da Mata Atlântica condicionadas em córrego da Mata Atlântica mais discos de folhas da Mata Atlântica condicionadas em córrego do Cerrado. Os dois testes apontaram diferenças significativas entre os dois tratamentos (T1 e T2). Para T1 houve consumo de discos de folha de *M. chartacea* por *Phylloicus* sp, mas não houve consumo dos discos de *C. oliviforme*, de Cerrado. Para T2, houve o consumo, porém a preferência pelas folhas de *M. chartaceae* condicionadas no córrego da Mata Atlântica foi consideravelmente maior. Os resultados apontam que *Phylloicus* sp, apresentou preferência alimentar pelo detrito de bioma de Mata Atlântica e rejeição pelo detrito do bioma Cerrado.

Palavra-chave: Consumo de detrito foliar, Diferentes Biomas, Macroinvertebrados, Fragmentador.

³ Artigo submetido ao periódico *Brazilian Journal of Biology* em 16 de outubro de 2016.

Introdução

O processo de decomposição constitui um dos mais importantes na ciclagem de nutrientes e transformação de energia em ecossistemas aquáticos (Gimenes et al. 2010), e é iniciado pelas forças físicas de lixiviação, e pelos macroinvertebrados fragmentadores que transformam detritos em matéria orgânica particulada (Ward e Stanford 1995; Callisto e Esteves, 1998; Carvalho e Uieda, 2004). O detrito proveniente da vegetação ripária, sobretudo nos rios sombreados de pequenas ordens, é a transformação da matéria orgânica particulada grossa (MOPG) em matéria orgânica particulada fina (MOPF), por macroinvertebrados fragmentadores, constituindo-se em uma importante fonte de alimento para outros organismos (Graça 2001; Benfield 2007).

A denominação do termo fragmentador é atribuída aos macroinvertebrados aquáticos que mastigam folhas, gravetos e outros detritos orgânicos que entram nos sistemas aquáticos (Merritt e Cummins, 1996). Tais organismos possuem aparato bucal com adaptações para macerar e retalhar grandes partículas de matéria orgânica (Cushing e Allan 2001).

O gênero *Phylloicus* (Calamoceratidae Trichoptera) tem sido considerado o fragmentador mais comum dentre os que compõem esta guilda trófica (Moretti e Callisto 2005), pois são exclusivamente fragmentadoras de detritos foliares e utilizam estes recursos tanto para alimentação quanto para a construção de casulos, sendo que sua atividade de fragmentação pode ter grande contribuição dentro do processo de decomposição foliar em riachos (Wantzen e Wagner, 2006; Moretti, 2009). De acordo com Jinggut e Yule (2015), estes fragmentadores são menos abundantes em riachos tropicais porque o detrito em riachos temperados é de melhor qualidade, além da sua preferência por temperaturas mais amenas. No entanto, Tonello et al. (2014) mostraram que fragmentadores típicos têm importância como consumidores de detrito em córregos subtropicais, mesmo quando representam menos de 10% da comunidade total de invertebrados. Segundo Tonello et al. (2016), o aumento da abundância relativa de *Phylloicus* em determinada época do ano aumenta a fragmentação do detrito cerca de 4x. Também Ferreira et al. (2006) mostrou aumento na perda de biomassa foliar na presença de fragmentadores. Gonçalves et al. (2007) observaram que uma alta densidade de fragmentadores foi responsável por alta perda de massa foliar de *Protium brasiliense* em um riacho tropical. Assim, a atividade de fragmentadores é importante porque promovem a fragmentação do detrito foliar e contribuem para a facilitação da colonização microbiana (Graça, 2001).

A preferência alimentar dos fragmentadores está intimamente associado à qualidade das folhas medida pelas características físicas (p.ex. dureza) e químicas (p. ex. conteúdos nutricionais e compostos orgânicos solúveis e insolúveis) dos detritos (Gessner e Chauvet 1994; Hladyz et al. 2009). A palatabilidade da folha é aumentada pela atividade fúngica e bacteriana sobre este material, considerada o condicionamento do detrito pela microbiota (Graça e Cressa 2010). Segundo Wantzen e Junk (2000) a qualidade do material vegetal proveniente da área ripária em solos ácidos como do Cerrado dificulta o estabelecimento da colonização por fungos e bactérias, que conseqüentemente diminui a atração dos fragmentadores por falta de palatabilidade, fazendo com que a decomposição da vegetação ripária seja mais lenta. O presente estudo teve como objetivo avaliar a preferência alimentar de um macroinvertebrado fragmentador (*Phylloicus* sp.) por material vegetal de dois diferentes biomas (Cerrado e Mata Atlântica), quando condicionado em córregos destes dois biomas.

Material e Métodos

Obtenção e condicionamento do material vegetal alóctone

O material vegetal foi obtido em córregos de cabeceira de primeira ordem, localizados nas coordenadas (10° 15' 35''S, 48° 07' 54''O Bioma Cerrado e 20° 02' 21''S, 40° 31' 54''O no Bioma de Mata Atlântica (figura 8), sendo o Córrego Buritizal, inserido em Área de Preservação Ambiental no Cerrado da região central do Estado do Tocantins, e o Córrego Banana, inserido em um fragmento secundário de Mata Atlântica no município Santa Leopoldina, no Estado do Espírito Santo, com leito sombreado e protegido pela vegetação ripária.

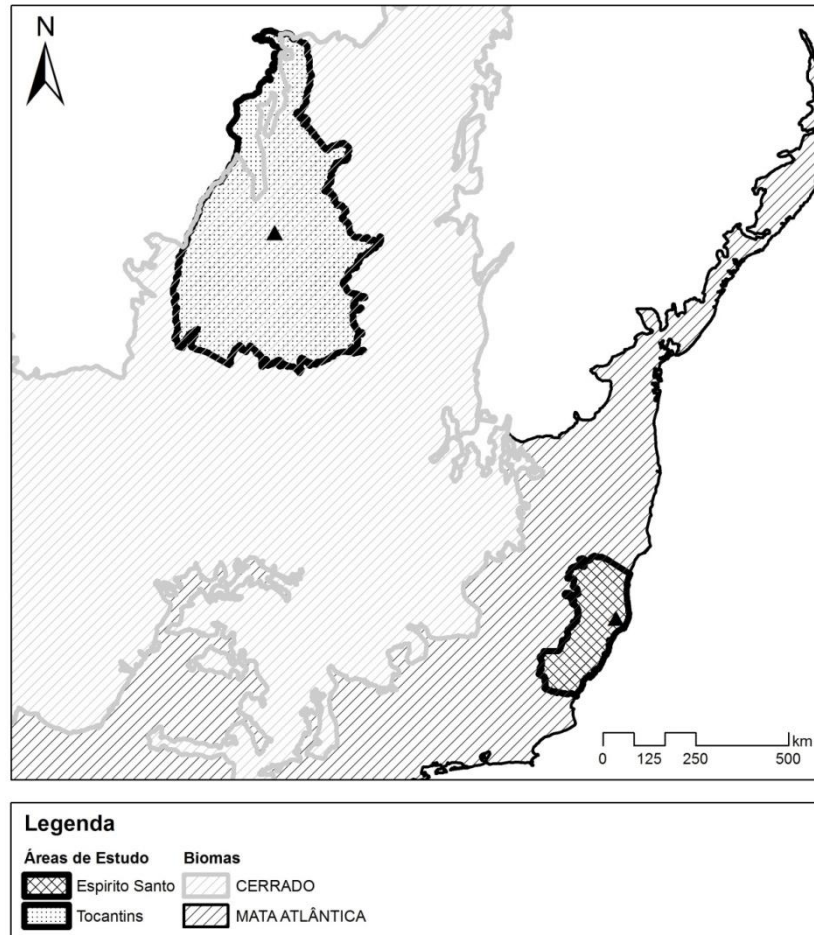


Figura 8 Artigo 3. Localização das áreas de estudo (Borba, 2015).

Foram coletadas folhas senescentes do aporte vegetal (AV) de espécies nativas da vegetação ripária nos dois biomas no período de agosto de 2014 a janeiro de 2015. Para isso foi delimitado um trecho de 500m, onde foram fixadas cinco redes de interceptação (1m x 1m) distribuídas de forma equidistante à margem do córrego. A cada mês, o material vegetal retido nas redes foi coletado, colocado em sacos plásticos individuais e levado ao laboratório de Coleção Biológica da Universidade Federal do Tocantins (TO) e ao Laboratório de Ecologia de Insetos Aquáticos da Universidade Vila Velha (ES). Ao término das coletas foi selecionada a espécie mais abundante nas redes. A espécie *Chrysophyllum oliviforme* foi selecionada no Bioma Cerrado e a espécie *Miconia chartacea* no bioma Mata Atlântica.

Para o experimento de preferência alimentar, foram condicionadas folhas da espécie da Mata Atlântica no córrego de Cerrado e folhas do Cerrado no córrego da Mata Atlântica. No córrego Buritizal, os *litterbags* contendo folhas da Mata Atlântica (*Miconia chartacea*) foram dispostos em local de correnteza moderada. No córrego da Banana, foram condicionadas as folhas do Cerrado (*Chrysophyllum oliviforme*) e da Mata Atlântica (*Miconia chartacea*). Após

10 dias de condicionamento em *litterbags* de 30x30cm, com malha de 10µm, as folhas foram retiradas e encaminhadas ao laboratório para utilização no experimento de preferência alimentar.

Coleta de Invertebrados

Para o teste de preferência, foram capturadas 40 larvas do fragmentador *Phylloicus* sp. no córrego da Banana, e levadas para laboratório. As larvas foram colocadas em frascos plásticos e adicionadas substratos (cascalho, folhas e água) do local de coleta para simular o ambiente natural e diminuir o estresse de coleta nos organismos.

Delineamento experimental

O estudo foi conduzido no complexo laboratorial BIOPRATICAS da Universidade Vila Velha – UVV em Vila Velha-ES. O experimento foi delineado com dois tratamentos. O primeiro tratamento (T1) compreendeu discos de folhas do Cerrado mais discos de folhas da Mata Atlântica que foram condicionadas em córrego de Mata Atlântica. O segundo tratamento (T2) envolveu discos de folhas da Mata Atlântica condicionadas em córrego da Mata Atlântica mais discos de folhas da Mata Atlântica condicionadas em córrego do Cerrado. Foram feitas 20 réplicas para T1 e 20 réplicas para T2. As larvas foram selecionadas por tamanho e colocadas separadas por um período de 24 horas em jejum para iniciar o procedimento. Posteriormente foram colocadas individualmente em aquários contendo 400ml de água filtrada do córrego da Mata Atlântica. A água dos aquários foi oxigenada durante toda a realização do experimento para manter oxigenação semelhante à situação natural do córrego. No fundo dos aquários, foram colocados dois alfinetes, cada alfinete com um disco de folha correspondente para cada tratamento. Esses discos foram oferecidos aos fragmentadores. Para cada réplica, um par de pequenos *litterbags*, contendo discos controle foi colocado na parede do aquário de forma que ficassem submersos (Graça et al. 2005).

Após o período de consumo de dois terços da área de cada disco, as larvas do fragmentador e os discos de folhas foram retirados, os discos secos em estufa a 60°C, por um período de 48 horas e calculado sua estimativa de consumo pela diferença de peso entre o disco controle e o disco consumido pela larva e posteriormente calculado pelo teste Teste t-segundo Graça et al. (2005).

Determinação da dureza

Para a obtenção da dureza foliar das espécies em estudo, foi utilizado um dispositivo de força que permitiu verificar a resistência dos discos foliares, descrito por Graça et al. (2001). Foi utilizado um total de nove discos para cada espécie vegetal, umidificado anteriormente com água destilada, estimando-se a força necessária para romper o disco foliar por grama de areia e a dureza expressa em quilo Newton (kN) de resistência do peso.

Determinação do teor de Taninos

Para a determinação de teores de taninos foram utilizadas 250mg de folha das espécies (*Chrysophyllum oliviforme* e *Miconia chartacea*), após serem secas a 60°C por 48 horas em estufa, foram trituradas e em seguida adicionados 3ml de solução extratora de acetona 70%. A amostra foi homogeneizada utilizando-se vortex por trinta segundos. Após uma hora de descanso, a amostra foi colocada em centrífuga com rotação de 5000RPM durante vinte minutos. Em uma placa de *Petri* com gel de agarose e ácido acético, foram feitos anéis com um cortador de cortiça (*cork borer*) de 4mm de diâmetro. Utilizando uma pipeta automática pipetou-se 30µL do sobrenadante da amostra e cuidadosamente colocou-se nos círculos na placa de *Petri*, em seguida a placa foi levada para geladeira por 48 horas. Esse procedimento foi feito em triplicata. Após as 48 horas, foi feita a leitura do halo de precipitação. A quantificação foi realizada utilizando-se os halos padrão obtida na curva de calibração. A curva de calibração foi feita com soluções com diferentes concentrações de ácido tânico (1, 2, 3, 5, 10, 15, 20, 25mg/µl). A partir das imagens digitais obtidas, e utilizando-se o software *ImageJ* (Rasband, 2007) foi realizado o cálculo da área para o dimensionamento do diâmetro dos anéis.

Determinação de Lignina e Celulose

Na determinação de lignina e celulose foi utilizado 250mg de folhas de cada espécie, previamente trituradas. Os compostos estruturais foram removidos após a lavagem em solução de ácido detergente e de ácido sulfúrico a 72%. O primeiro composto removido foram as fibras, depois a celulose e por fim a lignina. Para os dois últimos compostos os resultados

foram obtidos pela diferença de peso após a queima em mufla a 550°C por 5 horas segundo (Graça et al. 2005).

Resultados

Preferência Alimentar

As larvas de *Phylloicus* sp. apresentaram preferência de consumo. No tratamento 1 (T1: discos de folhas do Cerrado mais discos de folhas da Mata Atlântica condicionadas em Mata Atlântica), houve consumo de discos de folha de *Miconia chartacea* mas não houve consumo dos discos de *Chrysophyllum oliviforme* (figura 9-A). Também no tratamento 2 (T2: discos de folhas da Mata Atlântica condicionadas em Mata Atlântica mais discos de folhas da Mata Atlântica condicionadas em Cerrado), houve o consumo das folhas de *Miconia chartacea* condicionadas nos dois biomas, porém a preferência pelas folhas condicionadas no córrego da Mata Atlântica foi consideravelmente maior (figura 9-B).

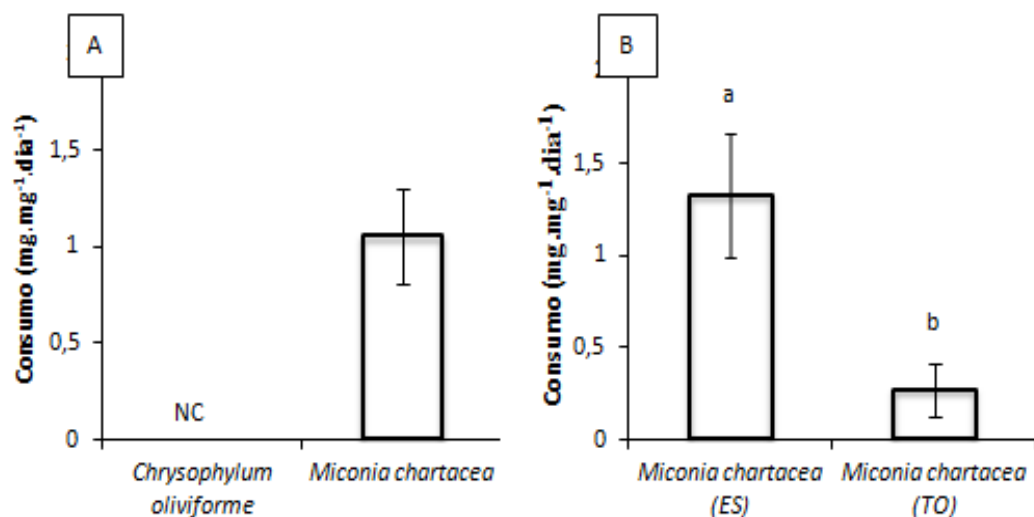


Figura 9 Artigo 3. Resultados da preferência alimentar para T1 (A) e T2 (B).

Caracterização física e química do material vegetal

A equação da regressão linear para a curva de calibração construída com padrão ácido tânico foi $y=0,0196x+0,0264$. O coeficiente de determinação apresentou $R^2= 0,998$, evidenciando excelente padrão (Figura 10).

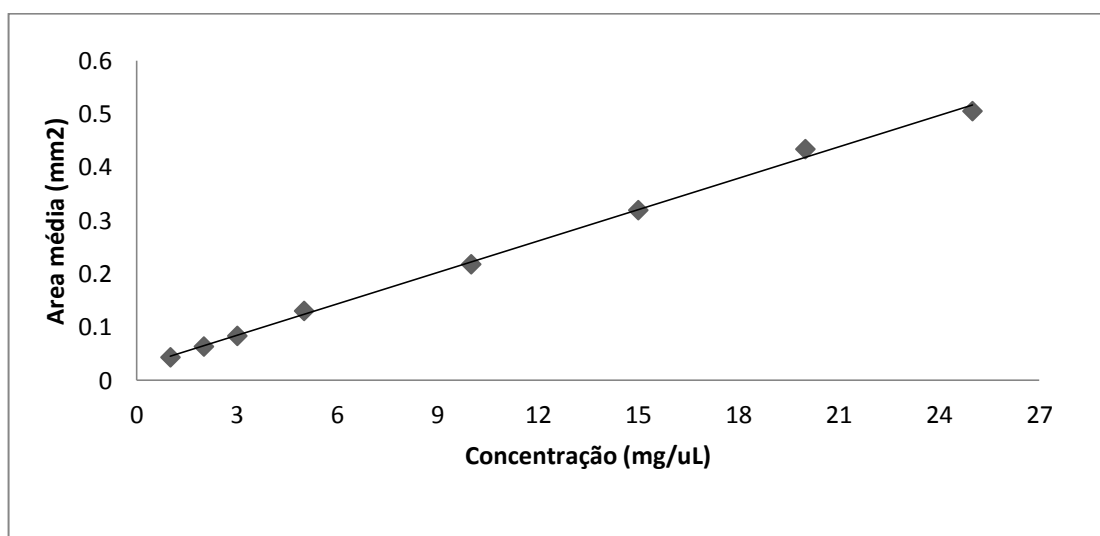


Figura 10 Artigo 3. Curva de Calibração de taninos.

A concentração de taninos mostrou-se superior em folhas de *Chrysophyllum oliviforme* (0,121 mg/g), em comparação às folhas de *Miconia chartacea* (0,071mg/g) (Figura 11). Também após o período de incubação em córrego da Mata Atlântica, as concentrações de tanino foram mais elevadas em folhas de *C. oliviforme* (0,044mg/g) que em *M. chartacea* (0,033mg/g) após condicionamento (Figura 11) *M. chartacea* Inc ES e *C. oliviforme* Inc ES. Para *M. chartacea*, não houve diferença significativa na concentração de taninos após incubação em qualquer dos biomas (Figura 11) *M. chartacea* Inc TO e *M. chartacea* Inc ES.

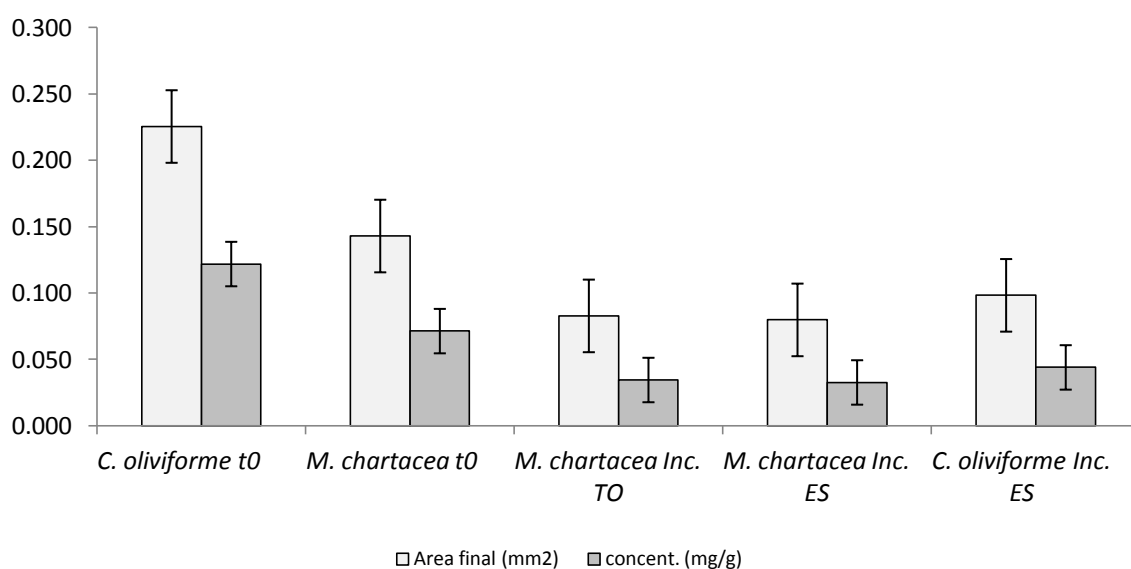


Figura 11 Artigo 3. Concentração de tanino (mg/g) por área (mm²).

A dureza foi maior em folhas de *C. oliviforme* do que em *M. chartacea* (Tabela 13), tanto antes quanto após condicionamento nos córregos. Quando comparados os valores de dureza em folhas de *M. chartacea* após incubação nos dois diferentes biomas, nota-se que a dureza foi menor após condicionamento em córrego de Cerrado (0,113g contra 0,146g em Mata Atlântica).

Tabela 11 Artigo 3. Comparação das características dureza (g), conteúdo de celulose (%) e de lignina (%) das espécies vegetais antes e após condicionamento em diferentes biomas.

Espécie vegetal	Dureza	Celulose	Lignina
<i>Chrysophyllum oliviforme</i>	0,431	26	60
<i>Miconia chartacea</i>	0,159	14	51
<i>Chrysophyllum oliviforme</i> (ES)	0,373	23	65
<i>Miconia chartacea</i> (ES)	0,146	16	50
<i>Miconia chartacea</i> (TO)	0,113	12	54

* após dez dias de incubação em córrego da Mata Atlântica - ES

** após dez dias de incubação em córrego de Cerrado -TO

O conteúdo percentual de celulose e lignina foi maior em folhas de *C. oliviforme* (Tabela 13), tanto antes quanto após o condicionamento. É interessante notar que o conteúdo de lignina foi maior em folhas de *C. oliviforme* após o condicionamento (65% após e 60% antes do condicionamento), embora o conteúdo de celulose tenha diminuído de 26 para 23%

do peso total da folha. Já nas folhas de *M. chartacea*, houve diferenças no resultado do condicionamento em diferentes biomas. O conteúdo de celulose aumentou percentualmente após o condicionamento em riacho de Mata Atlântica, enquanto que decresceu após condicionamento em riacho de Cerrado. Já o conteúdo de lignina aumentou após condicionamento no Cerrado, de maneira similar a *C. oliviforme*.

Discussão

O fragmentador *Phylloicus* sp. de córregos de Mata Atlântica mostrou preferência por folhas de *M. chartacea*, em detrimento de uma espécie vegetal exógena, *C. oliviforme*, coletada em Cerrado. Invertebrados claramente preferem certas espécies vegetais a outras (por exemplo, folhas de freixo são preferidas a bordo e estas a folhas de carvalho, (Barlocher e Kendrick 1973); folhas de amieiro são preferidas acima de qualquer outra folha de espécies de biomas temperados, segundo uma revisão de Anderson e Sedell (1979) (Barlöcher e Sirdhar, 2014). Em ecossistemas tropicais, a introdução de folhas exóticas e mudanças na disponibilidade de nutrientes afetam a atividade de fragmentadores em riachos, e conseqüentemente o processamento de matéria orgânica e o funcionamento de ecossistemas (Casotti et al. 2015).

As características das folhas influenciaram a palatabilidade. A maior dureza e maiores concentrações de taninos das folhas de *C. oliviforme* foram provavelmente inibitórios e influenciaram a não-alimentação por parte do fragmentador quando ofertada como única fonte de alimento. Também o maior conteúdo de lignina pode ter influenciado a impalatabilidade das folhas de *C. oliviforme*, pois as observações (o autor, obs. pess.) mostraram que as larvas de *Phylloicus* sp. fugiram dos aquários que continham apenas folhas de *C. oliviforme*. Esses elementos são compostos estruturais das folhas, consideradas características importantes e capazes de determinar a preferência alimentar de invertebrados decompositores (Gessner e Chauvert, 1994; Hoorens, 2003; Balseiro e Albariño, 2006). Navarro (2014) aponta que o comportamento de fragmentação do *Phylloicus* sp. é dependente principalmente da concentração de lignina e celulose das espécies vegetais utilizadas como recurso alimentar.

Os compostos secundários, como os taninos das espécies vegetais lhes conferem dureza e estruturação, e podem funcionar como repelentes para os herbívoros, tornando-as impalatáveis para os invertebrados (Gonçalves et al. 2007). O conteúdo de taninos das folhas de *C. oliviforme* foi maior que em folhas de *M. chartacea*, também indicando que a impalatabilidade das folhas de Cerrado pode estar relacionada a estas altas concentrações de tanino, que elevam a dureza das folhas. Tais características da espécie do Cerrado tornam menos atrativa para os macroinvertebrados, podendo assim dificultar o processo de decomposição de detrito. Estes resultados são similares aos encontrados por König et al. (2014), que mostraram que grupos detritívoros preferem folhas de melhor qualidade, e isto pode ser influenciado pelo conteúdo nutricional e baixo conteúdo de compostos que complicam a fragmentação, tais como taninos, lignina e celulose. Nosso trabalho corrobora os

achados de Wantzen et al. (2002), de Yule e Gomez (2009) e Gonçalves et al. (2012), que apontam que, em riachos tropicais como os do Cerrado, ocorre a baixa palatabilidade das folhas, devido à elevada quantidade de compostos secundários e estruturais que são utilizados pelas plantas como defesas contra a herbivoria e/ou estresse hídrico, e que permanecem após a abscisão foliar.

O condicionamento em córregos de biomas diferentes resultou em maior preferência pelas folhas condicionadas em Mata Atlântica que em Cerrado, ainda que da mesma espécie vegetal *M. chartacea*. De acordo com Barlochër e Sridhar (2014), a hipótese de que o condicionamento por fungos aumenta a aceitabilidade de folhas por invertebrados é muito robusta, embora algumas folhas sejam bem aceitas sem condicionamento. Invertebrados fragmentadores também diferenciam entre combinações de espécie foliar e espécie fúngica, e a escolha de uma espécie de fungo supera e mascara a escolha por uma espécie vegetal. Por exemplo, folhas de carvalho condicionadas por *Anguillospora longissima* são preferidas a folhas de freixo colonizada por *Tetracladium marchalianum* (Bärlocher e Kendrick 1973). Arsuffi e Suberkropp (1989) mostraram que a composição da comunidade fúngica é tão importante quanto o grau de condicionamento na determinação da seleção de itens alimentares por fragmentadores. Assim, a comunidade fúngica de córregos de Mata Atlântica provavelmente colonizou o substrato com mais rapidez e eficiência, assim produzindo o ataque enzimático necessário à palatabilidade. Enquanto que no córrego de Cerrado, a comunidade fúngica não produziu maior mudança no substrato no período de 10 dias. Marques et al. (2015) mostram que a colonização fúngica nos córregos daquela região de Cerrado, incluindo o córrego Buritizal, ocorre mais efetivamente em 30 dias de condicionamento, quando as contagens fúngicas alcançam valores máximos e depois decaem.

Durante o condicionamento, as folhas perdem 10-30% da sua massa inicial, tornam-se mais moles à medida que os polímeros são atacados pelas enzimas fúngicas (Suberkropp e Klug 1980; Chamier 1985). O condicionamento em Cerrado levou ao aumento percentual do conteúdo de lignina, embora a dureza tenha sido menor e o conteúdo de tanino similar em folhas condicionadas nos dois biomas. Assim, o conteúdo de lignina parece ter maior influência que a dureza na determinação da preferência de *Phylloicus* sp por folhas de *M. chartacea*.

Conclusão

O fragmentador *Phylloicus* sp. é seletivo em sua escolha de substrato, preferindo folhas de uma espécie nativa de Mata Atlântica à espécie exógena de Cerrado. Esta possui folhas menos palatáveis, cujo conteúdo de lignina aumentou após o tempo de condicionamento. A preferência alimentar pelo detrito de *Miconia chartacea* condicionado em córregos do bioma Mata Atlântica indica que as características do ecossistema aquático afetam o condicionamento, provavelmente porque as comunidades fúngicas diferem entre ecossistemas destes dois biomas tropicais.

Agradecimentos

Agradecemos o apoio financeiro do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico pela bolsa de doutorado e fomento (Processos 550912/2010-0 e 407676/2013-9); ao Programa de Doutorado Biodiversidade e Biotecnologia da Amazônia Legal (Bionorte); e aos Laboratórios de Microbiologia Ambiental e Biotecnologia da UFT e Laboratório de Bio Práticas da UVV.

Referências

1. ANDERSON, N. H. e SEDELL, J. R. (1979). Detritus processing by macroinvertebrates in stream ecosystems. *Ann Rev Entomol* 24:351-377.
2. ARSUFFI, T. L. e SUBERKROPP, K. 1989. Selective feeding by shredders on leaf-colonizing stream fungi: comparison of macroinvertebrate taxa.
3. BALSEIRO, E. e ALBARIÑO, R. C-N mismatch in the leaf litter shredder relationship of an Andean Patagonian stream detritivore. *Journal North American Benthological Society*, 25 (3): 607-615. 2006.
4. BARLOCHER, F. and. SRIDHAR, K. R. 2014. Association of animals and fungi in leaf decomposition.
5. BARLOCHER, F. e KENDRICK, B. (1973). Fungi and food preferences of *Gammarus pseudolimnaeus*. *Arch Hydrobiol* 72:501-516.
6. BENFIEL, D. E. F. Decomposition of leaf material. In: F. R. Hauer, F. R.; LAMBERTI, G. A. (Ed.). *Methods in stream ecology*. 2 ed. Academic Press, San Diego, California, United States of America, p.711-720. 2007.
7. CALLISTO, M. e ESTEVES, F. A. 1998. Categorização funcional dos macroinvertebrados bentônicos em quatro ecossistemas lóticos sob influencia das atividade de uma mineração de bauxita na Amazônia Central Brasil. *Ecologia de insetos aquáticos. Séries Oecologia Brasiliensis vol. V. PPGE – UFRJ. Rio de Janeiro Brasil*.
8. CARVALHO, E. M. e UIEDA, V. S. Diet of invertebrates sampled in leaf-bags incubated in a tropical headwater stream. *Zoologia* 26 (4): 694–704.
9. CASOTTI, C. G. et al. 2015. Assessing the importance of riparian zones conservation for leaf decomposition in streams. *Nat Conservação*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ncon>.
10. CHAMIER, A. C. Cell-wall-degrading enzymes of aquatic hyphomycetes: a review. *Bot J Linn Soc* 1985;91:67–81.
11. CUSHING, C. E. e ALLAN, J. D. *Streams: their ecology and life*. Academic Press, San Diego, CA. 366p. 2001.
12. FERREIRA, V. et al. 2006. Role of physical fragmentation and invertebrate activity in the breakdown of leaves. *Arch. Hydrobiol.* 165 (4) 493–513.
13. GRAÇA, M. A. S.; The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams - a review. *International Revue Hydrobiologie*, 86: 383-393. 2001.
14. GRAÇA, M. A. S.; BÄRLOCHER, F. e GESSNER, M. O. *Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide*, Springer, 957p. 2005.
15. GRAÇA, M. A. S. e CRESSA M. Leaf quality of some tropical and temperate tree species as food resource for stream shredders. *Int Rev Hydrobiol* 95: 27-41. 2010.
16. GESSNER, M. O. e CHAUVET, E. Importance of stream microfungi in controlling breakdown rates of leaf litter. *Ecology*. 75: 1807-1817. 1994.
17. GONÇALVES, JR. J. F.; GRAÇA, M. A. S.; CALLISTO, M. Litter decomposition in a Cerrado savannah stream is retarded by leaf toughness, low dissolved nutrients and a low density of shredders. *Freshwater.Biology*. 52: 1440–51. 2007.
18. GONÇALVES JR. J. F.; REZENDE R. S.; MARTINS N. M; GREGÓRIO RS Leaf breakdown in an Atlantic Rain Forest stream. *Aust Ecol* 37: 807-815. (2012).
19. GIMENES Z. K. et al. 2010. Decomposição de matéria orgânica alóctone e autóctone em ecossistemas aquáticos. *Oecologia australis*14(4): 1036-1073p.
20. HLADYZ, S. et al. 2009. Resource quality and stoichiometric constraints in a stream food web. *Freshw. Biol.* 54, 957–970.
21. HOORENS, B. AERTS, R. e STROETENGA, M. Does initial litter chemistry explain litter mixture effects on decomposition? *Oecologia*, 137: 578-586. 2003.
22. JINGGUT, T. and YULE, C. M. 2015. Leaf-litter breakdown in streams of East Malaysia (Borneo) along an altitudinal gradient: initial nitrogen content of litter limits shredder feeding. *Freshwater Science*. 34(2):000–000. The Society for Freshwater Science. Volume 34.

23. KONIGA, R.; HEPP, L. U. e SANTOS, S. 2014. Colonisation of low- and high-quality detritus by benthic macroinvertebrates during leaf breakdown in a subtropical stream.
24. MARQUES, et al. 2015. Fungos associados ao processo de decomposição foliar: 2 anos de estudo. *J. Bioen. Food Sci.*, v. 2, n.4: p.145-151.
25. MERRITT, R. W. e CUMMINS, K. W. *Introducion to aquatic insects of North America*. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque. 758 pp. 1996.
26. MORETTI, M. S. Comportamento de larvas de *Phylloicus* sp. (Trichoptera: Calamoceratidae): um fragmentador característico de córregos neotropicais. Tese de Doutorado, Universidade de Minas Gerais, Belo Horizonte. 86 p. 2009.
27. MORETTI, M. S. e CALLISTO, M. (2005). Biomonitoring of benthic macroinvertebrates in the middle Doce River watershed. *Acta Limnologica Brasiliensia*. v. 17, n. 3, p. 267-281.
28. NAVARRO, F. K. S. P. Avaliação experimental do efeito do controle Top-Down e Bottom-Up sobre a cadeia de detritos em ambiente aquático. Tese de Doutorado, Universidade de Brasília, Brasília. 122 p. 2014.
29. RASBAND W. S. *ImageJ*. U. S. National Institutes of Health; Bethesda, Maryland, USA: 1997–2008.
30. SUBERKROPP, K. e KLUG, M. J. The maceration of deciduous leaf litter by aquatic hyphomycetes. *Can J Bot* 1980;58:1025–1031.
31. TONELLO, G. et al. 2016. Effect of *Phylloicus* on leaf breakdown in a subtropical stream. *Limnetica*, 35 (1): 243-252.
32. TONELLO, G. et al. 2014. Colonização de invertebrados durante a decomposição de diferentes detritos vegetais em um riacho subtropical. *Revista Brasileira de Biociências*, 12: 98–105.
33. WANTZEN, K. M. e WAGNER, R. Detritus processing by invertebrate shredders: a neotropical-temperate comparison. *J. North Am. Benthol. Soc.* 25:214-230. 2006.
34. WANTZEN, K. M; et al. 2002. How do plant–herbivore interactions of trees influence coarse detritus processing by shredders in aquatic ecosystems of different latitudes? *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie* 28:815–821.
35. WANTZEN, K. M. e JUNK W. J. The importance of stream-wetland-systems for biodiversity: Atropical perspective. N B. GOPAL, W. J. JUNK e J. A. Davies eds. *Biodiversity in Wetlands: Assessment, function and conservation*, 11-34, Leiden, The Netherlands, Backhuys Publishers. 2000.
36. WARD, J. A. e STANFORD, J. A. 1995. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated rivers: research e management*, vol. ii, 105-119.
37. YULE, C. M. e GOMEZ L. N. Leaf litter decomposition in a tropical peat swamp forest in Peninsular Malaysia. *Wetlands Ecology and management*. 2009.

CONSIDERAÇÕES GERAIS

- A fauna de macroinvertebrados de córregos de baixa ordem no Cerrado apresenta alta diversidade regional e as diferenças intra-regionais são menos acentuadas que as diferenças locais entre córregos de cada bacia. No entanto, a bacia do Taquaruçu apresentou menor grau de perturbação ambiental revelando assim maior homogeneidade da comunidade em relação às comunidades das bacias dos córregos São João e Lajeado, que apresentam maior intervenção agropecuária.

- A avaliação da integridade ecológica da bacia hidrográfica do córrego Taquaruçu Grande utilizando métricas como BMWP, HII, EPT, abundância, diversidade, riqueza, equitabilidade e variáveis abióticas, revelou que a fauna de macroinvertebrados dos córregos está sofrendo pressão das cidades do entorno com modificação de redução de táxons sensíveis e que não é detectado pelas variáveis abióticas. O BMWP foi correlacionado com três métricas consideradas importantes para monitoramentos aquáticos, especialmente a riqueza de EPT e riqueza de Família. Soma-se ainda que a fauna de EPT e a riqueza de famílias ter sido indicada como forte congruentes com a comunidade quando identificada em gêneros, ou seja, podem ser representativos da diversidade.

- Os resultado do estudo aponta a preferência alimentar do macroinvertebrado fragmentador (*Phylloicus* sp.) por detritos da espécie *Miconia Chartacea* e rejeição do organismo pela folha de *Chrysophyllum oliviforme* devido se atribuir à baixa palatabilidade influenciada pelas altas concentrações de compostos secundários e estruturais como taninos, lignina, celulose que confere a dureza do detrito foliar. O trabalho ainda adiciona importantes informações acerca da composição física e química das folhas provenientes do Bioma Cerrado e Mata Atlântica sobre a influência desses fatores no processo de decomposição da matéria orgânica em ecossistemas aquáticos.

O estudo levantou importantes considerações sobre a decomposição em córregos de baixa ordem em região de cerrado, podendo auxiliar na elaboração de novos trabalhos e no entendimento dos fatores que influenciam esse processo. Uma vez que, se faz necessário a elaboração de estudos referentes a dinâmica da decomposição em ambientes de cerrado tocantinense.