

**Universidade Federal de Uberlândia
Instituto de Biologia**

**ESTRUTURA TAXONÔMICA E TRÓFICO-FUNCIONAL
DE COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS
BENTÔNICOS DE RIACHOS DE FLORESTAS TROPICAIS
DE INTERIOR E LITORAL**

Ana Cláudia Garcia Barboza

2020

Ana Cláudia Garcia Barboza

**ESTRUTURA TAXONÔMICA E TRÓFICO-FUNCIONAL
DE COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS
BENTÔNICOS DE RIACHOS DE FLORESTAS TROPICAIS
DE INTERIOR E LITORAL**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Uberlândia, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais.

Orientador

Professor Dr. Giuliano Buzá Jacobucci

UBERLÂNDIA
Fevereiro – 2020

Ficha Catalográfica Online do Sistema de Bibliotecas da UFU
com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).

B239
2020

Barboza, Ana Cláudia Garcia, 1973-
ESTRUTURA TAXONÔMICA E TRÓFICO-FUNCIONAL DE
COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS DE
RIACHOS DE FLORESTAS TROPICAIS DE INTERIOR E LITORAL
[recurso eletrônico] / Ana Cláudia Garcia Barboza. - 2020.

Orientador: Giuliano Buzá Jacobucci.
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia,
Pós-graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais.
Modo de acesso: Internet.
Disponível em: <http://doi.org/10.14393/ufu.di.2020.90>
Inclui bibliografia.

1. Ecologia. I. Jacobucci, Giuliano Buzá, 1969-, (Orient.). II.
Universidade Federal de Uberlândia. Pós-graduação em Ecologia e
Conservação de Recursos Naturais. III. Título.

CDU: 574

Bibliotecários responsáveis pela estrutura de acordo com o AACR2:
Gizele Cristine Nunes do Couto - CRB6/2091
Nelson Marcos Ferreira - CRB6/3074



UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
 Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de
 Recursos Naturais

Av. Pará, 1720, Bloco 2D, Sala 26 - Bairro Umuarama, Uberlândia-MG, CEP 38405-320
 Telefone: (34) 3225-8641 - www.ppgeco.ib.ufu.br - ecologia@umuarama.ufu.br



ATA DE DEFESA - PÓS-GRADUAÇÃO

Programa de Pós-Graduação em:	Ecologia e Conservação de Recursos Naturais				
Defesa de:	Dissertação de Mestrado Acadêmico, número 292, PPGECRN				
Data:	dezenove de fevereiro de dois mil e vinte	Hora de início:	14:00	Hora de encerramento:	17:30
Matrícula do Discente:	11812ECR001				
Nome do Discente:	Ana Claudia Garcia Barboza				
Título do Trabalho:	Estrutura taxonômica e trófico-funcional de comunidades de macroinvertebrados bentônicos de riachos de florestas tropicais de interior e litoral				
Área de concentração:	Ecologia				
Linha de pesquisa:	Ecologia de comunidades e ecossistemas				
Projeto de Pesquisa de vinculação:	Padrões da biodiversidade e processos ecológicos em ecossistemas de Cerrado na região do Triângulo Mineiro e Sudeste de Goiás 9sub-bacia do Rio Paranaíba)				

Reuniu-se na Sala 14A, Bloco 2D, Campus Umuarama, da Universidade Federal de Uberlândia, a Banca Examinadora, designada pelo Colegiado do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais, assim composta: Professores Doutores: Douglas Fernandes Rodrigues Alves - INBIO/UFU; Juliano José Corbi - USP; Giuliano Buzá Jacobucci - INBIO/UFU, orientador(a) do(a) candidato(a).

Iniciando os trabalhos o(a) presidente da mesa, Dr(a). Giuliano Buzá Jacobucci, apresentou a Comissão Examinadora e o candidato(a), agradeceu a presença do público, e concedeu ao Discente a palavra para a exposição do seu trabalho. A duração da apresentação do Discente e o tempo de arguição e resposta foram conforme as normas do Programa.

A seguir o senhor(a) presidente concedeu a palavra, pela ordem sucessivamente, aos(às) examinadores(as), que passaram a arguir o(a) candidato(a). Ultimada a arguição, que se desenvolveu dentro dos termos regimentais, a Banca, em sessão secreta, atribuiu o resultado final, considerando o(a) candidato(a):

Aprovado(a).

Esta defesa faz parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre.

O competente diploma será expedido após cumprimento dos demais requisitos, conforme as normas do Programa, a legislação pertinente e a regulamentação interna da UFU.

Nada mais havendo a tratar foram encerrados os trabalhos. Foi lavrada a presente ata que após lida e achada conforme foi assinada pela Banca Examinadora.



Documento assinado eletronicamente por **Giuliano Buza Jacobucci, Professor(a) do Magistério Superior**, em 19/02/2020, às 17:58, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Juliano José Corbi, Usuário Externo**, em 19/02/2020, às 18:02, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Douglas Fernandes Rodrigues Alves, Usuário Externo**, em 19/02/2020, às 18:11, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://www.sei.ufu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **1843202** e o código CRC **3F1B008E**.

“Biodiversidade é a biblioteca da vida”
Tomas Lovejoy, ambientalista

Agradecimentos

Ao Prof. Dr. Giuliano Buzá Jacobucci pela excelente oportunidade de estudo e pesquisa, e pela orientação e incentivo, desde o nosso primeiro encontro, que se fortaleceu ainda mais durante o desenvolvimento deste trabalho. Vale destacar que ter confiado no meu potencial, no auge dos meus quarenta e poucos anos (rs) foi a chance para que eu pudesse retomar e contribuir com a ciência. Nunca é verdadeiramente tarde! Desejo que muitos educadores e pesquisadores possam buscar inspiração em pessoas como você. Sempre serei grata!

A CAPES: “O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001”

À Universidade Federal de Uberlândia pelo oferecimento de um ensino público gratuito e de qualidade; ao Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais (PPGECO) pela prontidão em nos oferecer o melhor atendimento, suporte financeiro (dentro das possibilidades) e burocrático e, aos professores pela dedicação, comprometimento, amor e crença no desenvolvimento do outro; ao projeto PELD pela parceria, auxílio financeiro e compartilhamento do único automóvel, contribuindo com a realização das atividades de campo.

Aos colegas do Laboratório de Ecologia de Ecossistemas Aquáticos (LEEA) que juntos fizemos muitos dias de trabalho produtivo e regados de uma boa conversa. Aos queridos estagiários Amanda, Bruna, Júlia e Virgílio animados com a pesquisa e essenciais no trabalho de “formiguinha” ao colaborar com a triagem dos “nossos” bentos. A Bárbara pela parceria, especialmente, nos trabalhos de campo. A Ms. Marina Calixto Cunha, cheia de boas energias, acolheu-me, deu-me super dicas e contribuiu de tantas formas para que o processo de produção científica, muitas vezes doloroso, se tornasse mais suave. A Dra. Renata Souto que se tornou minha querida amiga, pessoa amável e de uma generosidade sem tamanho, me acalmou, apontou caminhos e compartilhou seu precioso capital intelectual me assistindo nessa “intensa” aventura de identificação de macroinvertebrados bentônicos.

A minha turminha (de sala), tão especial! Jovens leais nas horas difíceis, companheiros de estudos e de piadas. Contadores de histórias engraçadas. Dei muitas risadas! Ao meu colega Dr. Eduardo Calixto Soares (carinhosamente, Dudu) pelas horas de dedicação, ensinamentos e

paciência descomunal para ajudar-me na organização das análises estatísticas, no R. Agradeço minha sobrinha, Luísa, estudante de Oceanologia e empolgada com os ecossistemas aquáticos, pela prontidão e seriedade em que me auxiliou no campo. Fez a diferença! As minhas "amigas do coração" (nome carinhosamente dado ao nosso grupo) por comemorarem junto comigo cada superação e compreender minhas ausências nesses anos.

Ao meu marido, meu maior incentivador, apoiador e crítico dessa trajetória. Sempre atento, buscou colaborar da melhor forma com o meu desenvolvimento profissional. Durante esse período, foi meu professor de computação, meu assistente no campo, carregou tralha, embrenhou-se na mata, leu meus textos (quantos textos!). Agradeço o carinho e a compreensão durante o meu intensivão na pesquisa (não foi tão fácil, eu sei). Agradeço, especialmente seu interesse pelo meu objeto de estudo.

A minha mãe Antônia, meu pai Luiz (*in memoriam*), a irmã Edna, ao irmão Cláudio, aos meus sobrinhos e cunhados, uma família cordial, amorosa e empenhada na luta pela igualdade de direitos e oportunidades a todos. Vibram com cada pequena conquista, inclusive com as minhas! Especialmente a minha mãe, quero agradecê-la pela força feminina, do campo, decidida a sobreviver bravamente num país difícil, de grandes abismos sociais e econômicos para criar um lugar melhor para os seus filhos viverem. Obrigada pelo seu amor, pela sua força emocional, financeira e obstinação com os nossos estudos. Sua perseverança nos impulsiona sempre adiante, incentivando, inclusive, a nova geração. Além disso, obrigada por me contagiar com todo o seu desejo de viver a vida!

Enfim, a todos que de alguma forma contribuíram e não foram aqui lembrados.

ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO	1
2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	5
2.1 Área de estudo	5
2.1.1. Caracterização da área de interior (região central do Brasil)	7
2.1.2. Caracterização da área de litoral (Sudeste do Brasil).....	8
2.2. Delineamento amostral	9
2.2.1. Parâmetros ambientais.....	10
2.3 Amostragem de macroinvertebrados bentônicos.....	12
2.4. Análise dos dados	13
3. RESULTADOS.....	16
3.1 Parâmetros ambientais	16
3.2. Comunidades de macroinvertebrados bentônicos	17
4. DISCUSSÃO	29
4.1 Parâmetros Ambientais vs. Estações do ano (em cada área).....	29
4.2 Estrutura taxonômica da comunidade de macroinvertebrados vs. Estações do ano (em cada área).....	30
4.3 Grupos tróficos funcionais vs. Área	33
5. CONCLUSÃO	35
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	37

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 - Localização das seis áreas de estudo. Três nos estados de Minas Gerais e Goiás (interior, denominadas Int1,2 e 3) e três no estado de São Paulo (litoral, denominadas Lit1,2 e 3)..... 6
- Figura 2 - Riachos de interior, amostrados nas estações de seca e chuva. Seca: a) Int1, b) Int2 e c) Int3. Chuva: d) Int1 e) Int2 e f) Int3..... 7
- Figura 3 - Riachos de litoral, amostrados nas estações de seca e chuva. Seca: a) Lit1, b) Lit2 e c) Lit3. Chuva: d) Lit1, e) Lit2 e f) Lit3..... 9
- Figura 4 – Delineamento amostral. Trecho de amostragem (segmento) calculado conforme a largura média do riacho. Cada trecho foi subdividido em cinco seções iguais. Cada seção representou uma sub amostragem. Para efeito do estudo, apenas as sub amostras 1, 3 e 5 foram avaliadas. 10
- Figura 5 - Materiais utilizados para estimar a cobertura da copa das árvores e o tipo de substrato. a) Bastão de alumínio e régua de nível. b) Câmera fotográfica de celular sobre uma régua de nível, apoiada sobre o bastão. c) Esquema demonstrando a faixa de amostragem do substrato do riacho mensurado pelo quadrat de madeira. 12
- Figura 6 - Etapas do processo de amostragem e identificação de macroinvertebrados bentônicos. a) Arrasto da rede "D" no fundo do riacho em cada uma das seções. b) Armazenamento do material coletado em sacos plásticos. c) Identificação taxonômica e de GTF com uso da lupa óptica. 13
- Figura 7 - Curvas de rarefação (linhas contínuas) e extrapolação (linhas pontilhadas) observadas com 95% de intervalo de confiança obtidos pelos números de Hill, representando o número de indivíduos de macroinvertebrados bentônicos obtidos pelos processos de amostragem, na área e estação: IC=Litoral Chuva e IS=Interior Seca. Os intervalos de confiança de 95% (área colorida que acompanha as linhas) foram obtidos através do método aleatorização (200). As amostras de referência são indicadas pelos pontos sólidos coloridos. Em que $q = 0$ é referente a riqueza taxonômica, $q = 1$ ao índice de diversidade de Shannon e $q = 2$ ao índice de diversidade de Simpson. 23

Figura 8 - Curvas de rarefação (linhas contínuas) e extrapolação (linhas pontilhadas) observadas com 95% de intervalo de confiança obtidos pelos números de Hill, representando o número de indivíduos de macroinvertebrados bentônicos obtidos pelos processos de amostragem, na área e estação: LC=Litoral Chuva e LS=Litoral Seca. Os intervalos de confiança de 95% (área colorida que acompanha as linhas) foram obtidos através do método aleatorização (200). As amostras de referência são indicadas pelos pontos sólidos coloridos. Em que $q = 0$ é referente a riqueza taxonômica, $q = 1$ ao índice de diversidade de Shannon e $q = 2$ ao índice de diversidade de Simpson. 24

Figura 9 - Plot com médias (barra), valores mínimos e máximos, representando a abundância de macroinvertebrados bentônicos obtidos pelos processos de amostragem, na área (interior e litoral) e estação (seca e chuva). Devido à alta variação dos dados, houve achatamento do boxplot, dificultando a visualização do mesmo. 25

Figura 10 - Plot com médias (barra interna da caixa), valores mínimos (barra inferior da caixa) e máximos (barra superior da caixa) representando a abundância de macroinvertebrados bentônicos por grupo trófico funcional (CC= Catador-Coletor, CF=Catador Filtrador, Fr=Fragmentador, NI=Não Identificado, Pr=Predador e R=Raspador) entre as áreas de interior e litoral. 28

Figura 11 – Proporção de grupos tróficos funcionais, conforme abundância relativa em cada área de estudo. A legenda (de baixo para cima) representa: CC=Catador Coletor, CF= Catador Filtrador, Fr= Fragmentador, NI= Não identificado, Pr= Predador e R= Raspador 28

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Coordenadas geográficas, códigos de identificação e localização das áreas de estudo.	6
Tabela 2 - Valores médios (desvio padrão) dos parâmetros ambientais das áreas e estações (IC= Interior Chuva, IS= Interior Seca, LC= Litoral Chuva e LS= Litoral Seca)	16
Tabela 3 - Composição e abundância de macroinvertebrados por grupos tróficos funcionais (CC= Catador-Coletor, CF= Catador-Filtrador, Fr= Fragmentador, Pr= Predador, R= Raspador e NI=Não Identificado) e taxonômicos entre áreas e estações (IC= Interior Chuva, IS= Interior Seca, LC= Litoral Chuva e LS= Litoral Seca) em 2018/2019.	18
Tabela 4 – Resumo dos táxons de macroinvertebrados mais importantes (80% dos que mais contribuíram para a dissimilaridade, obtidos por meio da Análise de SIMPER) e dos resultados do GLMM comparando a variação da abundância (média + desvio padrão) entre as áreas e estações (IC=Interior Chuva, IS=Interior Seca, LC=Litoral Chuva e LS=Litoral Seca).	26

RESUMO

Riachos tropicais sombreados por florestas ripárias são componentes importantes da rede de drenagem de uma bacia hidrográfica, que além de fonte de água, abrigam uma biota que responde por parte do processamento da matéria orgânica de origem alóctone. Dentre os organismos que ocorrem nesse sistema, merecem destaque os macroinvertebrados bentônicos pela sua diversidade taxonômica e variedade de funções ecológicas. Os macroinvertebrados bentônicos (insetos aquáticos, moluscos, crustáceos e vermes) possuem dimensões maiores que 0.2 mm e são encontrados vivendo entre ou sobre substratos (folhiço, macrófitas, rochas, cascalhos e areia). Esses invertebrados participam da degradação da matéria orgânica, facilitando a ação dos decompositores e atuando como um link entre os detritos foliares e os níveis tróficos superiores (macroconsumidores e predadores aquáticos e terrestres), portanto, essenciais para o fluxo de energia e dinâmica dos nutrientes. Condições climáticas e hidrológicas diferentes podem influenciar os tipos de florestas ripárias, conseqüentemente as características da água e a estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos. Além disso, a maior presença de alguns grupos taxonômicos (como de decápodes) podem gerar diferenças nas proporções dos grupos tróficos funcionais-GTF. Nesse sentido, o objetivo do presente estudo foi comparar a estrutura taxonômica e trófico funcional da comunidade de macroinvertebrados bentônicos de riachos florestais tropicais de interior (região Central do Brasil) com riachos florestais litorâneos (região Costeira, de São Paulo), nas estações de chuva e seca, a fim de testar as hipóteses de que riachos florestais de interior apresentam maior variação na estrutura taxonômica (composição, abundância, riqueza e diversidade) de comunidades de macroinvertebrados bentônicos entre as estações seca e chuvosa, em relação ao litoral e a de que riachos florestais de interior e de litoral apresentam proporções diferentes de grupos tróficos funcionais, em função da presença de decápodos. Para tanto, foram realizadas duas coletas sazonais nas estações seca e chuvosa em três riachos de interior e três litorâneos. Em cada riacho foram mensurados parâmetros físicos e químicos da água, características estruturais dos riachos, cobertura de dossel e tipo de substrato. Amostras das comunidades de macroinvertebrados foram obtidas, sendo os indivíduos identificados até o menor nível taxonômico possível (família) e classificados em grupos tróficos funcionais. Foi registrada influência da sazonalidade na concentração de OD, pH, turbidez, velocidade da água, % de dossel, % de substrato e na estrutura das comunidades de macroinvertebrados. Não houve diferença de riqueza taxonômica entre estações, entretanto a abundância apresentou variação entre chuva e seca, nas duas áreas de estudo. A área de interior teve maior variação na abundância média de macroinvertebrados bentônicos. A diversidade variou entre as estações

em ambas as áreas, apresentando maiores índices na estação chuvosa. Dentre as famílias mais contributivas para a dissimilaridade entre estações e entre áreas estão Chironomidae, Leptophlebiidae, Sericostomatidae, Hydropsychidae, Atyidae e Palaemonidae (sendo as duas últimas encontradas apenas no litoral). O GTF de catador-coletor foi o mais abundante em ambas as áreas de estudo. Apesar disso, a classificação dos GTF evidenciou diferenças entre as áreas: interior e litoral apresentaram, respectivamente 81,45% e 55,75% de catadores-coletores, 2,83% e 8,99% de fragmentadores, 5,93% e 2,02% de predadores e 0,60% e 2,21% de raspadores. Os resultados do presente estudo sugerem a existência de padrões complexos com possível interação entre diferentes parâmetros ambientais. Além disso, fatores espaciais e temporais podem influenciar significativamente na abundância e diversidade de macroinvertebrados, mas pouco na riqueza, enquanto que a proporção de GTF foram influenciadas diretamente pelo fator espacial. A dominância de macroinvertebrados pertencentes ao grupo de catadores-coletores indica a presença de detritos finos e a importância desse recurso alimentar em riachos florestais tropicais. Além disso, os fragmentadores foram bastante abundantes sugerindo que a presença desse grupo pode não ser tão rara em riachos florestais tropicais. Porém, a classificação do GTF, particularmente, dos camarões pode ser pouco conclusiva, pois a contribuição para a fragmentação do detrito foliar pode variar entre as espécies da família *Atyidae*. De modo geral, a alta representatividade desses macroconsumidores no sistema pode ter influenciado na proporção dos GTF.

Palavras-chave: biodiversidade, sistemas lóticos, áreas protegidas, região tropical, floresta atlântica

ABSTRACT

Tropical streams shaded by riparian forests are important components of the drainage network of a watershed, which in addition to being a source of water, has a biota that accounts for the processing of organic matter of allochthonous origin. Among the organisms that occur in this system, benthic macroinvertebrates deserve to be highlighted for their taxonomic diversity and variety of ecological functions. Benthic macroinvertebrates (aquatic insects, molluscs, crustaceans and worms) have dimensions larger than 0.2 mm and are found living between or on substrates (leaf litter, macrophytes, rocks, gravels and sand). These invertebrates participate in the degradation of organic matter, facilitating the role of decomposers and acting as a link between leaf debris and higher trophic levels (macroconsumers and aquatic and terrestrial predators), therefore essential for the flow of energy and nutrient dynamics. Different climatic and hydrological conditions can influence the types of riparian forests, consequently the characteristics of water and the structure of benthic macroinvertebrate communities. In addition, the greater presence of some taxonomic groups (such as decapods) may generate differences in the proportions of functional trophic groups (FTG). In this sense, the aim of the present study was to compare the taxonomic and trophic functional structure of the benthic macroinvertebrate community of tropical inland forest streams (Central region of Brazil) with coastal forest streams (Coastal region, São Paulo), in the rainy and dry seasons, in order to test the hypotheses that inland forest streams present greater variation in taxonomic structure (composition, abundance, richness and diversity) of benthic macroinvertebrate communities between the dry and rainy seasons, in relation to the coast and that inland forest streams and coast have different proportions of FTG, due to the presence of decapods. For this, two seasonal collections were carried out in the dry and rainy seasons in three inland streams and three coastal streams. In each stream, physical and chemical parameters of water, structural characteristics of the streams, canopy cover and substrate type were measured. Samples from macroinvertebrate communities obtained, and individuals identified up to the lowest possible taxonomic level (family) and classified into functional trophic groups. Seasonality influence recorded on OD concentration, pH, turbidity, water speed, canopy %, substrate % and on the structure of macroinvertebrate communities. There was no difference in taxonomic richness between seasons, however, abundance varied between rain and drought in both locals. The inland area had greater variation in the mean abundance of benthic macroinvertebrates than coastal ones. The diversity varied between seasons in both areas, presenting higher rates in the rainy season. Among the most contributory families for dissimilarity between seasons and between areas are Chironomidae, Leptophlebiidae, Sericostomatidae, Hydropsychidae, Atyidae

and Palaemonidae (the latter two being found only on the coast). The catador-collector FTG was the most abundant in both study areas. Nevertheless, the classification of FTG showed differences between the areas (inland and coast), 81.45% and 55.75% of collectors, 2.83% and 8.99% of fragmenters, 5.93% and 2.02% of predators and 0.60% and 2.21% of scrapers, respectively. Thus, spatial factors seem to directly influence the proportion of FTG, corroborating the second hypothesis of this study. On the other hand, both spatial and temporal factors can significantly influence the abundance and diversity of macroinvertebrates, but little in richness. The dominance of macroinvertebrates belonging to the group of collector scavengers indicates the presence of fine debris and the importance of this food resource in tropical streams. In addition, the fragmenters were most abundant, suggesting that the presence of this group may not be as rare in streams of tropical forests. However, the classification of FTG particularly shrimps may be inconclusive, as the contribution to leaf debris fragmentation may vary among species of the family *Atyidae*. In general, the high representativeness of these macroconsumers in the system may have influenced the proportion of FTG.

Keywords: biodiversity, lotic systems, protected areas, tropical region, Atlantic forest

1. INTRODUÇÃO

Ecossistemas tropicais de água doce estão entre os mais diversos ambientalmente e biologicamente no planeta (Tomanova et al., 2006; Agra et al., 2019). A disponibilidade de diferentes habitats contribui para a heterogeneidade desses ambientes aquáticos que pode ser regida por vários fatores abióticos e bióticos (Winemiller et al., 2010) que atuam em diferentes escalas espaciais (por exemplo, desde a bacia hidrográfica até o trecho de um riacho), dimensionais (gradiente longitudinal, largura e profundidade) e temporais (sazonalidade e mudanças antrópicas, por exemplo) (Heino et al., 2003). Fatores como características da vegetação ripária e da água, geomorfologia, processos de dispersão, interações bióticas, entre outros, podem influenciar direta e indiretamente nos padrões de distribuição, composição e diversidade das comunidades aquáticas, particularmente, de sistemas lóticos de pequenos cursos de água (riachos de cabeceiras), em função da modificação do ambiente local e da disponibilidade de recursos alóctones (Rosenberg & Resh, 1993; Castro et al., 2016).

Os riachos de baixa ordem, a exemplo de primeira (correspondem às nascentes, onde o volume de água ainda é baixo) e de segunda ordem (correspondem a dois de primeira ordem) (Horton, 1945) são componentes importantes da rede de drenagem de uma bacia hidrográfica, que além de fonte de água, abrigam uma biota que responde por parte do processamento da matéria orgânica (m.o.) de origem alóctone (ambiente terrestre circundante), particularmente, riachos tropicais sombreados por florestas, onde os valores de entrada desse material são elevados (Abelho & Graça, 1998). Dentre os organismos aquáticos que ocorrem nesses ecossistemas, merecem destaque os macroinvertebrados bentônicos pela sua diversidade taxonômica (Hussain & Pandit, 2012) e variedade de funções ecológicas (Bonada et al., 2007; Ferreira et al., 2017).

Os macroinvertebrados bentônicos possuem dimensões maiores que 0,2 mm (Hussain & Pandit, 2012) e são encontrados vivendo entre ou sobre diferentes tipos de substrato (como folhiço, macrófitas, rochas, cascalhos e areia) (Esteves, 1988). Esses invertebrados são diretamente influenciados pelo tipo de substrato que propicia diversos microhabitats, bem como pela corrente do riacho que pode revolver e deslocar o sedimento (Hynes, 1970; Callisto et al., 2001; Graça et al., 2015). Além disso, a qualidade da água e a disponibilidade de recursos podem influenciar fortemente a distribuição desses animais (Li & Dudgeon, 2008). Recursos derivados da vegetação ripária (por exemplo, raízes, folhas, caule, frutos, sementes e material suspenso) são a principal fonte de energia para as comunidades de macroinvertebrados

bentônicos (Vannote et al., 1980) que, por sua vez, contribuem para a redução do tamanho dessa matéria orgânica que entra no riacho. Nesse processo, facilitam a ação dos microorganismos decompositores e atuam como um link entre os detritos foliares e os níveis tróficos superiores (macronsumidores e predadores aquáticos e terrestres), ao servir de alimento para peixes e aves insetívoras (Silveira-Manzotti et al., 2016). São, portanto, essenciais para o fluxo de energia e dinâmica dos nutrientes (Covich et al., 1999) nesses ecossistemas aquáticos.

Entre os principais Grupos Taxonômicos (GT) de macroinvertebrados estão os anelídeos, moluscos, ácaros, crustáceos e insetos, sendo os juvenis de algumas ordens de insetos, o grupo dominante (Ligeiro et al., 2010). Por possuírem baixa mobilidade e apresentarem diferentes níveis de sensibilidade a alterações estruturais no ambiente e na qualidade da água dos ambientes aquáticos, os macroinvertebrados bentônicos têm sido bastante utilizados em trabalhos de monitoramento de qualidade de água e integridade ecológica de ecossistemas aquáticos. Desse modo, a avaliação da estrutura das comunidades bentônicas de um determinado sistema aquático, através de diferentes métricas, como riqueza, diversidade, e proporção de diferentes grupos taxonômicos, permite caracterizar a integridade ambiental desse sistema (Baptista et al., 2003; Boyero, 2003; Bonada et al., 2007).

Além da abordagem taxonômica, as comunidades bentônicas podem ser caracterizadas pelo papel ecológico de seus componentes (Saito et al., 2015). Nesse sentido, Cummins (1973), pioneiro a propor o conceito de Grupos Tróficos Funcionais (GTF) para caracterização do papel ecológico dos insetos, particularmente, da América do Norte e, mais recentemente para macroinvertebrados de córregos tropicais, da América do Sul (Floresta Atlântica, Brasil) (Cummins et al., 2005), estabeleceu cinco grupos funcionais básicos que estão relacionados a diferentes formas de se utilizar os recursos alimentares disponíveis. Os grupos principais incluem: (i) fragmentadores - de detritos ou matéria orgânica particulada grossa (MOPG), (ii) catadores-filtradores - ingerem partículas de matéria orgânica fina (MOPF) associadas a microbiota, na coluna d'água e (iii) catadores-coletores - ingerem partículas de matéria orgânica fina (MOPF) associadas a microbiota, em áreas deposicionais; (iv) Raspadores - raspam o Perifíton (algas associadas a detritos) e (v) Predadores - capturam e engolfam presas vivas.

São considerados para tal classificação, principalmente, a adaptabilidade alimentar, mecanismos morfológicos e comportamentais de aquisição do recurso alimentar, em vez do alimento ingerido, além do tamanho do recurso (categorização) (Merritt et al., 2017). Análises como essa, além de poderem revelar a diversidade e possíveis funções ecológicas dos macroinvertebrados, como contribuição para a decomposição e eficiência de transferência de

energia num determinado sistema (Wallace & Webster, 1996), são utilizados na caracterização ecológica de ecossistemas aquáticos, por se entender que há uma relação direta dos traços funcionais de alimentação com as condições ambientais locais (por exemplo, quantidade e qualidade da m.o. e diversidade de microhabitats) (Wetzel, 2001; Castro et al., 2017; Merritt et al., 2017).

A predominância de certos GT e GTF de macroinvertebrados bentônicos tem sido frequentemente comparadas entre riachos no sentido de melhorar nossa compreensão com relação à variação na composição, riqueza, abundância e diversidade dos grupos, além dos mecanismos e processos envolvidos na mudança da estrutura da comunidade bentônica, especialmente entre riachos de regiões diferentes (Ramírez & Gutiérrez-Fonseca, 2014). Alguns estudos, por exemplo, comparando climas temperados com tropicais, apontam para baixa abundância de táxons fragmentadores em riachos tropicais, quando comparados com de climas temperados (Crowl et al., 2006; Gonçalves et al., 2006). O que pode estar relacionado tanto à maior atividade de microorganismos, acelerando a decomposição do detrito foliar, em função de altas temperaturas de ambientes tropicais (Boyero et al., 2011), quanto à dureza ou impalatabilidade de folhas com alto teor de lignina e celulose, o que pode gerar baixa qualidade nutricional das folhas (Graça & Cressa, 2010; Mesa, 2014). Além disso, folhas com grandes quantidades de fenóis, podem repelir e diminuir a preferência dos invertebrados herbívoros (Koptur, 1984).

Isso poderia resultar num papel menos importante dos macroinvertebrados, especialmente dos fragmentadores (insetos e decápodos), no processamento de detrito foliar em regiões tropicais (Crowl et al., 2006; Hamada et al., 2014). Entretanto, alguns trabalhos apontam a participação relevante de camarões no processamento do detrito vegetal através do consumo, podendo influenciar entre outros processos a fragmentação de MOPG, principalmente em riachos tropicais onde os fragmentadores parecem escassos (Gonçalves et al., 2006; Kemenes et al., 2010). Contudo, há necessidade de mais estudos comparativos entre riachos tropicais, uma vez que esse padrão ainda não está claro (Tomanova et al., 2006).

Moulton et al. (2010) e Cogo et al. (2014) relatam que a presença de decápodos, por exemplo, pode modificar a composição taxonômica e funcional da comunidade de macroinvertebrados, principalmente, dos que vivem sobre o folhicho, afetando negativamente, táxons como Chironomidae e pequenos fragmentadores. Andrade et al. (2017) em um experimento com camarões e com insetos aquáticos em riacho tropical, demonstrou que na presença desses macroconsumidores, a taxa de processamento de folhas pode decair

significativamente. É possível que a redução na densidade desses grupos e a taxa de processamento das folhas esteja relacionada à predação e bioturbação do substrato, provocada pelos decápodos, inibindo ou deslocando alguns táxons, respectivamente (Landeiro, 2006; Crowl et al., 2006).

Em alguns córregos tropicais de zonas costeiras, camarões da família Palaemonidae tem sido relatados utilizando as quelas para escolher MOPG e fragmentar, enquanto os da família Atyidae atuam na coleta da MOPF (Moulton, 2006). Por outro lado, a composição e abundância de fragmentadores entre outros grupos de macroinvertebrados podem diferir entre ecossistemas diferentes devido a diferenças na variação do *input* dos insumos alóctones, como o MOPG (Carroll & Jackson, 2008; Ferreira et al., 2017), geralmente gerados por variações sazonais ao longo do ano e características florestais, especialmente, das áreas de interflúvios (ou marginais) dos riachos tropicais (Boulton et al., 2008; Mesa, 2014; Neres-Lima et al., 2017; Agra et al., 2019).

O Brasil é um país tropical, mas devido a suas dimensões continentais apresenta condições climáticas e hidrológicas muito diversas (Sparovek et al., 2007; Alvares et al., 2013), o que influencia os tipos de formações florestais. No interior, região Central do país, há menor precipitação anual, com estações de seca e chuva mais pronunciadas e enclaves de Florestas Semidecíduas, com a vegetação ripária apresentando perda foliar como resposta à deficiência hídrica, na estação seca (Paula et al., 2004; Dias Neto et al., 2009). Apesar da vegetação ripária de interior poder apresentar espécies perenifólias, como observado por Moreno e Schiavini (2001), a queda das folhas das espécies semidecíduas na estação seca pode gerar maior variação quanto ao aporte de detritos nos riachos e conseqüentemente mudança na estrutura das comunidades de macroinvertebrados (Agra et al., 2019). Essa entrada das folhas pode ocorrer na estação seca pela queda direta, a partir do dossel sobre o riacho, mas também continuar entrando por movimentos laterais ao longo do ano (Benfield, 1997), pela ação das chuvas e da própria dinâmica das zonas ribeirinhas, através da elevação do nível da água ou do lençol freático (Veloso et al., 1991).

Já nas áreas litorâneas, particularmente na região costeira de São Paulo, há maior pluviosidade e melhor distribuição de chuvas (chuvas o ano todo). Nessa região, as formações florestais ribeirinhas apresentam características de Floresta Ombrófila Densa, com folhas perenes ao longo do ano (Cardoso-Leite et al., 2013; Eisenlohr et al., 2013) e entrada de recursos alóctones de forma mais constante, o que poderia refletir em maior estabilidade taxonômica e trófica da comunidade (Motta & Uieda, 2004). Contudo, mais chuvas anuais poderiam provocar

mudanças na velocidade da água e maior deslocamento de sedimento, o que impediria a colonização de alguns grupos, mas poderia favorecer outros (Ligeiro et al., 2010). Ademais, partindo de conhecimentos prévios, nos riachos litorâneos deve ser registrada uma maior abundância de decápodes, em função da alta dependência que possuem dos ambientes estuarinos (história de vida) (Bauer, 2004), o que pode contribuir para diferenças nas proporções entre os grupos tróficos funcionais (Moulton et al., 2010; Andrade et al., 2017; Silva-Junior et al., 2017).

Nesse sentido, esse trabalho propõe avaliar e comparar a estrutura taxonômica e trófico-funcional de comunidades de macroinvertebrados bentônicos em riachos florestais tropicais de interior, região Central do Brasil e de região litorânea, nas estações de chuva e seca. Especificamente, testamos as seguintes hipóteses: (i) Riachos florestais de interior apresentam maior variação na estrutura taxonômica (composição, abundância, riqueza e diversidade) de comunidades de macroinvertebrados bentônicos entre as estações seca e chuvosa, em relação ao litoral, devido à sazonalidade mais marcante no interior. (ii) Riachos florestais de interior e de litoral apresentam proporções diferentes de grupos tróficos funcionais, em função da presença de decápodes que podem se alimentar de detrito vegetal e de outros macroinvertebrados, influenciando a estrutura das comunidades bentônicas.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado em seis riachos de 1ª e 2ª ordens, de acordo com características descritas por Horton (1945), no qual os riachos não ramificados são sempre designados como de 1ª ordem (ou nascentes), os afluentes ou riachos da 2ª ordem recebem ramificações ou afluentes da 1ª ordem, enquanto os riachos de 3ª ordem deve receber um ou mais tributários de 2ª ordem, mas também pode receber tributários de 1ª ordem. Um tributário de 4ª ordem recebe de 3ª ordem e geralmente também de ordens inferiores, e assim por diante.

Todos os riachos são sombreados por florestas ripárias ocorrentes ao longo dos cursos d'água, em regiões onde a vegetação de interflúvio é florestal (Veloso et al., 1991). Todos os riachos continham vegetação ripária preservada com raio mínimo de 150 m em torno do canal (modificado de Carvalho et al., 2015). Três dos riachos encontram-se localizados no interior da região central do Brasil (Minas Gerais - MG e Goiás – GO) e três no litoral, sudeste do Brasil (zona costeira, no estado de São Paulo - SP) (Tabela 1; Figura 1).

Tabela 1 - Coordenadas geográficas, códigos de identificação e localização das áreas de estudo.

Coordenadas	Código	Região	Município
18°57,208'S 48°12,348'O	Int1	Interior, Central do Brasil	Uberlândia - MG
19°10,840'S 48°23,698'O	Int2	Interior, Central do Brasil	Uberlândia - MG
17°46,300'S 48°39,401'O	Int3	Interior, Central do Brasil	Caldas Novas - GO
23°30,396'S 45°12,129'O	Lit1	Litorânea, Sudeste, SP	Ubatuba - SP
23°28,421'S 45°11,721'O	Lit2	Litorânea, Sudeste, SP	Ubatuba – SP
23°28,546'S 45°08,364'O	Lit3	Litorânea, Sudeste, SP	Ubatuba – SP

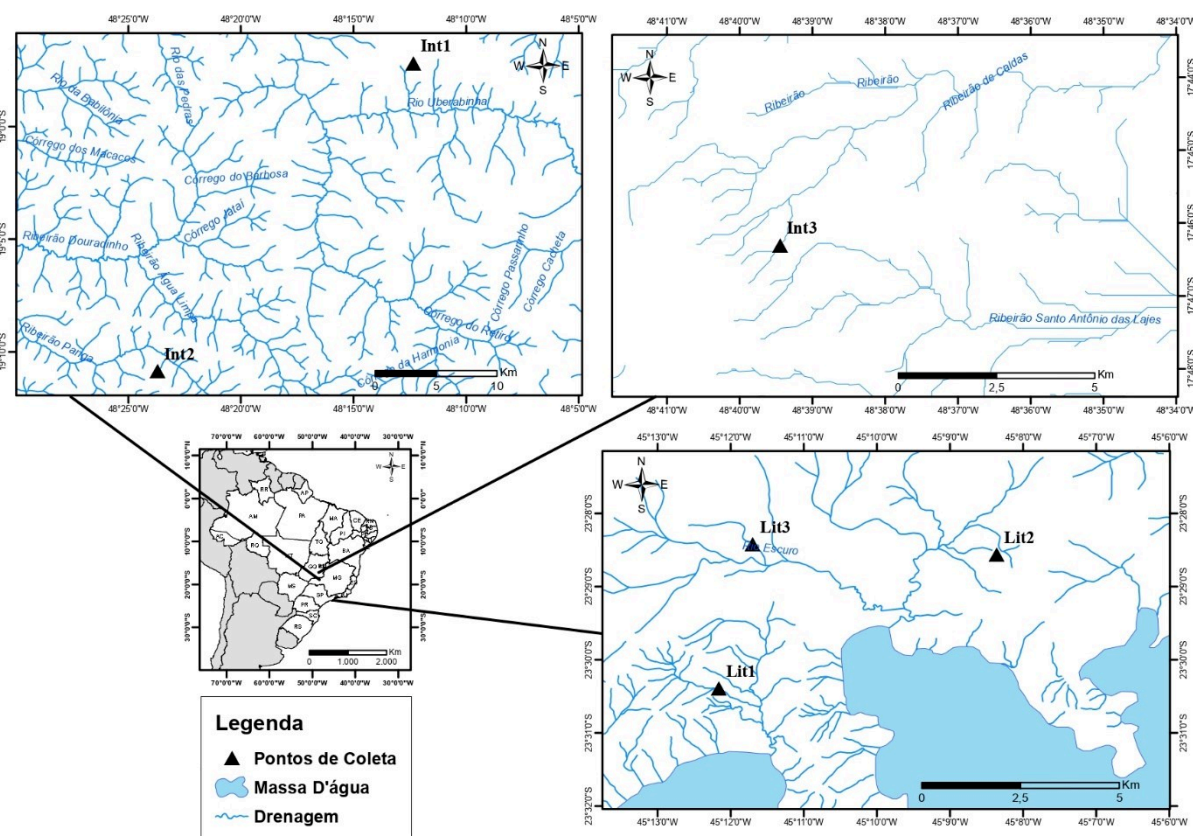


Figura 1 - Localização das seis áreas de estudo. Três nos estados de Minas Gerais e Goiás (interior, denominadas Int1,2 e 3) e três no estado de São Paulo (litoral, denominadas Lit1,2 e 3).

2.1.1. Caracterização da área de interior

Os riachos Int1, Int2 e Int3 (Figura 2 a, b, c, d, e, f) estão inseridos na região da bacia hidrográfica do rio Paraná (RH Paraná), dentro de áreas protegidas (Unidades de Conservação - UCs). Int1, encontra-se na Reserva da Fazenda do Glória pertencente à Universidade Federal de Uberlândia, situada a uma altitude de 890 m; Int2, na Reserva Ecológica do Panga, também pertencente à Universidade Federal de Uberlândia, situada à 800 m de altitude e Int3, no Parque Estadual de Serra de Caldas Novas, à 745 m de altitude.

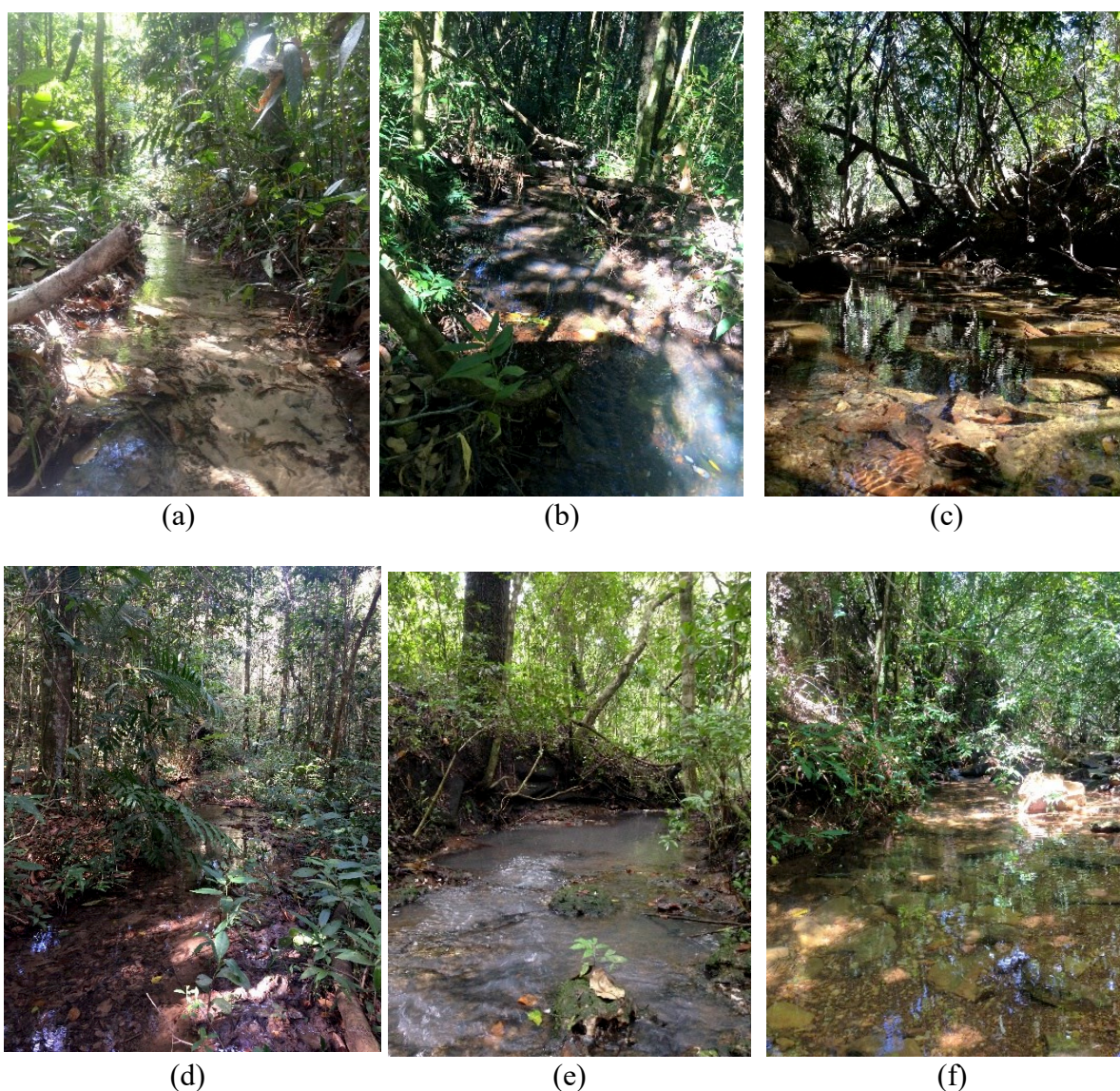


Figura 2 - Riachos de interior, amostrados nas estações de seca e chuva. Seca: a) Int1, b) Int2 e c) Int3. Chuva: d) Int1 e) Int2 e f) Int3.

As características climáticas das regiões enquadram-se na classificação de (Koeppen, 1948), no tipo *Aw*, tropical (com verões chuvosos e estação seca no inverno), tanto na região Sudoeste do Estado de Minas Gerais que contemplam as áreas de estudo Int1 e Int2, quanto do sul de Goiás, Int3. A região possui grande variabilidade climática com duas estações bem marcadas, seca nos meses de abril a setembro e chuva, de outubro a março. Int1 e Int2 possuem temperatura média anual de 22°C (Rosa, 1991), e Int3, de 23°C (Femago, 1997).

Entre as formações florestais estão a vegetação ripária, limitando-se com Floresta Semidecídua ou Estacional Decidual (Femago, 1997; Moreno & Schiavini, 2001). Essas formações podem ser consideradas um tipo de vegetação do bioma Mata Atlântica, ocasionalmente presente no Cerrado (Veloso et al., 1991; Lopes et al., 2012).

2.1.2. Caracterização da área de litoral

Os riachos Lit1, Lit2 e Lit3 (Figura 3 a, b, c, d, e, f) estão inseridos na região hidrográfica do Atlântico Sudeste (RH Atlântico Sudeste). Lit1 está situada a 81 m de altitude, Lit2 a 23 m e Lit3 a 29 m. As características climáticas da região enquadram-se na classificação de (Koeppen, 1948), no tipo *Af* tropical, clima úmido com ocorrência de precipitação em todos os meses do ano e ausência de estação seca bem definida, que, em geral, varia de abril a setembro e chuvosa, de outubro a março, entretanto com precipitações concentradas nos meses de janeiro, fevereiro e março. Temperaturas médias anuais entre 22 e 25 °C (Colombo & Joly, 2010).

A formação florestal predominante é a Floresta Ombrófila Densa (bioma Mata Atlântica), composta por formações florestais nativas. É a segunda maior floresta do país e um dos hotspots de biodiversidade mais importantes do mundo em função do elevado endemismo de espécies e grandes ameaças à conservação (Myers et al., 2000).

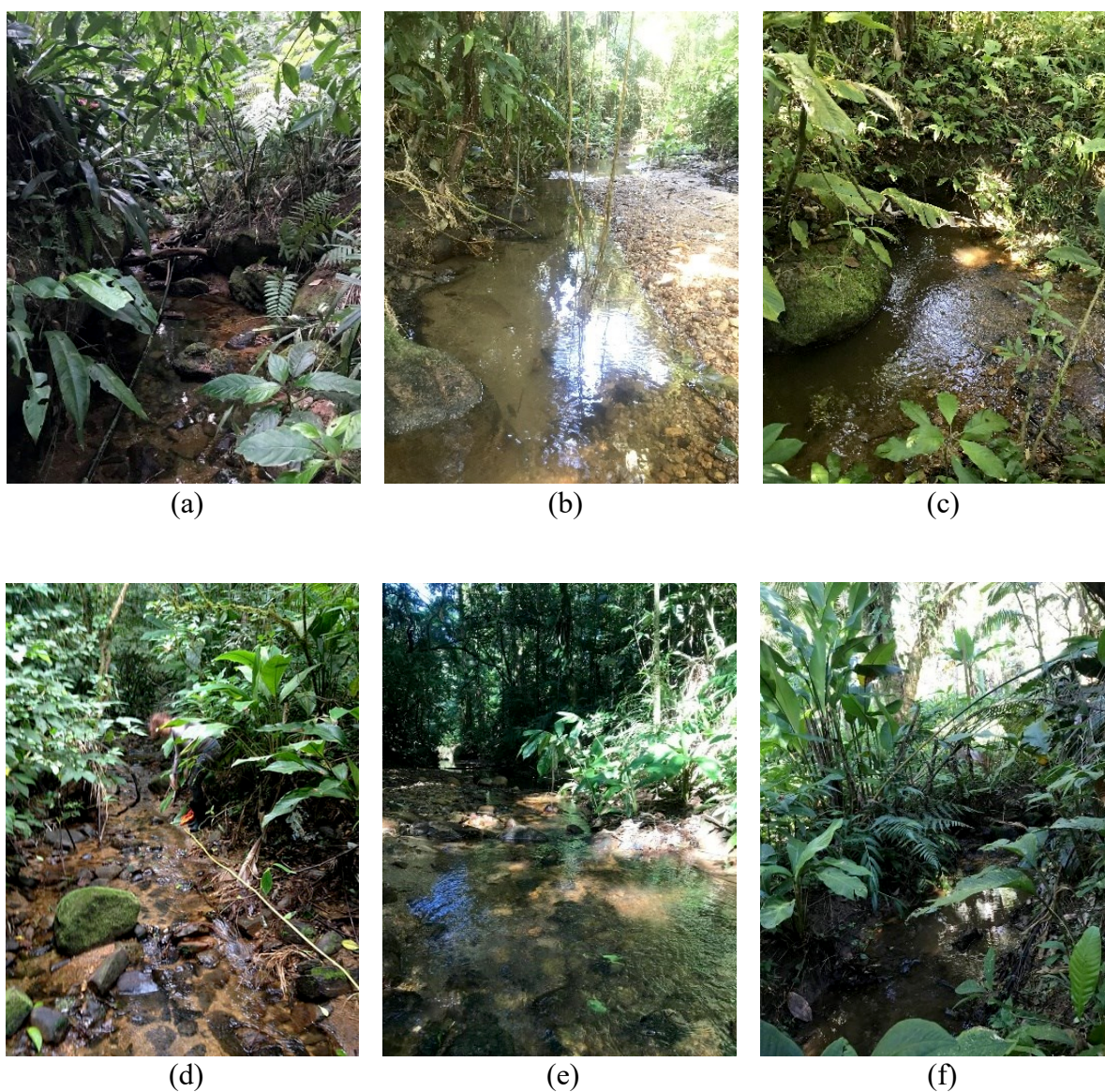


Figura 3 - Riachos de litoral, amostrados nas estações de seca e chuva. Seca: a) Lit1, b) Lit2 e c) Lit3. Chuva: d) Lit1, e) Lit2 e f) Lit3.

2.2. Delineamento amostral

Os riachos selecionados para esse estudo apresentaram características similares com relação à largura e profundidade. A amostragem dos parâmetros ambientais e de macroinvertebrados bentônicos ocorreu uma vez na estação seca (entre maio e junho/2018) e outra na chuvosa (entre janeiro e fevereiro/2019), em cada um dos três riachos florestais de interior e dos três riachos florestais de litoral ($n = 3$). Em cada riacho, um segmento contínuo proporcional à largura do riacho (40 vezes a largura média) (adaptado de Castro et al., 2016) foi definido como trecho de amostragem (Figura 4). O trecho de amostragem, por sua vez, foi

subdividido em cinco seções iguais (1, 2, 3, 4 e 5) e cada seção considerada como sub amostra. Em função da escassez de tempo para a triagem, apenas as sub amostras 1, 3 e 5 foram consideradas nesse estudo. As três sub amostras foram avaliadas conjuntamente, representando uma amostra para cada riacho e estação.

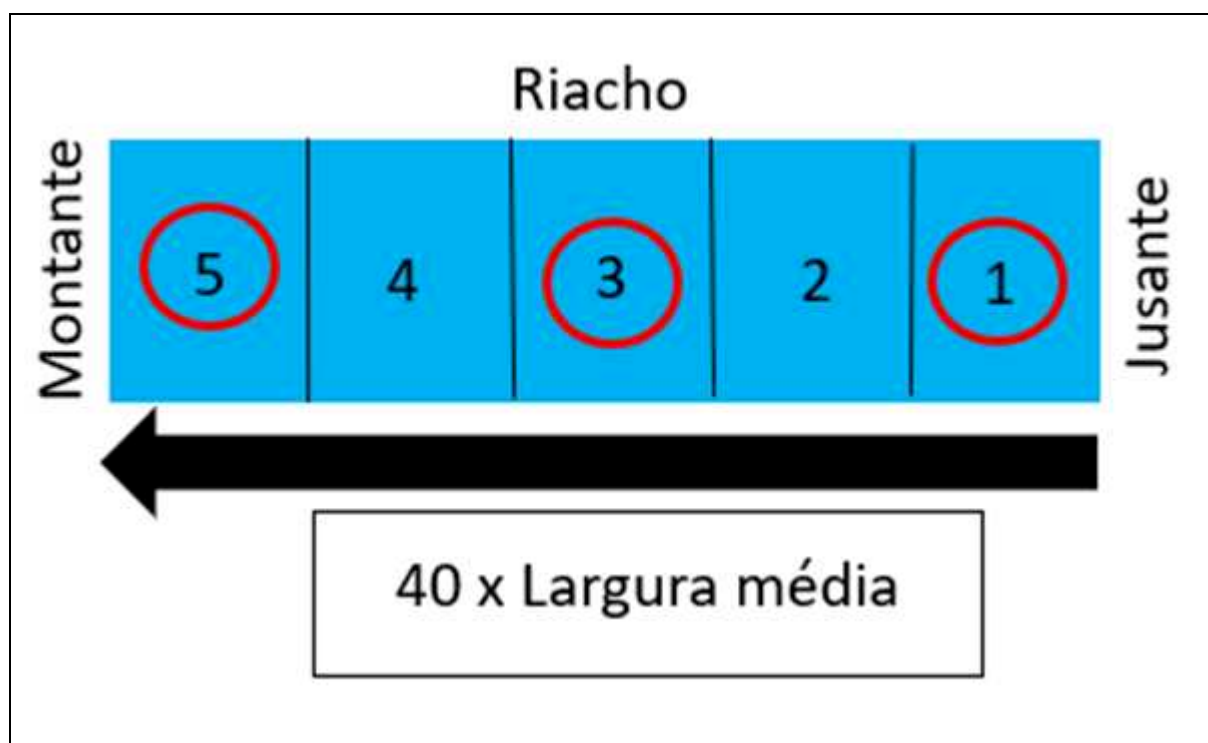


Figura 4 – Delineamento amostral. Trecho de amostragem (segmento) calculado conforme a largura média do riacho. Cada trecho foi subdividido em cinco seções iguais. Cada seção representou uma sub amostragem. Para efeito do estudo, apenas as sub amostras 1, 3 e 5 foram avaliadas.

2.2.1. Parâmetros ambientais

A média de precipitação mensal (dos meses de coleta de macroinvertebrados) da região Int1 e Int2 foi obtida por meio de dados do Laboratório de Climatologia e Meteorologia Ambiental - CLiMA/UFU. Interior (Int3), pela Estação Meteorológica de Morrinhos-INMET. Para Lit1, Lit2 e Lit3 foram utilizados dados da Estação Meteorológica de Paraty-INMET, distante aproximadamente 70 km da área de estudo (porque não havia estação meteorológica na área específica).

Em cada uma das seções, denominadas 1, 3 e 5 (distância entre seções variou de 10 a 19 m), foram avaliados largura, profundidade, parâmetros da água incluindo velocidade média

da superfície da água, temperatura superficial da água (°C), pH, condutividade, turbidez (NTU), sólidos totais dissolvidos (TDS), oxigênio dissolvido (OD), características de habitat incluindo cobertura do dossel sobre o riacho, tipo de substrato do leito e granulometria do sedimento.

As coordenadas dos riachos e seções foram tomadas mediante a utilização de Navegador Global Positioning System- GPS (Garmin). Largura e Profundidade foram calculadas como a média de três medidas ao longo do trecho (uma medida por seção), tomadas com uma fita métrica de 50 m. A velocidade superficial da água foi calculada como a média aritmética de cinco medidas de tempo para uma esfera de isopor (100 mm) percorrer 2 metros (mais especificamente, velocidade superficial da água = $2/\text{tempo}$ em m/s). Temperatura da água (°C), pH, condutividade, turbidez (NTU), sólidos totais dissolvidos (TDS) e oxigênio dissolvido (OD) foram medidos utilizando um Medidor Multiparâmetros de Qualidade de Água (modelo U-50, Horiba).

A cobertura do dossel foi fotografada utilizando-se uma câmera de celular sobre uma régua de nível (de modo que o equipamento fosse mantido no alinhamento correto), apoiada sobre um bastão de 1,20 m de comprimento, no canal do riacho (Figura 5a e b). A porcentagem da área de cobertura do dossel foi calculada mediante o uso do software ImageJ (versão 1.34).

A proporção (em porcentagem) de substratos dominantes foi estimada visualmente, como a proporção do fundo do riacho, coberto por (i) areia (diâmetro < 2mm), (ii) cascalho (2-19 mm), (iii) rochas (> 19 mm), e (iv) detrito foliar (Ferronato et al., 2019). O detrito foliar, geralmente, encontra-se acumulado sobre substrato mineral. Para estimar as porcentagens de cada tipo de substrato foi estabelecido sobre o leito uma faixa de amostragem perpendicular à margem em cada uma das seções de amostragem. Um quadrat de 0,2 x 0,2 m (Figura 5c) foi posicionado sobre uma faixa de amostragem na margem direita, na esquerda e no centro do canal do riacho. Assim, considerando as amostragens nas três seções (1, 3 e 5) do córrego, totalizou-se por riacho, 9 quadrat avaliados ou o equivalente a 0,36 m² de microhabitats amostrados.

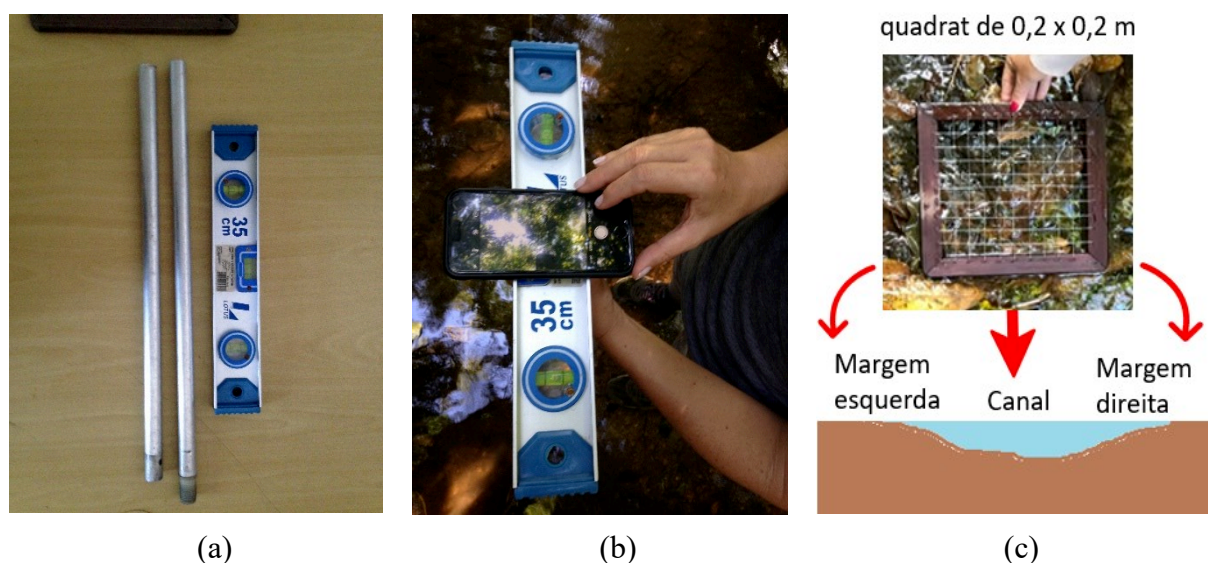


Figura 5 - Materiais utilizados para estimar a cobertura da copa das árvores e o tipo de substrato. a) Bastão de alumínio e régua de nível. b) Câmera fotográfica de celular sobre uma régua de nível, apoiada sobre o bastão. c) Esquema demonstrando a faixa de amostragem do substrato do riacho mensurado pelo quadrat de madeira.

2.3 Amostragem de macroinvertebrados bentônicos

As coletas nas áreas protegidas (UCs) seguiram normas e autorizações das autoridades competentes, SISBIO nº 67224-1 e da SECIMA, processo nº 2019000170008827, autorização 003/2019. A coleta foi realizada com rede em “D” (30 cm de abertura, malha de 0,5 mm e 0,09 m² área), de jusante para montante, seguindo um padrão de movimento ziguezague ao longo do segmento definido, cobrindo todos os diferentes substratos e habitats mais representativos de cada seção amostral para a coleta dos macroinvertebrados bentônicos (Castro et al., 2017). Os invertebrados coletados foram fixados em formaldeído a 10% e armazenados em sacos plásticos (Figura 6), devidamente etiquetados (Souto et al., 2012). Todos os organismos foram depositados no Laboratório de Ecologia de Ecossistemas Aquáticos (LEEA-UFU) e sem acesso ao seu patrimônio genético.

No laboratório, o material recolhido foi lavado em peneira com malha de 0,5 mm e armazenado em potes com álcool 70%. Todos os macroinvertebrados bentônicos encontrados foram identificados e contados em placas de Petri com o auxílio de um estereomicroscópio. A identificação foi conduzida, sempre que possível, até o nível de família, utilizando-se chaves de identificação para GT (Mugnai et al., 2010; Hamada et al., 2014) ou quando necessário o suporte de um especialista. Para a classificação dos grupos tróficos funcionais, utilizou-se uma

chave de identificação para grupos representativos da região de Floresta Atlântica (Cummins et al., 2005). Desse modo foram agrupados basicamente, em cinco grupos tróficos funcionais, incluindo: (i) CC=Coletores-Catadores, (ii) CF=Coletores-Filtradores, (iii) Fr= Fragmentadores, (iv) R= Raspadores e (v) Pr= Predadores.

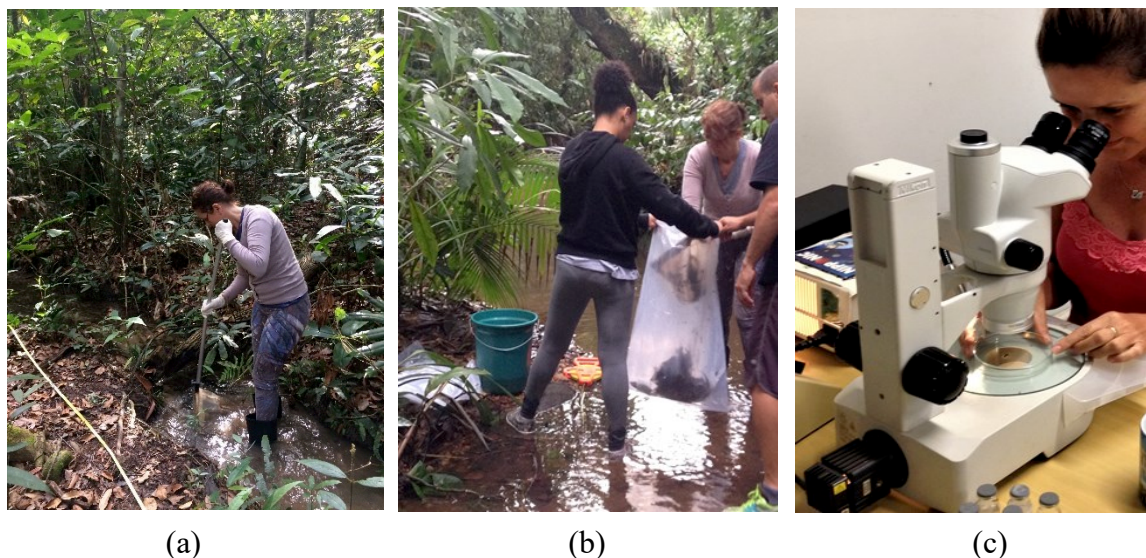


Figura 6 - Etapas do processo de amostragem e identificação de macroinvertebrados bentônicos. a) Arrasto da rede "D" no fundo do riacho em cada uma das seções. b) Armazenamento do material coletado em sacos plásticos. c) Identificação taxonômica e de GTF com uso da lupa óptica.

2.4. Análise dos dados

Todas as análises estatísticas, incluindo a maioria dos gráficos, foram realizadas no software RStudio 3.5.1 (R Core Team 2018) e nível de significância de 5%. Em todos os modelos, checkou-se os pressupostos observando normalidade e heterocedasticidade da variância, a fim de verificar a superdispersão dos dados, quando aplicável. Vale destacar que para os testes foi considerada a soma das seções nos riachos do Interior Chuva (IC), Interior Seca (IS), Litoral Chuva (LC) e Litoral Seca (LS).

Foram calculados as médias e os desvios padrão dos parâmetros ambientais para IC e IS, assim como para LC e LS (Tabela 2). Para testar se havia diferença na variação dos parâmetros ambientais entre IC e IS, e LC e LS foi utilizado um GLMM com erro de distribuição Gamma, seguido por teste de chi-quadrado Wald, usando o pacote "glmmTMB" (Brooks et al., 2017) e o pacote "car" (Fox & Weisberg, 2011), respectivamente. Os parâmetros ambientais foram considerados variáveis resposta e a estação do ano usada como variável

preditora. Ajustou-se a estação como variável aleatória para controlar medidas repetidas temporais.

Foram avaliadas a contagem de indivíduos (abundância total e relativa), além da porcentagem total e relativa dos grupos taxonômicos e tróficos funcionais, identificados e não identificados (NI) de cada área e estação. O foco das análises se deu em nível de família taxonômica, entretanto quando não foi possível atingir esse nível de identificação, considerou-se grupos taxonômicos mais abrangentes.

Para avaliar a eficiência do esforço amostral e calcular a riqueza e a diversidade taxonômica dos macroinvertebrados para cada área, nas estações, foram calculadas curvas de amostragem de rarefação e extrapolação focadas nos três membros mais usados da família dos números de Hill. Os números de Hill são uma família de índices de diversidade que integram a riqueza e abundância de espécies (Hill, 1973). O primeiro membro ($q = 0$) considera apenas a riqueza de espécies, independentemente de suas abundâncias relativas; o segundo membro ($q = 1$), índice exponencial de Shannon, conta os indivíduos igualmente e, portanto, conta as espécies em proporção a suas abundâncias (como o número efetivo das espécies comuns na comunidade); e o terceiro membro ($q = 2$), inverso do índice de Simpson, desconta todas as espécies, exceto as dominantes (número efetivo de espécies dominantes) (Chao et al., 2014). Os intervalos de confiança (de 95%) foram estimados pelo método de aleatorização com 200 permutações (Chao et al., 2014). Os dados foram ajustados para o grupo taxonômico. Os pacotes utilizados para as análises e gráficos foram o “iNEXT” (Hsieh et al., 2016), “ggplot2”, e “gridExtra” (Auguie, 2017). Os dados utilizados para cálculo das curvas de amostragem foram os de abundância (Chao et al., 2014).

Para testar se havia diferença na variação da riqueza taxonômica em cada área, entre as estações, foi utilizado um GLMM com distribuição de erros de Poisson, seguido por teste de chi-quadrado Wald, usando o pacote “lme4” (Bates et al., 2015) e o pacote “car”, respectivamente. A riqueza taxonômica foi considerada variável resposta e as estações do ano (de cada área) foram usadas como variáveis preditoras. Ajustou-se a estação como variável aleatória para controlar medidas repetidas temporais.

Para testar se havia diferença na variação da abundância total de macroinvertebrados para cada área, entre as estações, foi utilizado um GLMM com erro de distribuição Poisson, seguido por teste de chi-quadrado Wald, usando o pacote “glmmTMB” e o pacote “car”, respectivamente. A abundância foi considerada variável resposta e as estações do ano (para cada área) foram ajustadas como variável preditora. Além disso, ajustou-se a estação como

variável aleatória para controlar medidas repetidas temporais. Complementarmente, analisou-se os táxons que mais contribuíram para as diferenças em cada área, entre estações, através da análise SIMPER (Clarke, 1993). A partir desses grupos, testou-se por meio do GLMM, pacote "glmmTMB" a variação nas abundâncias desses principais grupos, entre as estações, para cada área.

Para testar se havia diferença na variação das abundâncias por grupos tróficos funcionais entre as áreas, utilizou-se um GLMM com distribuição de erros de Poisson, seguido por teste de chi-quadrado Wald, usando o pacote "lme4" e o pacote "car", respectivamente. Após a significância dos modelos, a diferença entre os grupos foi comparada através de teste Tukey's (HSD). Além disso, foram calculadas as proporções (%) de grupo trófico funcional, baseadas na abundância total.

3. RESULTADOS

3.1 Parâmetros ambientais

A média de precipitação mensal (dos meses de coleta de macroinvertebrados) da área de interior foi de 29,77 mm na seca e 216,61 mm na chuva. Já para a área de litoral, a média de precipitação mensal foi de 51,88 mm na seca e 236,60 mm na chuva. Houve variação significativa dos parâmetros ambientais entre as estações de chuva e seca, nas duas áreas de estudo, exceto para condutividade, no interior. Concentração de oxigênio dissolvido, turbidez, sólidos totais dissolvidos, temperatura e velocidade da água apresentaram maiores valores na chuva que na seca. Não houve diferença significativa na largura e profundidade dos riachos (Tabela 2).

Tabela 2 - Valores médios (desvio padrão) dos parâmetros ambientais das áreas e estações (IC= Interior Chuva, IS= Interior Seca, LC= Litoral Chuva e LS= Litoral Seca)

Variáveis ambientais	IC	IS	p	LC	LS	p
Parâmetros da água						
OD (mg/L)	9.09 (0.90)	8.17 (0.97)	***	10 (0.54)	8.53 (1.91)	*
pH	5.51 (0.25)	6.37 (0.63)	***	6.75 (0.97)	5.52 (0.70)	***
Turbidez (NTU)	28.36 (3.32)	23.56 (1.08)	***	26.23 (3.12)	20.64 (4.56)	**
Condutividade (mS/cm)	0.007 (0.002)	0.008 (0.006)	*	0.025 (0.005)	0.027 (0.001)	**
TDS (g/L)	0.025 (0.0037)	0.006 (0.003)	***	0.018 (0.0008)	0.017 (0.0007)	***
Temperatura (°C)	22.54 (0.57)	21.09 (2.00)	***	24.27 (0.43)	18.79 (0.08)	**
Características do riacho						
Largura (cm)	169.33 (73.55)	145.33 (46.43)	*	140 (11.7)	111.00 (13.6)	ns
Profundidade (cm)	25.38 (15.39)	25.72 (13.32)	*	27.30 (9.87)	20 (8.30)	ns
Velocidade superficial da água (m/s)	0.23 (0.06)	0.16 (0.009)	***	0.31 (0.09)	0.18 (0.07)	***
% Cobertura de dossel	74.76 (12.33)	66.98 (7.25)	*	68.48 (3.34)	64.88 (3.92)	*
Tipo do substrato						
% Rocha (> 64)	23.14 (25.61)	19.44 (17.67)	*	1.85 (1.85)	16.66 (28.86)	ns
% Cascalho (64 -2mm)	12.96 (13.88)	20.36 (26.05)	*	18.51 (22.73)	22.22 (27.63)	ns
% Areia (> 2)	21.29 (28.59)	22.22 (24.65)	*	50.00 (31.18)	40.74 (25.15)	ns
% Detrito foliar	42.59 (26.16)	37.96 (16.19)	*	29.63 (20.03)	20.37 (26.05)	*

Nota: *** p<0.001; ** p<0.01; * p<0.05 e ns (não significativo)

O teste GLMM apontou para uma variação na porcentagem de cobertura do dossel sobre o riacho entre as áreas e estações, indicando maior queda das folhas no período seco. Inclusive, no interior, havendo maior variação (entre as médias) na queda das folhas. Para o detrito foliar

depositado no fundo do riacho, o litoral mostrou variação média significativa, apresentando maior média no período chuvoso. No interior foram observadas as maiores médias de detrito foliar, apesar de não se confirmar uma variação significativa entre as estações. Quanto à proporção dos outros tipos de substratos (areia, cascalho e rocha), não houve variação significativa entre as estações de cada área.

3.2. Comunidades de macroinvertebrados bentônicos

Nas áreas de IC e IS; LC e LS, no total foram identificados 4807 macroinvertebrados, e destes apenas 205 indivíduos (menos de 4,5%) não puderam ser reconhecidos em nível de família (Não identificados=NI), em função dos indivíduos serem muitos jovens ou por falta de integridade morfológica do animal. Foram identificados 4 filos (Arthropoda, Annelida, Mollusca e Platyhelminthes), 8 classes, 14 ordens e 57 famílias (Tabela 3). O grupo dos insetos aquáticos foi o mais representativo, contribuindo com 88,37% da abundância total, enquanto a classe menos abundante foi Turbellaria (0,02%). No geral, as ordens mais abundantes foram Diptera (53,71%), seguida por Ephemeroptera (15,60%), Trichoptera (10,34%) e Decapoda (7,36%), enquanto os grupos menos abundantes foram as ordens Collembola (0,02%), Isopoda (0,02%) e Tricladida (0,02%). Quanto aos grupos tróficos funcionais, o grupo mais expressivo foi de CC, contribuindo com 72,44% da abundância total, seguido por Fr (11,82%), Pr (7,95%), CF (4,56%), R (2,81%) e NI (0,42%) (Tabela 3).

Oligoneuriidae	0	0,00	1	0,02	1	0,02	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,02	
Trichoptera															
Hydropsychidae	4	0,08	6	0,12	10	0,21	78	1,62	14	0,29	92	1,91	102	2,12	
Philopotanamidae	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,02	2	0,04	3	0,06	3	0,06	
Polycentropodidae	10	0,21	47	0,98	57	1,19	2	0,04	0	0,00	2	0,04	59	1,23	
Venerida															
Cyrenidae	11	0,23	1	0,02	12	0,25	0	0,00	0	0,00	0	0,00	12	0,25	
Fr															
Coleoptera															
Curculionidae	3	0,06	0	0,00	3	0,06	0	0,00	0	0,00	0	0,00	3	0,06	
Dryopidae	2	0,04	0	0,00	2	0,04	0	0,00	0	0,00	0	0,00	2	0,04	
Haliplidae	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,02	0	0,00	1	0,02	1	0,02	
Lutrochidae	2	0,04	0	0,00	2	0,04	0	0,00	0	0,00	0	0,00	2	0,04	
Ptilodactylidae	1	0,02	0	0,00	1	0,02	0	0,00	2	0,04	2	0,04	3	0,06	
Decapoda															
Atyidae	0	0,00	0	0,00	0	0,00	109	2,27	87	1,81	196	4,08	196	4,08	
Palaeomonidae	0	0,00	0	0,00	0	0,00	80	1,66	78	1,62	158	3,29	158	3,29	
Isopoda	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,02	1	0,02	1	0,02	
Lepidoptera															
Pyralidae	47	0,98	1	0,02	48	1,00	1	0,02	1	0,02	2	0,04	50	1,04	
Plecoptera															
Gripopterygidae	0	0,00	0	0,00	0	0,00	4	0,08	0	0,00	4	0,08	4	0,08	
Trichoptera															
Calamoceratidae	22	0,46	21	0,44	43	0,89	10	0,21	0	0,00	10	0,21	53	1,10	
Sericostomatidae	33	0,69	4	0,08	37	0,77	19	0,40	39	0,81	58	1,21	95	1,98	
NI															
Diptera	0	0,00	1	0,02	1	0,02	1	0,02	4	0,08	5	0,10	6	0,12	

Aeschnidae	0	0,00	14	0,29	14	0,29	1	0,02	3	0,06	4	0,08	18	0,37	
Calopterygidae	2	0,04	1	0,02	3	0,06	5	0,10	2	0,04	7	0,15	10	0,21	
Coenagrionidae	0	0,00	21	0,44	21	0,44	0	0,00	0	0,00	0	0,00	21	0,44	
Dicteriadidae	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,02	0	0,00	1	0,02	1	0,02	
Gomphidae	0	0,00	1	0,02	1	0,02	2	0,04	2	0,04	4	0,08	5	0,10	
Libellulidae	5	0,10	5	0,10	10	0,21	2	0,04	8	0,17	10	0,21	20	0,42	
Protoneuridae	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,02	1	0,02	1	0,02	
Plecoptera															
Perlidae	1	0,02	0	0,00	1	0,02	4	0,08	0	0,00	4	0,08	5	0,10	
Trichoptera															
Leptoceridae	5	0,10	27	0,56	32	0,67	17	0,35	3	0,06	20	0,42	52	1,08	
Tricladida															
Planariidae	0	0,00	1	0,02	1	0,02	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,02	
R															
Coleoptera															
Psephenidae	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,02	1	0,02	1	0,02	
Gastropoda															
Trichoptera	1	0,02	3	0,06	4	0,08	0	0,00	0	0,00	0	0,00	4	0,08	
Trichoptera															
Glossosomatidae	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,02	0	0,00	1	0,02	1	0,02	
Helicopsychidae	7	0,15	0	0,00	7	0,15	60	1,25	24	0,50	84	1,75	91	1,89	
Hydroptilidae	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,02	0	0,00	1	0,02	1	0,02	
Odontoceridae	12	0,25	6	0,12	18	0,37	6	0,12	13	0,27	19	0,40	37	0,77	
Total Geral	1067	22,20	2054	42,73	3121	64,93	898	18,68	788	16,39	1686	35,07	4807	100,00	

Com relação à estimativa de riqueza e diversidade, observa-se claramente por meio das curvas de riqueza taxonômica (ordem $q = 0$) que a riqueza é similar comparando IC com IS, assim como LC e LS (Figuras 7 e 8). Entretanto, vale ressaltar que no IS a curva de rarefação não atingiu a assíntota, mostrando uma tendência ao aumento do número de táxons de macroinvertebrados (Figura 7). Dos 61 táxons considerados na análise (57 famílias, 4 classes e 1 ordem), no IC o número de táxons encontrados foi 40 (esperado, 45) e no IS, 42 (aqui, o valor de riqueza esperada era 90 e em termos percentuais isso pode significar que faltou amostrar em torno de 53% dos táxons). Já a riqueza taxonômica encontrada em LC foi 35 (esperada, 55) e LS 33 (esperada, 42). Entretanto, a diversidade taxonômica se altera quando consideramos os táxons típicos ($q = 1$) e dominantes ($q = 2$) (Figuras 7 e 8).

Para a diversidade de Shannon ($q = 1$), observou-se que nas duas áreas de estudo, a estação chuvosa apresentou uma maior diversidade. O IC apresentou maior diversidade taxonômica (8,78) que o IS (4,77) assim como, LC maior diversidade (10,47) que LS (6,89). Quando o peso dos táxons dominantes aumenta (diversidade de Simpson, $q = 2$), resultados semelhantes à diversidade de Shannon são observados, ou seja, houve diferença significativa, uma vez que o intervalo de confiança das duas curvas não se sobrepõe. Houve tendência da curva com maior diversidade para IC (4,37) quando comparado com IS (2,30), do mesmo modo que aumentou para LC (6,45) quando comparado com LS (3,43) (Figuras 7 e 8).

De forma similar à análise de riqueza pelos número de Hill, não foi encontrada variação significativa para a riqueza taxonômica entre IC e IS (GLMM: $\chi^2 = 2,501$, $p = 0,11$), assim como para LC e LS (GLMM: $\chi^2 = 0,672$; $p = 0,41$), como pode também ser demonstrado e ilustrado por meio da curva de rarefação.

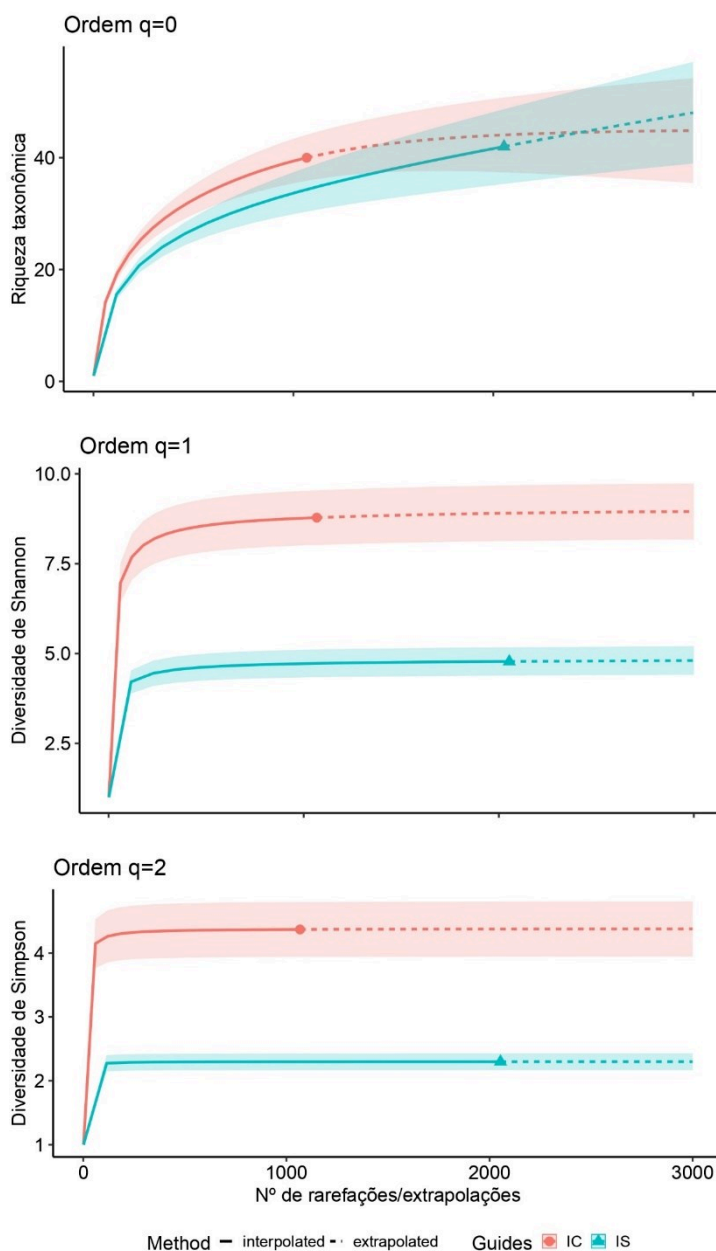


Figura 7 - Curvas de rarefação (linhas contínuas) e extrapolação (linhas pontilhadas) observadas com 95% de intervalo de confiança obtidos pelos números de Hill, representando o número de indivíduos de macroinvertebrados bentônicos obtidos pelos processos de amostragem, na área e estação: IC=Litoral Chuva e IS=Interior Seca. Os intervalos de confiança de 95% (área colorida que acompanha as linhas) foram obtidos através do método aleatorização (200). As amostras de referência são indicadas pelos pontos sólidos coloridos. Em que $q = 0$ é referente a riqueza taxonômica, $q = 1$ ao índice de diversidade de Shannon e $q = 2$ ao índice de diversidade de Simpson.

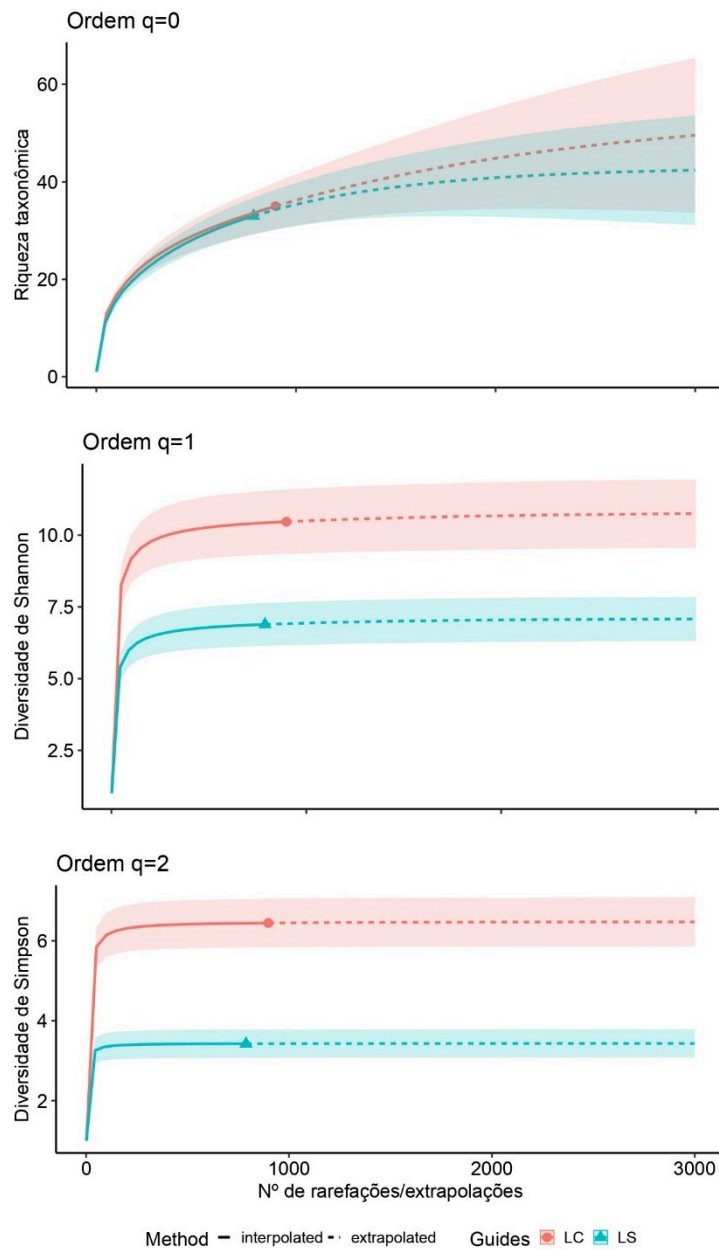


Figura 8 - Curvas de rarefação (linhas contínuas) e extrapolação (linhas pontilhadas) observadas com 95% de intervalo de confiança obtidos pelos números de Hill, representando o número de indivíduos de macroinvertebrados bentônicos obtidos pelos processos de amostragem, na área e estação: LC=Litoral Chuva e LS=Litoral Seca. Os intervalos de confiança de 95% (área colorida que acompanha as linhas) foram obtidos através do método aleatorização (200). As amostras de referência são indicadas pelos pontos sólidos coloridos. Em que $q = 0$ é referente a riqueza taxonômica, $q = 1$ ao índice de diversidade de Shannon e $q = 2$ ao índice de diversidade de Simpson.

A abundância média de macroinvertebrados variou significativamente no interior e litoral, entre as estações (Figura 9). No interior, a abundância média na estação seca ($10,06 \pm 62,52$; média \pm DP) foi maior que na chuvosa ($5,21 \pm 24,86$) (GLMM: $\chi^2 = 303,24$, $p < 0,001$). Já, no litoral a abundância média foi menor na seca ($3,86 \pm 22,67$) que na chuva ($4,40 \pm 19,14$) (GLMM: $\chi^2 = 6,6402$, $p = 0,01$). Observou-se que houve uma maior variação entre as médias no interior que no litoral.

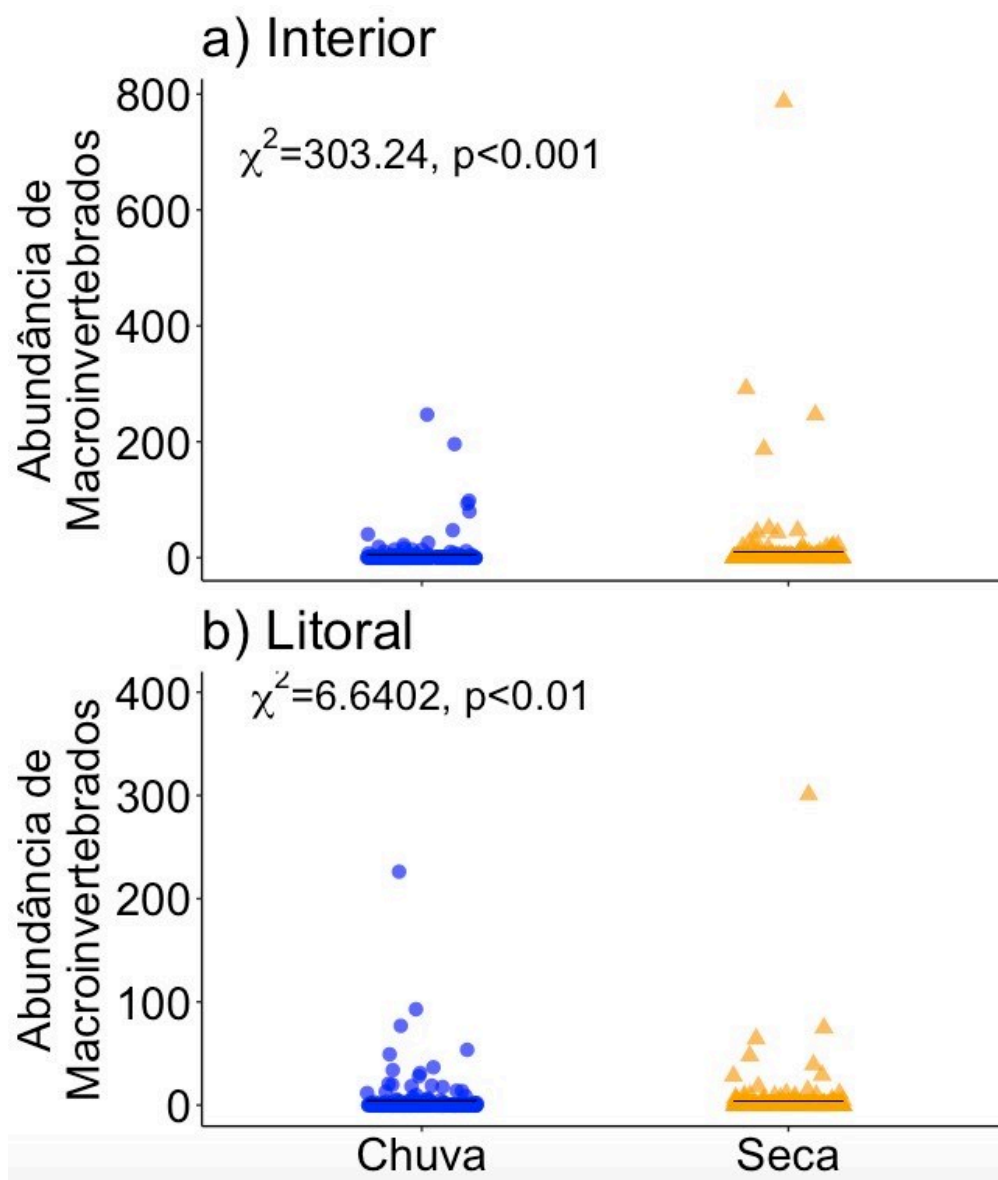


Figura 9 - Plot com médias (barra), valores mínimos e máximos, representando a abundância de macroinvertebrados bentônicos obtidos pelos processos de amostragem, na área (interior e litoral) e estação (seca e chuva). Devido à alta variação dos dados, houve achatamento do *boxplot*, dificultando a visualização do mesmo.

Dos 10 táxons que mais contribuíram (aproximadamente 80%) com a dissimilaridade (análise SIMPER, Tabela 4), nas áreas de interior e litoral, quatro deles (ou quase a metade) são compartilhados por ambas as áreas (Chironomidae, Leptophlebiidae, Baetidae e Sericostomatidae). Entretanto para alguns desses táxons a abundância variou diferentemente, a depender da estação do ano em cada área. No IS a abundância de Chironomidae foi quase três vezes maior em relação à IC. No litoral, apesar da menor diferença na abundância entre as estações, seguiu a tendência (como do interior) de maior abundância em LS. Leptophlebiidae foi maior no IS que IC, já no LS a abundância foi menor que em LC. Baetidae, não apresentou variação significativa nas abundâncias entre IS e IC, mas apresentou maior abundância na LC. Sericostomatidae foi consideravelmente maior em IS, enquanto, no LC ocorreu o inverso, foi menor.

Tabela 4 – Resumo dos táxons de macroinvertebrados mais importantes (80% dos que mais contribuíram para a dissimilaridade, obtidos por meio da Análise de SIMPER) e dos resultados do GLMM comparando a variação da abundância (média \pm desvio padrão) entre as áreas e estações (IC=Interior Chuva, IS=Interior Seca, LC=Litoral Chuva e LS=Litoral Seca).

Táxons	% Contribuição Dissimilaridade	IC	IS	χ^2	p
Interior					
Chironomidae	49,76	52,11 \pm 47,86	147,33 \pm 103,92	374,24	***
Leptophlebiidae	9,62	14,00 \pm 15,07	26,11 \pm 29,57	31,866	***
Baetidae	6,19	10,77 \pm 22,09	10,77 \pm 7,61	0	ns
Oligochaeta	6,07	10,88 \pm 26,51	5,55 \pm 5,05	14,993	***
Pyrilidae	3,06	5,22 \pm 8,36	0,11 \pm 0,33	14,515	***
Sericostomatidae	2,69	3,67 \pm 4,60	0,44 \pm 1,33	15,886	***
Polycentropodidae	1,89	1,11 \pm 1,45	5,22 \pm 9,75	19,748	***
Litoral					
		LC	LS		
Chironomidae	33,19	32,55 \pm 33,50	44,88 \pm 52,86	17,526	***
Atyidae	12,36	12,11 \pm 14,86	9,66 \pm 12,03	2,459	ns
Palaeomonidae	8,90	8,88 \pm 8,80	8,66 \pm 9,53	0,025	ns
Baetidae	5,81	7,44 \pm 5,59	2,11 \pm 2,31	23,51	***
Leptophlebiidae	5,57	8,00 \pm 7,96	2,77 \pm 2,03	20,764	***
Hydropsychidae	5,31	8,66 \pm 24,14	1,55 \pm 2,18	35,019	***
Helicopsychidae	5,11	6,66 \pm 8,85	2,66 \pm 2,95	14,393	***
Sericostomatidae	3,81	2,11 \pm 3,05	4,33 \pm 5,22	6,606	**

Nota: *** p<0,001; ** p<0,01; * p<0,05 e ns (não significativo)

Alguns dos táxons como Oligochaeta, Pyralidae e Polycentropodidae foram mais contributivos em termos de abundância na área de interior, na seca. Já as famílias Hydropsychidae e Helicopsychidae foram mais expressivas no litoral, apresentando maior abundância na estação chuvosa. Os camarões Atyidae e Palaemonidae foram grupos exclusivos da área litorânea e não apresentaram diferenças significativas na variação da abundância média entre as estações do ano.

Houve variação na abundância média de macroinvertebrados dos grupos tróficos funcionais nas áreas de interior e litoral (GLMM: $\chi^2 = 5,585$; $p = 0,01$) (Figura 10). Além disso, quando feita a comparação par a par dos respectivos grupos com seus correspondentes nas áreas, observou-se, entre a maioria, uma variação significativa. No interior, a abundância média de CC ($141,22 \pm 124,10$) foi maior que no litoral ($52,22 \pm 46,18$) (GLMM: $\chi^2 = 765,54$; $p < 0,001$). Por outro lado, a abundância média de Fr ($24,00 \pm 19,76$) foi maior no litoral do que na área de interior ($7,55 \pm 7,98$) (GLMM: $\chi^2 = 162,13$; $p < 0,001$). Já o grupo de Pr ($0,66 \pm 0,90$) foi maior no interior que no litoral ($0,50 \pm 1,04$) (GLMM: $\chi^2 = 96,676$; $p < 0,001$), enquanto que R ($1,61 \pm 1,91$) foi menor no interior do que no litoral ($5,88 \pm 6,19$) (GLMM: $\chi^2 = 46,678$; $p < 0,001$). Para os grupos de CF (GLMM: $\chi^2 = 1,028$, $p = 0,31$) e NI (GLMM: $\chi^2 = 0,430$, $p = 0,51$) não foram observadas variações significativas das médias entre as áreas.

Considerando a abundância total dos GTF nas áreas (interior + litoral), a proporção de CC representou 72,43% dos GTF. Desses, 52,88% foram encontrados no interior e 19,56% no litoral. Assim como houve maior proporção de Pr no interior (8,74%) quando comparado ao litoral (2,02%). Já com relação à representatividade dos Fr foi maior no litoral, totalizando 8,99%, enquanto no interior representou apenas 2,74%. CF e R tiveram menor proporção da abundância total dos GTF. CF, no interior com 2,43% e no litoral, 2,13%, e R, no interior 0,61% e litoral, 2,21%. A proporção relativa dos GTF separada por área pode ser visualizada por meio da Figura 11.

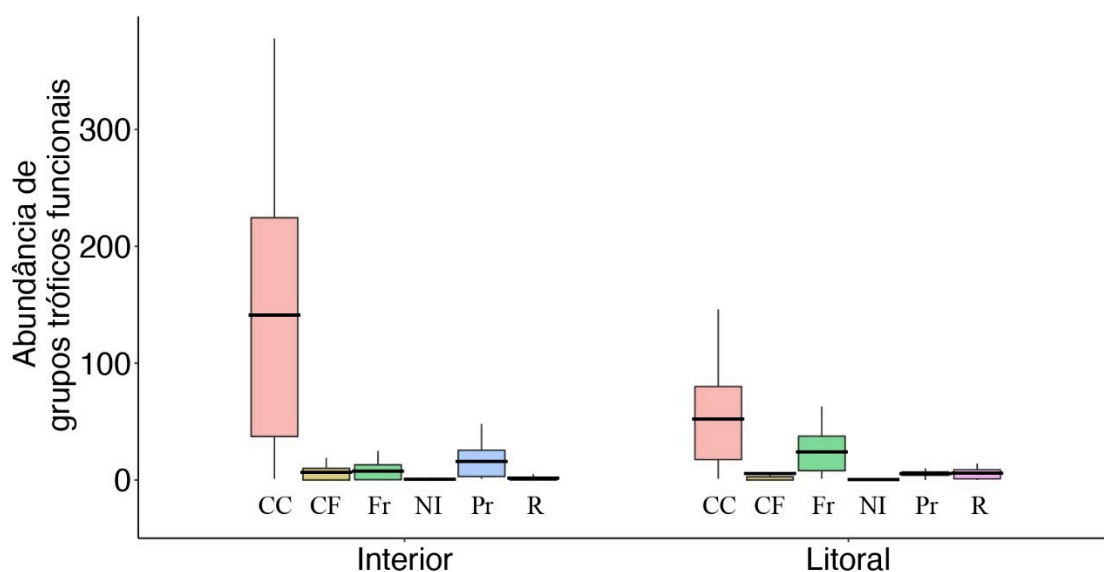


Figura 10 - Plot com médias (barra interna da caixa), valores mínimos (barra inferior da caixa) e máximos (barra superior da caixa) representando a abundância de macroinvertebrados bentônicos por grupo trófico funcional (CC= Catador-Coletor, CF=Catador Filtrador, Fr=Fragmentador, NI=Não Identificado, Pr=Predador e R=Raspador) entre as áreas de interior e litoral.

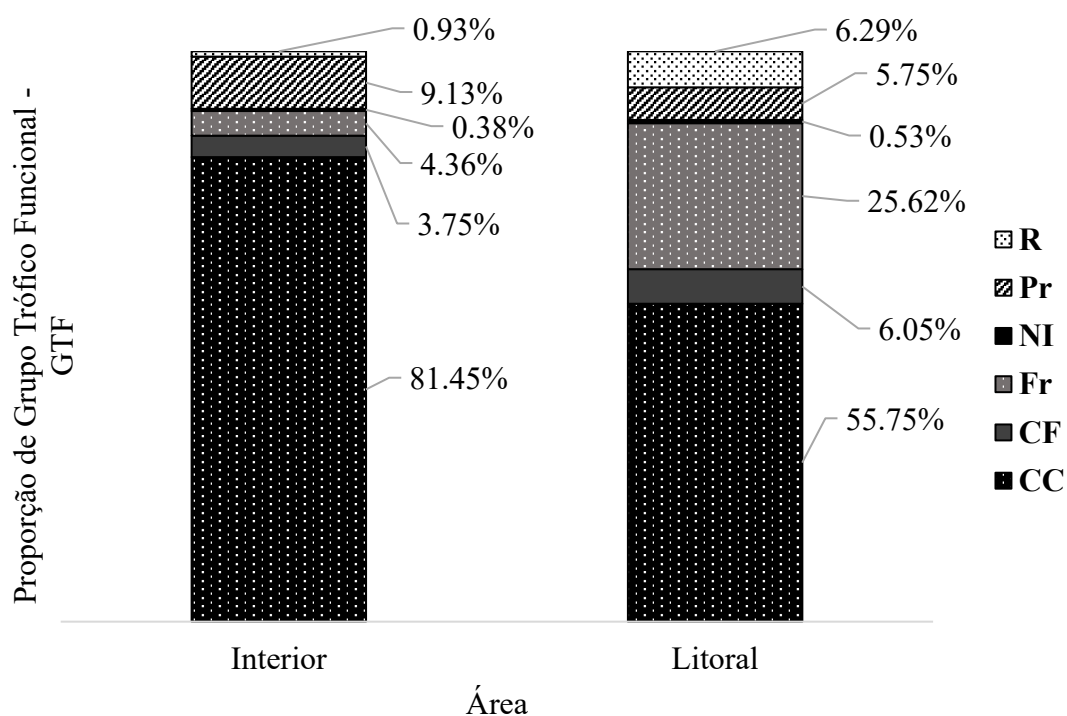


Figura 11 – Proporção de grupos tróficos funcionais, conforme abundância relativa em cada área de estudo. A legenda (de baixo para cima) representa: CC=Catador Coletor, CF= Catador Filtrador, Fr= Fragmentador, NI= Não identificado, Pr= Predador e R= Raspador

4. DISCUSSÃO

4.1. Parâmetros Ambientais vs. Estações do ano (em cada área)

Em geral, ambas as áreas (interior e litoral) apresentaram mudanças nos parâmetros ambientais, entre as estações. Apesar das mudanças já esperadas em função da influência da sazonalidade nas características de ecossistemas aquáticos (Castro et al., 2017), os ambientes apresentaram valores compatíveis com de áreas pristinas (Oliveira & Callisto, 2010; Suriano et al., 2011). É possível que apesar da maior temperatura na estação chuvosa, taxas maiores de oxigênio estejam correlacionadas com a maior vazão da água por gerar maior movimentação (corredeiras), ao qual contribui com a retirada do oxigênio da interface água e ar (Oliveira & Callisto, 2010). Com relação à turbidez e sólidos totais dissolvidos, é comum em climas tropicais, marcados por eventos climáticos como chuvas torrenciais, que áreas de solo marginal ao riacho tenham excesso de partículas inorgânicas e orgânicas carregados e lixiviados para dentro do curso d'água (Ramírez et al., 2006). Além disso, tanto o material inorgânico quanto o orgânico retido no leito do riacho durante a estação seca, quando na estação de maior vazão, podem ser colocados em suspensão novamente (Sanseverino & Nessimian, 2007). E, apesar de não ter sido registrada variação nas medidas de largura e profundidade entre as estações, foi percebida uma tendência, mesmo que ligeira, para maiores médias na estação úmida, provavelmente em função de maiores precipitações nesse período.

A sazonalidade mais pronunciada no interior (secas periódicas, típicas desse tipo de clima), com menor taxa de precipitação, pode ter refletido em maior variação entre as médias de cobertura do dossel, com menor taxa na estação mais seca. Já nos riachos do litoral, apesar de verificada a variação entre as estações, as médias foram menores, além de menor variação quando comparadas ao interior. Isso sugere, como esperado, menor queda das folhas, além de mais contínua ao longo do ano, em função da menor restrição hídrica e folhas perenes. Mais estudos abarcando características dos aspectos geobiohidrológicos (determinação da estrutura da vegetação ripária, morfologia fluvial e regime hídrico) (Kobiyama, 2003), além da quantificação da biomassa foliar que entra verticalmente, proveniente da queda, e lateralmente através de arrasto, poderiam dar mais suporte na compreensão dessa dinâmica.

No que se refere ao detrito foliar depositado no fundo do riacho, seria de se esperar, particularmente, no interior, que as taxas variassem mais entre as estações, com maior depósito na seca. Mesmo não havendo diferenças entre estações na área de interior, as médias das proporções de detrito foliar são bem maiores que as no litoral. Conforme Gonçalves et al.

(2014) a quantidade de detrito foliar pode ser influenciada pela composição das espécies vegetais. Além disso, as maiores quedas e acúmulo do detrito podem ter se dado ao final da estação seca (outubro), por isso não sendo capturada pela nossa amostragem, que ocorreu no início da estação seca (maio-18) e final da chuvosa (fevereiro-19). Silva França et al. (2009) demonstra em estudo sobre a dinâmica dos recursos alóctones provenientes de vegetação ripária de riachos florestais (Sudoeste, MG) um padrão sazonal, apresentando valores mais elevados de detrito entre agosto e outubro, ou seja, final da estação seca e início da chuvosa.

Por outro lado, seria esperado que no litoral, o aporte de detritos fosse constante (baixa variação entre estações). No entanto, quando observadas as médias desse substrato na chuva e seca, nota-se variação significativa para maiores médias na estação chuvosa. Uma explicação para o maior aporte de detrito nessa estação, pode ser devido a maiores precipitações, incluindo eventuais inundações e com isso o carreamento do folhicho para o riacho (entrada lateral), já que florestas tropicais perenes podem ter alta produtividade e grande acúmulo de biomassa vegetal no solo (Raich et al., 2006). A variação na proporção de detrito entre estações também pode ser resultado da maior temperatura média anual 22 e 25 °C quando comparada ao interior (22 e 23°C), da ação de microorganismos, assim como de fragmentadores. Altas temperaturas, frequentemente resultam em aceleração da decomposição de serrapilheira submersa devido à estimulação de microorganismos associadas aos detritos (Boyero et al., 2011). Follstad Shah et al. (2017) demonstraram através de um estudo que resume dados globais sobre as taxas de degradação da serrapilheira em relação à sensibilidade às mudanças de temperatura e mostra que, no geral, entre 1 e 4°C de aumento podem tornar até 21% mais rápida a taxa de degradação das folhas (resguardadas as devidas particularidade físicas e químicas da planta). Outro fator é que o processo de condicionamento da microbiota associada às folhas poderia influenciar a escolha dos fragmentadores, tornando mais palatável o recurso (Mesa, 2014).

4.2. Estrutura taxonômica da comunidade de macroinvertebrados vs. Estações do ano (em cada área)

Qualidade da água, características do riacho, tipo de substrato e predominância de alguns grupos de macroinvertebrados, conjuntamente com mudanças sazonais foram discutidos para elucidar suas influências na composição, riqueza, abundância e diversidade taxonômica, além da proporção dos grupos tróficos funcionais de macroinvertebrados bentônicos. Embora não tenha sido registrada diferença na riqueza entre as estações seca e

chuvosa, em ambas as áreas de estudo, houve maior variação na abundância na área de interior, corroborando parcialmente a primeira hipótese desse trabalho.

Sobre a estimativa de riqueza, no interior, especificamente na estação seca, houve uma tendência ao aumento do número de táxons. Detectar todas as "espécies", significa que praticamente toda a riqueza da área foi amostrada (Gotelli & Colwell, 2001), o que é praticamente impossível, principalmente quando consideramos um ambiente tropical sazonal (com maior variação climática) onde mais espécies podem coexistir, justamente por causa da separação temporal (heterogeneidade temporal) (Verhoef & Morin, 2010). Em geral, muitos táxons de macroinvertebrados são raros, com poucos indivíduos registrados e poucos são abundantes (Benstead et al., 2003). Nesse sentido, um maior esforço amostral aumentando a representatividade de tipos de microhabitats físicos/ao longo do ano tenderia a detectar a presença de mais grupos taxonômicos. Entretanto, a quantidade de táxons presentes em poucas amostras, como foi o caso, pode ter sido importante na determinação da riqueza. Por exemplo, Graça et al. (2015) relatam ter encontrado 37 famílias de macroinvertebrados em córregos prístinos, de baixa ordem, na Floresta Atlântica, quantidade bem próxima da encontrada nesse estudo. Entretanto, as contagens de riqueza de espécies podem ser comparadas rigorosamente somente quando as curvas de acumulação de espécies atingem uma assíntota (Gotelli & Colwell, 2001).

Chironomidae foram os invertebrados mais abundantes nos dois períodos de estudo, seca e chuva, nas duas regiões de estudo, interior e litoral. Padrões semelhantes tem sido relatados em diversos estudos comparando climas e regiões distintas (Gonçalves et al., 2006). Esse padrão pode estar associado à maior tolerância que o grupo possui a diferentes condições ambientais, capacidade de dispersão e ampla abrangência geográfica (Rosa et al., 2011). Além disso, muitos trabalhos com investigação do conteúdo estomacal apontam que a família pode apresentar hábitos alimentares onívoros, dependendo da disponibilidade de recursos, portanto podendo assumir comportamento generalista quando nos últimos estádios (Santos & Rodrigues, 2015).

Entretanto, apesar da amplitude maior de nichos, a sazonalidade (fatores hidrológicos) pareceu influenciar a história de vida dessa família e de outras apontadas nesse estudo, por exemplo, houve maior abundância de Chironomidae na seca, nas duas áreas de estudo. A família Chironomidae tanto no interior, como no litoral pode ter tido um papel importante na variação das médias entre estações, especialmente, no interior, em função da abundância

discrepante entre as estações. Essa tendência de maior abundância na estação seca também pode ser observada para Leptophebiidae, mas apenas no interior.

O aumento da abundância de Chironomidae e Leptophebiidae na estação seca (interior) pode estar associado às perturbações que a velocidade da água desencadeia nessas comunidades durante a estação mais úmida (numa região com períodos prolongados de secas). Esses macroinvertebrados tem preferência por coletar recursos em sedimentos finos e moles (grãos de sedimento e detrito foliar), que facilmente podem ser arrastados, deslocando e colocando à deriva as comunidades bentônicas durante os eventos de chuvas (Hamada et al., 2014). Além disso, é possível que por conta disso os juvenis se adiantem no processo de emergência para a vida no ambiente terrestre e deixem o riacho antes.

Por outro lado, a família Leptophlebiidae também tem sido reportada em áreas de Floresta Atlântica habitando locais de forte correnteza, resultado semelhante ao que obtivemos no presente estudo para a região litorânea. Um estudo em riachos na Serra do Mar demonstrou maior riqueza e abundância de ninfas habitando rochas nas áreas de fuxos mais rápidos ou em pacotes de detritos foliares localizados em corredeiras (Siegloch et al., 2012). Isso demonstra que a família pode ser bastante diversa e que provavelmente está associada às particularidades do local ou região, em função da heterogeneidade de habitat (Salles et al., 2004). De modo mais abrangente, alta riqueza de Ephemeroptera tem sido associada a regiões florestais bem preservadas e, particularmente, Leptophlebiidae a boa qualidade da água (Oliveira & Callisto, 2010).

Trichoptera como da família Hydropschidae são frequentemente encontrados em áreas de correnteza (Kroll et al., 2017). A maior contribuição dessa família em termos de abundância foi no litoral, justamente na estação chuvosa, quando houve maior média de velocidade superficial da água, condizente com o padrão relatado na literatura. Inclusive são larvas que podem apresentar uma influência na estabilidade das partículas do sedimento, pois esses animais utilizam partículas de sedimentos para compor seus abrigos como áreas de refúgio nas zonas de maior hidrodinâmica (Cardinale et al., 2004).

Sericostomatidae foi significativamente mais abundante na estação chuvosa, padrão esse semelhante ao encontrado em outros trabalhos de riachos florestais. A família tem sido classificada como fragmentadora de MOPG, o que condiz com a sincronia entre maior abundância e estação mais úmida, em função da entrada de recursos alóctones no riacho. Contudo, na região litorânea houve maior abundância na estação seca. Carvalho & Graça, (2007) em estudos experimentais descobriram que um tipo de fragmentador dessa família

conseguiu crescer em fontes alternativas de alimentos, priorizando a questão da qualidade do recurso e não necessariamente a quantidade. Essa variabilidade alimentar, tratada pelos autores como plasticidade, poderia se apresentar em outros representantes da família e contribuir ou não para dar suporte aos nossos achados.

Embora não observada diferença entre as estações, outros táxons que mereceram destaque pela representatividade na área litorânea foram os camarões das famílias Atyidae e Palaemonidae. A presença desses decápodes é mais comum em áreas litorâneas em função de grande parte das espécies apresentar história de vida anfídroma, dependendo de águas estuarinas com maior salinidade para desenvolvimento dos primeiros estágios do crescimento larval (Bauer, 2004; Silva-Junior et al., 2017). Algumas espécies são relatadas como onívoras podendo utilizar organismos bentônicos e detrito vegetal como alimento (Moulton et al., 2010). Silva-Junior et al. (2017) estudando tributários costeiros no Rio de Janeiro demonstraram a forte associação da família com detritos foliares (que pode estar associado a esconderijo, inclusive para a predação). Além disso, particularmente as famílias Atyidae e Palaemonidae parecem ter um papel importante na degradação da matéria orgânica particulada grossa e fina de córregos tropicais (Callisto, 2006; Andrade et al., 2017).

Índices de diversidade tradicionalmente tem sido utilizados por refletir melhor respostas da comunidade de macroinvertebrados a mudanças ambientais de curto prazo (Roque et al., 2014). Nesse estudo, maiores índices de diversidade dos grupos taxonômicos (a abundância e importância relativa dos táxons) ficaram evidentes na estação chuvosa (interior e litoral) coincidindo com o período de maior descarga de nutrientes, podendo ter relação com a maior variedade e disponibilidade de recursos, tanto alimentares quanto de microhabitats (por exemplo, mais locais para se esconder de predadores) aumentando assim a heterogeneidade espacial (Hynes, 1970; Beisel et al., 1998; Ligeiro et al., 2010). Além disso, os maiores índices de diversidade foram observados para riachos do litoral. Florestas tropicais, especialmente a Floresta Atlântica costeira apresenta um dos ecossistemas com maiores taxas de riqueza e espécies endêmicas do mundo, em função da alta heterogeneidade ambiental (Baptista et al., 2007; Ribeiro et al., 2009).

4.3. Grupos tróficos funcionais vs. Área

Riachos florestais de interior e de litoral apresentaram proporções diferentes de grupos tróficos funcionais dando suporte para a segunda hipótese desse trabalho. Os fragmentadores

tem sido considerados raros em muitos córregos tropicais (Li & Dudgeon, 2008; Boyero et al., 2011), entretanto, nesse estudo foi o segundo e terceiro grupo mais abundante (abaixo apenas dos coletores-catadores) no litoral e no interior, respectivamente. Nos riachos do litoral ocorreu em abundância superior ao triplo da quantidade de fragmentadores encontrados no interior. Atyidae e Palaemonidae foram as famílias mais representativas desse grupo, encontradas no litoral. Porém, alguns estudos apontam algumas espécies de decápodos como coletores e generalistas. Para efeito desse estudo, conforme chave de classificação para grupos funcionais proposta por Cummins et al. (2005) para riachos de Mata Atlântica, no Paraná, os decápodos foram todos classificados como fragmentadores. E, juntamente com os coletores-catadores, os fragmentadores foram os principais consumidores primários dos riachos tropicais, especialmente, na área litorânea.

Tem sido relatado a participação direta dos camarões no processamento da matéria orgânica grosseiramente particulada CPOM, que leva à produção de matéria orgânica particulada fina (FPOM), consumida por um conjunto de organismos coletores que se alimentam de detritos finos (Covich et al., 1999). Callisto (2006) demonstrou por meio de experimentos laboratoriais que a espécie *Atyaephyra desmarestii* (Millet, 1831) (família Atyidae), camarão de água doce, da região mediterrânea, consumiu grandes quantidade de folhas. Enquanto que, Crowl et al. (2001) após experimento em riachos de Porto Rico notou que duas espécies de camarão *Atya lanipes* (Fryer, 1977) e *Xiphocaris elongata* (Fryer, 1977) afetavam a degradação após evento de grande entrada de recursos alóctones no riacho. Entretanto, apenas *Xiphocaris* foi observado manipulando grandes folhas enquanto que *Atya* filtrou partículas finas geradas por *Xiphocaris*. Isso implica que a contribuição para a fragmentação do detrito foliar pode variar entre as espécies da família Atyidae. Em outros estudos, camarões do gênero *Macrobrachium* ocorrendo em áreas de litoral apresentaram grande proporção de material vegetal em seu conteúdo estomacal (Albertoni et al., 2003; Lima et al., 2014), atestando sua importância como consumidores de folhíço. Esse gênero é bastante comum em regiões litorâneas do sudeste (Mossolin et al., 2010) e ocorre de forma abundante nos riachos estudados (dados não publicados).

Proporção maior de predadores no interior, pode estar associada à alta disponibilidade de presas, como de Chironomidae, por exemplo, pois a maioria das espécies predadoras aquáticas em algum momento utilizam esses organismos como recurso alimentar primário (Ramírez & Gutiérrez-Fonseca, 2014). Há estudos que apontam alguns gêneros da família

Chironomidae como fragmentadores, além de predadores, contudo vários estudos de riachos tropicais identificam tanto os Chironomidae quanto Leptophebiidae como coletores-catadores, especialmente, juvenis em estádios iniciais, se alimentando de MOPF depositadas no leito do riacho (Cummins et al., 2005; Silva et al., 2008; Ramírez & Gutiérrez-Fonseca, 2014), o que poderia explicar parte importante da abundância de coletores-catadores em ambas as áreas. No período considerado seco (de menor precipitação) e conseqüentemente com menor vazão o material retido no leito do riacho tende a aumentar a oferta de recursos e disponibilidade de microhabitats. Callisto et al. (2001) em estudo na Serra do Cipó, MG atribuíram a dominância de coletores na estação seca, à oferta de microhabitats formados por piscinas (áreas de remanso) com depósitos de m.o, e portanto tendo esse grupo um importante papel no processamento desse material.

5. CONCLUSÃO

Tanto os riachos de interior, quanto os de litoral apresentaram diferenças em alguns dos parâmetros ambientais entre as estações do ano. No entanto, apesar de alguns parâmetros apresentarem variações esperadas (ex.: cobertura do dossel), outros não apresentaram variações sazonais ou quando apresentaram foram distintas do esperado (ex.: detrito foliar no leito dos riachos). Esses resultados sugerem a existência de padrões complexos, com possível interação entre diferentes parâmetros e necessidade de mais investigações a respeito.

Fatores temporais e espaciais podem influenciar significativamente na abundância e diversidade de macroinvertebrados, mas pouco na riqueza. Nesse sentido, pode-se considerar que a primeira hipótese do trabalho foi parcialmente corroborada, visto que apenas a abundância de macroinvertebrados bentônicos apresentou maior variação no interior, entre as estações de seca e chuva quando comparadas a variação no litoral.

Fatores espaciais parecem influenciar diretamente a proporção de GTF, corroborando a segunda hipótese desse trabalho. A dominância de macroinvertebrados pertencentes ao grupo de catadores-coletores indica a presença de detritos finos e a importância desse recurso alimentar em riachos tropicais. Além disso, os fragmentadores foram bastante abundantes sugerindo que a presença desse grupo pode não ser tão rara em riachos de florestas tropicais. Entretanto, a classificação do GTF particularmente dos camarões pode ser pouco conclusiva, pois a contribuição para a fragmentação do detrito foliar pode variar entre as espécies da família Atyidae. A alta representatividade desses macroconsumidores no sistema pode ter

influenciado na proporção dos GTF, sendo necessário mais estudos investigando tanto o papel desses macroconsumidores como de fragmentadores no processamento do detrito em riachos florestais tropicais, como do seu efeito nos demais grupos de macroinvertebrados bentônicos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS *

- Abelho, M., & M. A. S. Graça, 1998. Litter in a first-order stream of a temperate deciduous forest (Margaraça Forest, central Portugal). *Hydrobiologia* 386: 147–152, <https://doi.org/10.1023/A:1003532921432>.
- Agra, J. U. M., R. Ligeiro, D. R. Macedo, R. M. Hughes, & M. Callisto, 2019. Ecoregions and stream types help us understand ecological variability in Neotropical reference streams. *Marine and Freshwater Research* 70: 594–602, <https://doi.org/10.1071/MF18309>.
- Albertoni, E. F., C. Palma-Silva, & F. D. A. Esteves, 2003. Natural diet of three species of shrimp in a tropical coastal lagoon. *Brazilian Archives of Biology and Technology Instituto de Tecnologia do Parana* 46: 395–403, <https://doi.org/10.1590/S1516-89132003000300011>.
- Alvares, C. A., J. L. Stape, P. C. Sentelhas, J. L. D. M. Gonçalves, & G. Sparovek, 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift Gebruder Borntraeger Verlagsbuchhandlung* 22: 711–728, <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>.
- Andrade, C. M., V. Neres-Lima, & T. P. Moulton, 2017. Differentiating the roles of shrimp and aquatic insects in leaf processing in a Neotropical stream. *Marine and Freshwater Research* 68: 1695–1703, <https://doi.org/10.1071/MF16206>.
- Auguie, B., 2017. gridExtra: Miscellaneous Functions for “Grid” Graphics. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=gridExtra>>. , Acessado em: 30/01/2020.
- Baptista, D. F., D. F. Buss, & M. Egler, 2003. Macroinvertebrados como bioindicadores de ecossistemas aquáticos contaminados por agrotóxicos. É veneno ou Remédio? 157–176.
- Baptista, D. F., D. F. Buss, M. Egler, A. Giovanelli, M. P. Silveira, & J. L. Nessimian, 2007. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia* 575: 83–94, <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0286-x>.
- Bates, D., M. Mächler, B. Bolker, & S. Walker, 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software* 67: 1–48, <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>.
- Bauer, R., 2004. Remarkable shrimps: adaptations and natural history of the carideans. University of Oklahoma Press, Norman, Oklahoma.
- Beisel, J. N., P. Usseglio-Polatera, S. Thomas, & J. C. Moreteau, 1998. Stream community structure in relation to spatial variation: The influence of mesohabitat characteristics. *Hydrobiologia* 389: 73–88, <https://doi.org/10.1023/A:1003519429979>.

- Benfield, E. F., 1997. Comparison of Litterfall Input to Streams. *Journal of the North American Benthological Society* University of Chicago Press 16: 104–108, <https://doi.org/10.2307/1468242>.
- Benstead, J. P., M. M. Douglas, & C. M. Pringle, 2003. Relationships of stream invertebrate communities to deforestation in eastern Madagascar. *Ecological Applications* Ecological Society of America 13: 1473–1490, <https://doi.org/10.1890/02-5125>.
- Bonada, N., S. Dolédec, & B. Statzner, 2007. Taxonomic and biological trait differences of stream macroinvertebrate communities between mediterranean and temperate regions: Implications for future climatic scenarios. *Global Change Biology* 13: 1658–1671, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01375.x>.
- Boulton, A. J., L. Boyero, A. P. Covich, M. Dobson, S. Lake, & R. Pearson, 2008. Are tropical streams ecologically different from temperate streams? *Tropical Stream Ecology*. Elsevier Inc.: 257–284, <https://doi.org/10.1016/B978-012088449-0.50011-X>.
- Boyero, L., 2003. Multiscale patterns of spatial variation in stream macroinvertebrate communities. *Ecological Research* 18: 365–379, <https://doi.org/10.1046/j.1440-1703.2003.00562.x>.
- Boyero, L., R. G. Pearson, D. Dudgeon, M. A. S. Graça, M. O. Gessner, R. J. Albariño, V. Ferreira, C. M. Yule, A. J. Boulton, M. Arunachalam, M. Callisto, E. Chauvet, A. Ramírez, J. Chará, M. S. Moretti, J. F. Gonçalves, J. E. Helson, A. M. Chará-Serna, A. C. Encalada, J. N. Davies, S. Lamothe, A. Cornejo, A. O. Y. Li, L. M. Buria, V. D. Villanueva, M. C. Zúñiga, & C. M. Pringle, 2011. Global distribution of a key trophic guild contrasts with common latitudinal diversity patterns. *Ecology* 92: 1839–1848, <https://doi.org/10.1890/10-2244.1>.
- Brooks, M. E., K. Kristensen, K. J. van Benthem, A. Magnusson, C. W. Berg, A. Nielsen, H. J. Skaug, M. Maechler, & B. M. Bolker, 2017. *glmmTMB* Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *The R Journal* 9: 378–400.
- Callisto, M., 2006. Some laboratory evidences about the Mediterranean shrimp *Atyaephyra desmarestii* feeding on *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn leaf detritus. *Acta Limnologica Brasiliensia* 18: 225–228.
- Callisto, M., P. Moreno, & F. A. Barbosa, 2001. Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, Southeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 61: 259–266, <https://doi.org/10.1590/s0034-71082001000200008>.
- Cardinale, B. J., E. R. Gelmann, & M. A. Palmer, 2004. Net spinning caddisflies as stream ecosystem engineers: the influence of Hydropsyche on benthic substrate stability. *Functional Ecology* 18: 381–387, <http://doi.wiley.com/10.1111/j.0269-8463.2004.00865.x>.
- Cardoso-Leite, E., D. S. Podadera, J. C. Peres, & A. C. D. Castello, 2013. Analysis of

- floristic composition and structure as an aid to monitoring protected areas of dense rain forest in southeastern Brazil. *Acta Botanica Brasilica* 27: 180–194, <https://doi.org/10.1590/S0102-33062013000100018>.
- Carroll, G. D., & C. R. Jackson, 2008. Observed relationships between urbanization and riparian cover, shredder abundance, and stream leaf litter standing crops. *Fundamental and Applied Limnology* 173: 213–225, <https://doi.org/10.1127/1863-9135/2008/0173-0213>.
- Carvalho, D. R., D. Castro, M. Callisto, M. Z. Moreira, & P. S. Pompeu, 2015. Isotopic variation in five species of stream fishes under the influence of different land uses. *Journal of Fish Biology* 87: 559–578, <https://doi.org/10.1111/jfb.12734>.
- Carvalho, E. M., & M. A. S. Graça, 2007. A laboratory study on feeding plasticity of the shredder *Sericostoma vittatum* Rambur (Sericostomatidae). *Hydrobiologia* 575: 353–359, <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0383-x>.
- Castro, D. M. P., D. R. Carvalho, P. D. S. Pompeu, M. Z. Moreira, G. B. Nardoto, & M. Callisto, 2016. Land use influences niche size and the assimilation of resources by benthic macroinvertebrates in tropical headwater streams. *PLoS ONE* 11: e0150527.
- Castro, D. M. P., S. Dolédec, & M. Callisto, 2017. Landscape variables influence taxonomic and trait composition of insect assemblages in Neotropical savanna streams. *Freshwater Biology* 62: 1472–1486, <http://doi.wiley.com/10.1111/fwb.12961>.
- Chao, A., N. J. Gotelli, T. C. Hsieh, E. L. Sander, K. H. Ma, R. K. Colwell, & A. M. Ellison, 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs* 84: 45–67, <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>.
- Clarke, K. R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117–143, <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>.
- Cogo, G. B., C. Biasi, & S. Santos, 2014. Efeito do macroconsumidor *Aegla longirostri* (Crustacea, Decapoda) sobre a comunidade de invertebrados em riacho subtropical. *Acta Limnologica Brasiliensia Sociedade Brasileira de Limnologia* 26: 143–153, <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2014000200005>.
- Colombo, A. F., & C. A. Joly, 2010. Brazilian Atlantic Forest lato sensu: the most ancient Brazilian forest, and a biodiversity hotspot, is highly threatened by climate change. *Brazilian Journal of Biology* 70: 697–708, <https://doi.org/10.1590/s1519-69842010000400002>.
- Covich, A. P., M. A. Palmer, & T. A. Crowl, 1999. The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems: Zoobenthic species influence energy flows and nutrient cycling. *BioScience* 49: 119–127, <https://doi.org/10.2307/1313537>.

- Crowl, T. A., W. H. McDowell, A. P. Covich, & S. L. Johnson, 2001. Freshwater shrimp effects on detrital processing and nutrients in a tropical headwater stream. *Ecology* *Ecological Society of America* 82: 775–783, [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[0775:FSEODP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[0775:FSEODP]2.0.CO;2).
- Crowl, T. A., V. Welsh, T. Heartsill-Scalley, & A. P. Covich, 2006. Effects of different types of conditioning on rates of leaf-litter shredding by *Xiphocaris elongata*, a Neotropical freshwater shrimp. *Journal of the North American Benthological Society* University of Chicago Press 25: 198–208, [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2006\)25\[198:eodtoc\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2006)25[198:eodtoc]2.0.co;2).
- Cummins, K. W., 1973. Trophic Relations of Aquatic Insects. *Annual Review of Entomology* 18: 183–206, <https://doi.org/10.1146/annurev.en.18.010173.001151>.
- Cummins, K. W., R. W. Merritt, & P. C. N. Andrade, 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40: 69–89, <https://doi.org/10.1080/01650520400025720>.
- Dias Neto, O. C., I. Schiavini, S. F. Lopes, V. S. Vale, A. E. Gusson, & A. P. Oliveira, 2009. Estrutura fitossociológica e grupos ecológicos em fragmento de floresta estacional semidecidual, Uberaba, Minas Gerais, Brasil. *Rodriguésia* 60: 1087–1100, <https://doi.org/10.1590/2175-7860200960418>.
- Eisenlohr, P. V., L. F. Alves, L. C. Bernacci, M. C. G. Padgurschi, R. B. Torres, E. M. B. Prata, F. A. M. dos Santos, M. A. Assis, E. Ramos, A. L. C. Rochelle, F. R. Martins, M. C. R. Campos, F. Pedroni, M. Sanchez, L. S. Pereira, S. A. Vieira, J. A. M. A. Gomes, J. Y. Tamashiro, M. A. S. Scaranello, C. J. Caron, & C. A. Joly, 2013. Disturbances, elevation, topography and spatial proximity drive vegetation patterns along an altitudinal gradient of a top biodiversity hotspot. *Biodiversity and Conservation* 22: 2767–2783, <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0553-x>.
- Esteves, F. de A., 1988. *Fundamentos de Limnologia*. Interciência. Rio de Janeiro, <https://doi.org/10.1515/znc-1987-0514>.
- Femago, 1997. Plano de manejo do Parque Estadual da Serra de Caldas Nova. Fundação Estadual do Meio Ambiente de Goiás. Disponível em: http://www.sgc.goias.gov.br/upload/arquivos/2017-03/plano_de_manejo_do_parque_estadual_da_serra_de_caldas_novas.pdf. , Acessado em: 12/01/2020.
- Ferreira, W. R., L. U. Hepp, R. Ligeiro, D. R. Macedo, R. M. Hughes, P. R. Kaufmann, & M. Callisto, 2017. Partitioning taxonomic diversity of aquatic insect assemblages and functional feeding groups in neotropical savanna headwater streams. *Ecological Indicators* 72: 365–373, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.08.042>.
- Ferronato, M. C., P. V. Sanches, P. A. Piana, M. C. Franke, M. M. Mendonça, D. Schwantes, & A. da P. Schiller, 2019. Influence of two neotropical ecoregions in the community of benthic macroinvertebrates. *International Journal of River Basin*

Management 1–7, <https://doi.org/10.1080/15715124.2019.1576700>.

- Follstad Shah, J. J., J. S. Kominoski, M. Ardón, W. K. Dodds, M. O. Gessner, N. A. Griffiths, C. P. Hawkins, S. L. Johnson, A. Lecerf, C. J. LeRoy, D. W. P. Manning, A. D. Rosemond, R. L. Sinsabaugh, C. M. Swan, J. R. Webster, & L. H. Zeglin, 2017. Global synthesis of the temperature sensitivity of leaf litter breakdown in streams and rivers. *Global Change Biology* 23: 3064–3075, <https://doi.org/10.1111/gcb.13609>.
- Fox, J., & S. Weisberg, 2011. *An R companion to applied regression*. SAGE Publications, Los Angeles, USA.
- França, J. S., R. S. Gregório, J. D’Arc De Paula, J. F. Gonçalves Júnior, F. A. Ferreira, & M. Callisto, 2009. Composition and dynamics of allochthonous organic matter inputs and benthic stock in a Brazilian stream. *Marine and Freshwater Research CSIRO PUBLISHING* 60: 990–998, <https://doi.org/10.1071/MF08247>.
- Fryer, G., 1977. Studies on the functional morphology and ecology of the atyid prawns of Dominica. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological sciences* 277: 57–128, <https://doi.org/10.1098/rstb.1977.0007>.
- Gonçalves, J. F., R. de Souza Rezende, R. S. Gregório, & G. C. Valentin, 2014. Relationship between dynamics of litterfall and riparian plant species in a tropical stream. *Limnologica Elsevier GmbH* 44: 40–48, <https://doi.org/10.1016/j.limno.2013.05.010>.
- Gonçalves, J. F., M. A. S. Graça, & M. Callisto, 2006. Leaf-litter breakdown in 3 streams in temperate, Mediterranean, and tropical Cerrado climates. *Journal of the North American Benthological Society University of Chicago Press* 25: 344–355, [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2006\)25\[344:lbit\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2006)25[344:lbit]2.0.co;2).
- Gotelli, N. J., & R. K. Colwell, 2001. Quantifying biodiversity: Procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4: 379–391, <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x>.
- Graça, M. A. S., & C. Cressa, 2010. Leaf quality of some tropical and temperate tree species as food resource for stream shredders. *International Review of Hydrobiology* 95: 27–41, <https://doi.org/10.1002/iroh.200911173>.
- Graça, M. A. S., W. R. Ferreira, K. Firmiano, J. França, & M. Callisto, 2015. Macroinvertebrate identity, not diversity, differed across patches differing in substrate particle size and leaf litter packs in low order, tropical Atlantic forest streams. *Limnetica* 34: 29–40, <https://doi.org/10.23818/limn.34.03>.
- Hamada, N., J. L. Nessimian, & R. B. Querino, 2014. *Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia*. Editora do INPA, Manaus.
- Heino, J., T. Muotka, & R. Paavola, 2003. Determinants of macroinvertebrate diversity in headwater streams: Regional and local influences. *Journal of Animal Ecology* 72:

425–434, <https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.2003.00711.x>.

- Hill, M. O., 1973. Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology* 54: 427–432, <https://doi.org/10.2307/1934352>.
- Horton, R. E., 1945. Erosional development of streams and their drainage basins; hydrophysical approach to quantitative morphology. *Geological society of America bulletin* 3: 275–370, [https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1945\)56\[275:EDOSAT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1945)56[275:EDOSAT]2.0.CO;2).
- Hsieh, T. C., K. H. Ma, & A. Chao, 2016. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution British Ecological Society* 7: 1451–1456, <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>.
- Hussain, Q. A., & A. K. Pandit, 2012. Macroinvertebrates in streams: A review of some ecological factors. *International Journal of Fisheries and Aquaculture* 4: 114–123, <https://doi.org/10.5897/IJFA11.045>.
- Hynes, H. B. N., 1970. The ecology of stream insects. *Annual Review of Entomology* 15: 25–42, <https://doi.org/10.1146/annurev.en.15.010170.000325>.
- Kemenes, A., B. Forsberg, H. Anjos, & C. Magalhaes, 2010. Environmental factors influencing the community structure of shrimps and crabs (Crustacea: Decapoda) in headwater streams of the Rio Jaú, Central Amazon. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 5: 36–46.
- Kobiyama, M., 2003. Conceitos de zona ripária e seus aspectos geobiohidrológicos. In Kobiyama, M., R. Silva, T. Checchia, & A. Alves (eds), *Anais do I Seminário de Hidrologia Florestal: Zonas Ripárias*. Alfredo Wagner: 1–13.
- Koeppen, W., 1948. *Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra*. Fondo de Cultura Económica, Buenos Aires.
- Koptur, S., 1984. Experimental evidence for defense of *Inga* (Mimosoideae) saplings by ants. *Ecology* 65: 1787–1793, <http://doi.wiley.com/10.2307/1937775>.
- Kroll, S. A., N. H. Ringler, M. de la C. C. Costa, & J. D. las H. Ibanez, 2017. Macroinvertebrates on the front lines: Projected community response to temperature and precipitation changes in mediterranean streams. *Journal of Freshwater Ecology* 32: 513–528, <https://doi.org/10.1080/02705060.2017.1349695>.
- Li, A. O. Y., & D. Dudgeon, 2008. Food resources of shredders and other benthic macroinvertebrates in relation to shading conditions in tropical Hong Kong streams. *Freshwater Biology* 53: 2011–2025, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02022.x>.
- Ligeiro, R., A. S. Melo, & M. Callisto, 2010. Spatial scale and the diversity of macroinvertebrates in a Neotropical catchment. *Freshwater Biology* 55: 424–435,

<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2427.2009.02291.x>.

- Lima, J. de F., J. da S. Garcia, & T. C. da Silva, 2014. Dieta natural e hábito alimentar de um camarão de água doce (*Macrobrachium Carcinus*: Crustacea, Decapoda) no estuário do rio Amazonas. *Acta Amazonica* 44: 235–243, <https://doi.org/10.1590/S0044-59672014000200009>.
- Lopes, S. de F., I. Schiavini, A. Paula Oliveira, & V. S. Vale, 2012. An Ecological Comparison of Floristic Composition in Seasonal Semideciduous Forest in Southeast Brazil: Implications for Conservation. *International Journal of Forestry Research* 2012: 1–14, <https://doi.org/10.1155/2012/537269>.
- Merritt, R. W., K. W. Cummins, & M. B. Berg, 2017. Trophic Relationships of Macroinvertebrates Methods in Stream Ecology. Elsevier Inc.: 413–433, <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-416558-8.00020-2>.
- Mesa, L. M., 2014. Influence of riparian quality on macroinvertebrate assemblages in subtropical mountain streams. *Journal of Natural History* 48: 1153–1167, <https://doi.org/10.1080/00222933.2013.861937>.
- Moreno, M. I. C. M., & I. Schiavini, 2001. Relação entre vegetação e solo em um gradiente florestal na Estação Ecológica do Panga, Uberlândia (MG). *Revista Brasileira de Botânica FapUNIFESP (SciELO)* 24: 537–544, <https://doi.org/10.1590/s0100-84042001000500008>.
- Mossolin, E. C., L. G. Pileggi, & F. L. Mantelatto, 2010. Crustacea, Decapoda, Palaemonidae, *Macrobrachium* Bate, 1868, São Sebastião Island, state of São Paulo, southeastern Brazil. *Check List* 6: 605–613, <https://doi.org/10.15560/6.4.605>.
- Motta, R. L., & V. S. Uieda, 2004. Diet and trophic groups of an aquatic insect community in a tropical stream. *Brazilian Journal of Biology* 64: 809–817, <https://doi.org/10.1590/S1519-69842004000500010>.
- Moulton, T. P., 2006. Why the world is green, the waters are blue and foodwebs in small streams in the Atlantic rainforest are predominantly driven by microalgae?. *Oecologia Brasiliensis Oecologia Australis* 10: 78–89, <https://doi.org/10.4257/oeco.2006.1001.05>.
- Moulton, T. P., S. A. P. Magalhães-Fraga, E. F. Brito, & F. A. Barbosa, 2010. Macroconsumers are more important than specialist macroinvertebrate shredders in leaf processing in urban forest streams of Rio de Janeiro, Brazil. *Hydrobiologia* 638: 55–66, <https://doi.org/10.1007/s10750-009-0009-1>.
- Mugnai, R., J. L. Nessimian, & D. F. Baptista, 2010. Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro: para atividades técnicas, de ensino e treinamento em programas de avaliação da qualidade ecológica dos ecossistemas lóticos. Technical Books Editora, Rio de Janeiro.

- Myers, N., R. A. Mittermeyer, C. G. Mittermeyer, G. A. B. B. Da Fonseca, & J. Kent, 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853–858, <https://doi.org/10.1038/35002501>.
- Neres-Lima, V., F. Machado-Silva, D. F. Baptista, R. B. S. Oliveira, P. M. Andrade, A. F. Oliveira, C. Y. Sasada-Sato, E. F. Silva-Junior, R. Feijó-Lima, R. Angelini, P. B. Camargo, & T. P. Moulton, 2017. Allochthonous and autochthonous carbon flows in food webs of tropical forest streams. *Freshwater Biology* 62: 1012–1023, <http://doi.wiley.com/10.1111/fwb.12921>.
- Oliveira, A., & M. Callisto, 2010. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade de água em um fragmento de Mata Atlântica. *Iheringia - Serie Zoologia* 100: 291–300, <https://doi.org/10.1590/S0073-47212010000400003>.
- Paula, A. De, A. F. da Silva, P. de Marco, Jr, F. A. M. dos Santos, & A. L. de Souza, 2004. Sucessão ecológica da vegetação arbórea em uma Floresta Estacional. *Acta Botanica* 18: 407–423, <https://doi.org/10.1590/S0102-33062004000300002>.
- R Development Core Team 3.0.1., 2013. A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria, <http://www.r-project.org>.
- Raich, J. W., A. E. Russell, K. Kitayama, W. J. Parton, & P. M. Vitousek, 2006. Temperature influences carbon accumulation in moist tropical forests. *Ecology* 87: 76–87, <http://doi.wiley.com/10.1890/05-0023>.
- Ramírez, A., & P. E. Gutiérrez-Fonseca, 2014. Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America: A critical analysis and review of existing literature. *Revista de Biología Tropical* 62: 155–167, <https://doi.org/10.15517/rbt.v62i0.15785>.
- Ramírez, A., C. M. Pringle, & M. Douglas, 2006. Temporal and spatial patterns in stream physicochemistry and insect assemblages in tropical lowland streams. *Journal of the North American Benthological Society* University of Chicago Press 25: 108–125, [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2006\)25\[108:taspis\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2006)25[108:taspis]2.0.co;2).
- Ribeiro, M. C., J. P. Metzger, A. C. Martensen, F. J. Ponzoni, & M. M. Hirota, 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142: 1141–1153, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>.
- Roque, F., E. Guimarães, M. Ribeiro, S. Escarpinati, M. Suriano, & T. Siqueira, 2014. The taxonomic distinctness of macroinvertebrate communities of Atlantic Forest streams cannot be predicted by landscape and climate variables, but traditional biodiversity indices can. *Brazilian Journal of Biology* 74: 991–999, <https://doi.org/10.1590/1519-6984.04413>.
- Rosa, B. F. J. V., M. V. D. Silva, V. C. D. Oliveira, R. T. Martins, & R. G. D. Alves, 2011. Macroinvertebrates associated with bryophyta in a first-order Atlantic Forest

- stream. *Zoologia* 28: 351–356, <https://doi.org/10.1590/S1984-46702011000300009>.
- Rosa, R. L. S. C., 1991. Abordagem preliminar das condições climáticas de Uberlândia (MG). *Sociedade e Natureza* 3: 91–108.
- Rosenberg, D. M., & V. H. Resh, 1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman and Hall, New York, <https://doi.org/10.1002/aqc.3270040110>.
- Saito, V. S., T. Siqueira, & A. A. Fonseca-Gessner, 2015. Should phylogenetic and functional diversity metrics compose macroinvertebrate multimetric indices for stream biomonitoring?. *Hydrobiologia* 745: 167–179, <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2102-3>.
- Salles, F. F., E. R. Da-Silva, M. D. Hubbard, & J. E. Serrão, 2004. As espécies de ephemeroptera (insecta) registradas para o Brasil. *Biota Neotropica* 4: 1–34, <https://doi.org/10.1590/s1676-06032004000200011>.
- Sanseverino, A. M., & J. Nessimian, 2007. Integrative Taxonomy of Neotropical Arthropods View project Elmidae (Hexapoda) form Rio de Janeiro, Brazil View project. *Revista Brasileira de Entomologia* 52: 95–104, <https://doi.org/10.1590/S0085-56262008000100017>.
- Santos, I. G. A. D., & G. G. Rodrigues, 2015. Colonização de macroinvertebrados bentônicos em detritos foliares em um riacho de primeira ordem na Floresta Atlântica do nordeste brasileiro. *Iheringia - Serie Zoologia* 105: 84–93, <https://doi.org/10.1590/1678-4766201510518493>.
- Siegloch, A. E., C. G. Froehlich, & M. R. Spies, 2012. Diversity of ephemeroptera (Insecta) of the serra da mantiqueira and serra do mar, southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia* 56: 473–480, <https://doi.org/10.1590/S0085-56262012000400012>.
- Silva-Junior, E. F., M. Silva-Araújo, & T. P. Moulton, 2017. Distribution and abundance of freshwater decapods in an Atlantic rainforest catchment with a dammed future. *Brazilian Journal of Biology* 77: 820–829, <https://doi.org/10.1590/1519-6984.01916>.
- Silva, L. F., D. C. Moreira, D. Calcidoni, G. L. Bochini, & S. S. Ruiz, 2008. Hábitos alimentares de larvas de Chironomidae (Insecta: Diptera) do córrego Vargem Limpa, Bauru, SP, Brasil. *Revista Biotemas* 21: 155–159, <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2008v21n2p155>.
- Silveira-Manzotti, B. N. da, A. R. Manzotti, M. Ceneviva-Bastos, & L. Casatti, 2016. Trophic structure of macroinvertebrates in tropical pasture streams. *Acta Limnologica Brasiliensia* 28: e15, <https://doi.org/10.1590/s2179-975x0316>.
- Souto, R. M. G., K. G. Facure, L. A. Pavanin, & G. B. Jacobucci, 2012. Influence of environmental factors on benthic macroinvertebrate communities of urban streams in Vereda habitats, Central Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 23: 293–306,

<https://doi.org/10.1590/s2179-975x2012005000008>.

- Sparovek, G., Q. De Jong Van Lier, & D. D. Neto, 2007. Computer assisted Koeppen climate classification: A case study for Brazil. *International Journal of Climatology* 27: 257–266, <https://doi.org/10.1002/joc.1384>.
- Suriano, M. T., A. A. Fonseca-Gessner, F. O. Roque, & C. G. Froehlich, 2011. Choice of macroinvertebrate metrics to evaluate stream conditions in Atlantic Forest, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment* 175: 87–101, <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1495-3>.
- Tomanova, S., E. Goitia, & J. Helešić, 2006. Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia* 556: 251–264, <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1255-5>.
- Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J. R. Sedell, & C. E. Cushing, 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130–137, <https://doi.org/10.1139/f80-017>.
- Veloso, H., A. Rangel-Filho, & J. Lima, 1991. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística IBGE. Rio de Janeiro, <http://jbb.ibict.br/handle/1/397>.
- Verhoef, H. A., & P. J. Morin (eds), 2010. *Community ecology: processes, models, and applications*. Oxford University Press, <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199228973.001.0001>.
- Wallace, J. B., & J. R. Webster, 1996. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual review of entomology* 41: 115–139, <https://doi.org/10.1146/annurev.en.41.010196.000555>.
- Wetzel, R., 2001. *Limnology: lake and river ecosystems*. Elsevier. San Diego, EUA., <https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.2001.37602.x>.
- Winemiller, K. O., A. S. Flecker, & D. J. Hoeinghaus, 2010. Patch dynamics and environmental heterogeneity in lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 29: 84–99, <https://doi.org/10.1899/08-048.1>.

* As normas de formatação das referências seguem o padrão da revista científica *Hydrobiologia*