



Universidade de Brasília

Instituto de Ciências Biológicas

Programa de Pós-Graduação em Ecologia

**METACOMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM ÁREA DE
EXPLORAÇÃO AGRÍCOLA NO CERRADO**

João Paulo Alves Motta

Orientador: Prof. Dr. Ludgero Cardoso Galli Vieira

Brasília, DF
Março de 2020



Universidade de Brasília

Instituto de Ciências Biológicas

Programa de Pós-Graduação em Ecologia

JOÃO PAULO ALVES MOTTA

**METACOMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM ÁREA DE
EXPLORAÇÃO AGRÍCOLA NO CERRADO**

Orientador: Prof. Dr. Ludgero Cardoso Galli Vieira

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade de Brasília, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Brasília, DF
Março de 2020

Dissertação de
João Paulo Alves Motta

Título:

**METACOMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM ÁREA DE
EXPLORAÇÃO AGRÍCOLA NO CERRADO**

Dissertação aprovada junto ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade de
Brasília como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Banca examinadora:

Dr. José Francisco Gonçalves Júnior - Membro

Dra. Janet Higuti– Membro

Dr. Alan Mosele Tonin - Suplente

Brasília, 17 de março de 2020.

Agradecimento

Agradeço primeiramente aos meus pais, Maria Alves Fidelis Motta e Waldecir Jacinto Motta, que tanto se doaram e fizeram por mim durante toda minha trajetória de vida. Serei eternamente grato pelo amor recebido e toda a aprendizagem e que graças a esse suporte tive a oportunidade de explorar todo meu potencial. Minhas batalhas e vitórias serão sempre dedicadas a vocês. Agradeço também a minha irmã Maria Luiza, minha companheira de vida. Tenho muito orgulho de você e da mulher que tem se tornado.

Agradeço a CAPES pelo financiamento que possibilitou minha pesquisa e formação. Agradeço a Universidade de Brasília – UnB pela estrutura e subsídios dados durante toda minha formação, em especial ao Programa de Pós-graduação em Ecologia pela preocupação e formação dadas a todos estudantes com excelente corpo docente. Ao campus UnB – Planaltina e ao Departamento de Zoologia-IB-UnB, sobretudo ao Núcleo de Estudos e Pesquisas Ambientais e Limnológicas-Nepal e ao Lab-Bentos pelo suporte acadêmico e físico.

Agradeço muito ao Professor Dr. Ludgero Vieira Galli, meu orientador, por toda a aprendizagem, paciência e compreensão ao longo de todo meu mestrado. Sempre solícito e crítico, mantém sempre a preocupação de um professor que visa ao crescimento de seus estudantes, extraindo deles seus potenciais.

Agradeço professor Dr. Leandro Juen, meu coorientador, que mesmo de longe contribuiu enormemente. Sempre tão solícito, espero um dia conhecer Belém e poder te agradecer pessoalmente.

Agradeço à Professora Dr. Maria Julia Martins pela contribuição, carinho e amizade que foram construídos ao longo de todos esses anos. Muito café e horas na lupa identificando como apenas uma zoóloga tão dedicada consegue fazer.

Agradeço a todos meus professores que de uma maneira ou outra me influenciaram a seguir orgulhosamente minha carreira acadêmica e no magistério e me fizeram entender que teremos o meio de transformação social e pessoal somente através da busca pelo conhecimento e da vontade de compartilhá-lo.

Agradeço à toda a equipe do Lab Bentos UnB: a minha amiga Yasmin Hikare, que se tornou essa mulher tão maravilhosa; ao Alef Brito pelas indicações e incentivos e a todos os “bentólogos” que escolheram esse grupo tão simpático para estudar, em especial, agradeço às estagiárias de graduação Débora e Giovanna. Agradeço a todos os amigos da Zoologia – Yan

Felipe, Pedro Podesta, Cecilia, Igor, Prof. Dr. Paulo Cesar – pelo apoio, conversas e colaborações que aconteceram nos corredores.

Agradeço à equipe do NEPAL, esse núcleo de formação acadêmica e de laços afetivos que sempre foram tão receptivos em todas as vezes em que estive com eles. Agradeço ao professor Antônio Felipe Couto Junior pela contribuição. Agradeço à Thalia, minha companheira de campo, ao Leonardo Bezerra pelas hospedagens e enorme contribuição com as análises, ao professor Hasley pelos ensinamentos de campo compartilhados. Agradeço a Maísa e Hugo, agora com a pequena Isis já iniciada em campo antes mesmo de nascer, e a Carol e Leonardo Gomes pela colaboração, dicas e recepção sempre calorosas.

Agradeço a minhas mulheres na ciência e amigas da vida, Ana Carolina e Manuela Maragno, conhecidas como Aninha e Manu, que sempre me chamaram para os melhores cafés e fofocas no fim da tarde. De vocês, eu tenho imenso orgulho.

Agradeço à Barbara Oliveira que na loucura da vida resolveu me acompanhar nessa empreitada acadêmica e de professor. Só tendo pouco juízo e coragem para fazer certos tipos de coisa.

Agradeço aos meus amigos conquistados na vida acadêmica, Murilo Santana, Daphne Nunes, João Carlos Pena, que me ajudaram tanto na construção da minha dissertação.

Agradeço aos meus amigos com quem compartilhei tantos problemas e muita comida. André, que é meu companheiro de trajetória e que me faz feliz só em saber que posso contar com ele ao meu lado em todas as situações, nem que seja só para reclamar. Naila que desde o fundamental me faz feliz de estar perto de alguém com tanta alegria. Marcos, até lembro do pacto da prova em dupla e de decidir cursar biologia na sétima série. Christiano pela ajuda na tradução e pela paciência. E a todos meus amigos Matheus, Ramon, Thalita e Nayara. E agradeço especialmente a meu namorado Kiran, um presente que o mestrado me deu.

Por fim agradeço a todos os envolvidos das mais diferentes formas na minha formação. Agradeço ao privilégio de ter feito uma pós-graduação de excelência sempre cercado dos melhores profissionais, em um país tão marcado pela desigualdade social com inúmeras barreiras que elitizam o acesso ao conhecimento.

Lista de tabelas

Tabela 1. Variáveis locais de qualidade de água por período (Média ± DP) e intervalos de mínimo e máximo (Min-Max). Teste t comparando as médias das variáveis entre os períodos	20
Tabela 2. Resultado de Variáveis Regionais Uso e Cobertura do Solo: Média, Desvio Padrão (±DP) e intervalos mínimos e máximos (Min-Max).....	21
Tabela 3. Resultados da RDA avaliando a capacidade preditiva das variáveis locais, regionais e espaciais sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos	22
Tabela 4. Resultados da RDA avaliando a capacidade preditiva das variáveis locais, regionais e espaciais considerando as ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT).....	22
Tabela 5. Valores de diversidade beta de Baselga (BD) e seus componentes <i>aninhamento</i> (Anin) e <i>substituição</i> (Subst) para comunidade de macroinvertebrados bentônicos total.....	23
Tabela 6. Valores de diversidade beta de Baselga (BD) e seus componentes <i>aninhamento</i> (Anin) e <i>substituição</i> (Subst) considerando a diversidade do grupo EPT	23
Tabela S1. Qualidade da água por período estiagem e chuvoso	35
Tabela S2. Estruturas internas dos riachos por período	36
Tabela S3. Coordenadas e variáveis regionais de uso e ocupação do solo das ottobacias	38
Tabela S4. Número de táxons encontrados e Abundância total por ponto nos dois períodos	39

Tabela S5: Abundância total e relativa (%) por táxons e por período..... 39

Tabela S6. Protocolo de avaliação ambiental adaptado 45

Lista de figuras

Figura 1. Localização dos riachos e pontos coletados (n=20) na bacia do Rio Preto, Distrito Federal, Bacia do Rio São Francisco, Brasil	14
Figura 2. Esquema de coleta de material biológico e das variáveis ambientais locais em cada trecho de riacho	15
Figura 3. Desenho metodológico das análises usadas para testar estatisticamente quais as métricas de habitat são preditores da diversidade das comunidades de macroinvertebrados bentônicas e do EPT	14
Figura 4. Desenho metodológico dos testes usados para obter os componentes de diversidade beta das comunidades de macroinvertebrados bentônicas e do EPT	15

Resumo

Em ecologia, a diversidade biológica pode ser dividida em alfa (local), beta (dissimilaridade entre locais/regiões ao longo do espaço ou tempo) e gama (regional). A diversidade beta é usada como método operacional que permite avaliar como as espécies se distribuem ao longo de uma escala espacial e/ou temporal. Os padrões de diversidade beta são determinados por dois componentes, o *aninhamento* e a *substituição*. As comunidades de macroinvertebrados respondem aos impactos ambientais em diferentes escalas locais, regionais e espaciais. Nesse trabalho foram investigados quais fatores, locais, regionais e espaciais, influenciam as comunidades de macroinvertebrados bentônicos e nas assembleias das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Tricoptera (EPT), mensurando ainda quais os componentes de diversidade beta são predominantes nestas comunidades em riachos de Cerrado (Brasil). Para isso foram mensuradas variáveis locais dos riachos, regionais (uso e ocupação da bacia) e espaciais. A diversidade beta foi analisada através de matrizes de presença-ausência e de abundância. As variáveis mensuradas nas três escalas não foram significativas para explicar a estruturação das comunidades. O componente de diversidade beta predominante foi *substituição* nas comunidades de macroinvertebrados total e EPT. Os resultados encontrados refletem a complexidade dos ecossistemas aquáticos e a necessidade de investigar variáveis que melhor expliquem a diversidade de macroinvertebrados. A predominância da substituição nas comunidades inseridas em uma paisagem fragmentada indica diferenciação seletivas de espécies e/ou de possíveis barreiras geográficas.

Palavras-chaves: Aninhamento, Substituição, Riachos, Uso do Solo, EPT, Estrutura do Habitat.

Abstract

In ecology, biological diversity can be divided into alpha (local), beta (dissimilarity between locations / regions over space or time) and gamma (regional). Beta diversity is used as an operational method that allows to assess how species are distributed along a spatial and / or temporal scale. Beta diversity patterns are determined by two components: *nestedness* and *turnover*. Benthic macroinvertebrate communities respond significantly to environmental impacts at different local, regional and spatial scales. In this work, it was investigated which local, regional and spatial factors influence the benthic macroinvertebrates communities and

the assemblies of the Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (EPT) orders; and also which beta diversity components are predominant in communities in headwater streams at a basin impacted by agricultural exploitation in the Brazilian savannah. For that purpose, local, regional (use and occupation of the basin) and spatial stream variables were measured. Beta diversity was analyzed through presence-absence and abundance matrices. The variables measured on the three scales were not significant enough to explain the structuring of the communities. The predominant beta diversity component in the communities, in all analyses, was the *turnover* component. The results found reflect the complexity of aquatic ecosystems and the need to investigate variables that better explain the diversity of macroinvertebrates. The predominance of the turnover component in communities inserted in a fragmented landscape indicates selective differentiation of species and/or possible geographical barriers

Keywords: Nestedness, Turnover, Streams, Landscape Use, EPT, Habitat Structure.

Sumário

1. Introdução	11
2. Material e Métodos	13
2.1 <i>Área de estudo</i>	13
2.2 <i>Variáveis local: Qualidade da Água, Caracterização do Habitat</i>	15
2.3 <i>Variáveis Regionais: Uso e Ocupação da Bacia</i>	16
2.4 <i>Coletas, Triagem e Identificação</i>	16
2.5 <i>Análise de Dados</i>	17
3. Resultados	19
3.1 <i>Qualidade da Água e Caracterização do Habitat</i>	19
3.2 <i>Uso e Ocupação da Bacia</i>	21
3.3 <i>Preditores de Distribuição das Comunidades e Componentes de Diversidade Beta</i>	21
4. Discussão	23
5. Conclusão	26
Referências	27
Material Suplementar	35

1. Introdução

Entender os padrões de distribuição da diversidade em múltiplas escalas é uma das principais questões estudadas em ecologia, como observado no crescente número de estudos com essa abordagem (Anderson et al., 2011). Em ecologia a diversidade biológica é comumente dividida em alfa (local), beta (dissimilaridade entre locais/regionais ou longo do espaço ou tempo) e gama (regional), que é obtida através da relação entre a diversidade alfa e beta (Whittaker, 1960). Essa relação pode ser obtida pelo método multiplicativo (gama = alfa x beta) ou pelo método de partição aditiva (gama = alfa + beta) (Lande, 1996).

A diversidade beta aplicada em conjunto com o conceito de metacomunidade (Leibold et al., 2004) ajuda na compreensão da distribuição da diversidade de espécies, nos processos ecológicos envolvidos e nas repostas a processos de fragmentação dos habitats (Fahrig, 2003; Jamoneau et al., 2012). A diversidade beta também é usada como método operacional que permite avaliar como as espécies se distribuem ao longo de uma escala espacial e/ou temporal, possibilitando avaliar questões teóricas e/ou aplicadas, como por exemplo, qual a escala mais adequada para a implementação das estratégias de conservação que compreendam uma maior diversidade e qual a abrangência deve ser adotada para uma preservação efetiva (Crist et al, 2003; Veech, 2002, Socolar et al, 2016).

Para explicar os padrões das metacomunidades usando a diversidade beta podemos dividi-la em dois ou componentes classificados como: *aninhamento* e *substituição*. O aninhamento ocorre quando as comunidades menos diversas são subconjunto de comunidades mais diversas, o que pode indicar uma perda de diversidade como consequência de processos de homogeneização ou degradação das condições ambientais. A *substituição* consiste na alternância ou substituição de algumas espécies por outras entre as comunidades em virtude dos processos de filtros ambientais, espaciais e/ou processos históricos (Baselga, 2010). A substituição estaria muito interligada a processos de heterogeneidade ambiental, o que levaria à variação natural da comunidade em virtude de suas especificidades (Heino et al., 2013; Maloufi et al., 2016).

Os riachos de cabeceira são elementos de grande importância ecológica na paisagem, onde ocorrem processos interligados a toda paisagem como ciclagem e transporte de nutrientes (Atikison et al., 2018). Esses ecossistemas são naturalmente complexos e espacialmente heterogêneos: ao longo do contínuo fluvial dos cursos d'água, formam-se vários microhabitats, com capacidade de abrigar diferentes metacomunidades (Poff, 1997; Tonkin et al., 2015; Kovalenko et al., 2012). A diversidade biológica nos ecossistemas aquáticos são estruturadas por fatores que ocorrem em diferentes escalas. Em escala regional aspectos naturais como a geologia, clima e relevo, em escala local o tipo de substrato, a presença de preservação da mata

ciliar, vazão, condições física e químicas da água e outras características internas do riacho. Além disso as espécies são espacialmente distribuídas de acordo com processos históricos e da capacidade de dispersão.

A preservação das bacias de drenagem é importante para manutenção da integridade dos riachos de cabeceira (Ward, 1998). Processos antrópicos como o uso agrícola na bacia afetam a integridade dos ecossistemas aquáticos, alterando características determinantes para as comunidades biológicas entre eles a diminuição ou retirada da mata ciliar em riachos de cabeceiras que aumentam a entrada de luz e favorecendo a produção de energia autóctone no sistema perturbando a cadeia trófica, além disso o desmatamento aumenta a entrada de sedimentos carregados da região terrestre circundante, cuja consequência é a mudança de substratos e a homogeneização de habitat (Allan, 2004; Bojsen e Jacobsen, 2003). Essas perturbações no meio podem favorecer as espécies mais resistentes, alterando a composição da comunidade de acordo com grau de perturbação no meio (Juen et al., 2014;). Outra interferência negativa à diversidade de macroinvertebrados é a homogeneização do habitat (Godoy et al., 2016; Allan, 2004). Suas consequências são a diminuição da riqueza e a homogeneização espacial das metacomunidades (Siqueira et al, 2015; Milesi et al., 2016), influenciando diretamente os padrões de diversidade beta e favorecendo o aninhamento na estruturação das comunidades (Lougheed et al., 2008).

Os macroinvertebrados bentônicos são amplamente utilizados para avaliar e monitorar a integridade de ecossistemas aquáticos e de suas bacias de drenagem (Callisto, 2001; Bonada, 2005). Essa comunidade é fortemente atrelada à cadeia trófica e é sensível ao estado de preservação dos ecossistemas (Frauendorf, 2013; Peralta-Maraver, 2017). Dentre as assembleias que compõem as comunidades de macroinvertebrados bentônicos, alguns grupos específicos, como as das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), respondem mais sensivelmente às características ambientais que são frequentemente usadas em índices de monitoramento ambiental (Boyero, 2003; Ferreira et al., 2017). Essas comunidades podem responder a perturbações que ocorrem em escala local, como alterações na qualidade de água, tipo de substrato e perda de heterogeneidade; em escala regional, como no uso e ocupação da bacia; e a processos dispersivos e barreiras geográficas (Allan, 2004; Ligeiro et al., 2010; Heino et al., 2013; Silva et al., 2014; Tonkin, 2016; Oliveira Júnior & Juen, 2019).

Os objetivos desse estudo são descrever quais variáveis preditoras que são as estruturantes das metacomunidades de macroinvertebrados bentônicos e EPT e avaliar a diversidade beta da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em riachos de cabeceira do Cerrado, particionado entre os componentes devido a processos de aninhamento e substituição. As seguintes questões

foram formuladas: i. quais fatores (locais, regionais ou espaciais) influenciam as comunidades de macroinvertebrados e EPT em riachos de cabeceira? Testamos a hipótese de que os fatores locais (qualidade do habitat e estruturas internas) e regionais (uso e ocupação da bacia) influenciam mais fortemente a estrutura das comunidades bentônicas, pois a diferença nas condições ambientais entre os riachos e bacias provavelmente determinam a variação na composição entre as comunidades mais do que processos dispersivos (fatores espaciais) (Bojsen & Jacobsen, 2003; Costa & Melo, 2008; Macedo et al., 2014, Hammill et al., 2018). ii. quais os componentes de diversidade beta são predominantes na composição das comunidades dos riachos de cabeceira do Cerrado? Nossa hipótese é de que a composição da comunidade de macroinvertebrados e EPT seja estruturada por aninhamento, respondendo ao gradiente de perturbação e homogeneização espacial causado pelo uso antrópico da bacia (Lougheed et al., 2008; Baselga, 2010; Siqueira et al., 2015).

2. Material e Métodos

2.1 Área de estudo

O Cerrado é um hotspot de diversidade (Myers et al., 2016) e segundo maior bioma do Brasil, composto por uma variedade de fitofisionomias como savanas, veredas e mata de galerias, que são caracterizadas por alta biodiversidade biológica, endemismo (Myers et al., 2000; Klink & Machado, 2005; Machado, 2016). Uma das principais ameaças ao Cerrado e seus ecossistemas aquáticos é a fragmentação dos ambientes naturais e conversão da vegetação em monoculturas e pastagens (Carvalho et al., 2009; Machado, 2016).

A nascente do Rio Preto se localiza na divisa do estado de Goiás e do Distrito Federal, sendo um dos principais afluentes da região do médio São Francisco. O clima da área é tropical sazonal com precipitação média anual de 1139 mm, concentrada no período chuvoso que vai de outubro a abril (Malaquias et al., 2010). A área da bacia pertence ao Distrito Federal e desde 1977 faz parte do Programa de Assentamento Dirigido do Distrito Federal – PAD/DF, sendo fortemente explorada pelo agronegócio, principalmente para produção de grãos (Carneiro et al., 2007). A pressão antrópica ocorre tanto pelo uso do solo nas bacias de drenagens – que podem acarretar na lixiviação de defensivos agrícolas e de sedimento para os corpos hídricos – quanto pela retirada de água do canal que é usada na irrigação, sobretudo durante o período de estiagem (Rodrigues, 2007). Os riachos amostrados estão inseridos em propriedades de pequenos e grandes produtores rurais com diferentes níveis de preservação.

O estudo foi realizado em 20 riachos de cabeceira, de primeira e segunda ordem (segundo a classificação de Strahler), na bacia do Rio Preto, Distrito Federal, Brasil (Fig.1). Em cada riacho, um trecho com extensão de 80 metros foi selecionado e demarcado com fitas. Cada trecho selecionado para a coleta foi dividido em 5 transectos, com 20 metros de distância entre eles (Fig. 2). Duas campanhas de coleta foram realizadas: em agosto de 2018, no período de menor precipitação, correspondendo à estiagem (precipitação média período de estiagem 21,9 mm), e a segunda em fevereiro de 2019, no período chuvoso (precipitação média período chuvoso 99,7 mm) de acordo com o boletim meteorológico da Embrapa-Cerrado. As análises e coletas foram realizadas seguindo a direção da jusante para montante.

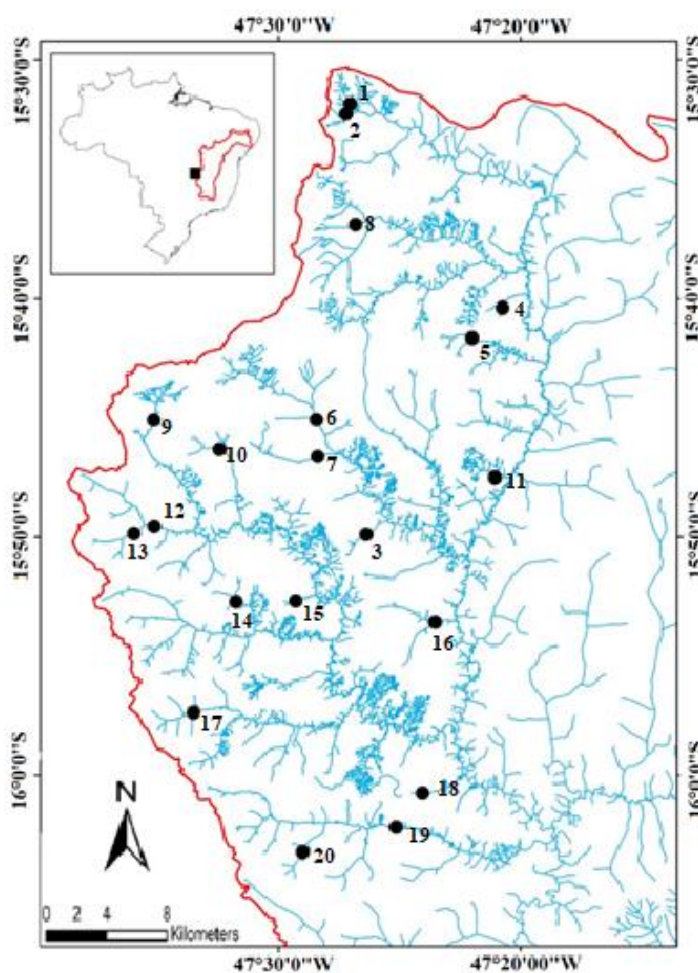


Fig.1 Localização dos riachos (n=20) na bacia do Rio Preto, Distrito Federal, Bacia do Rio São Francisco, Brasil.

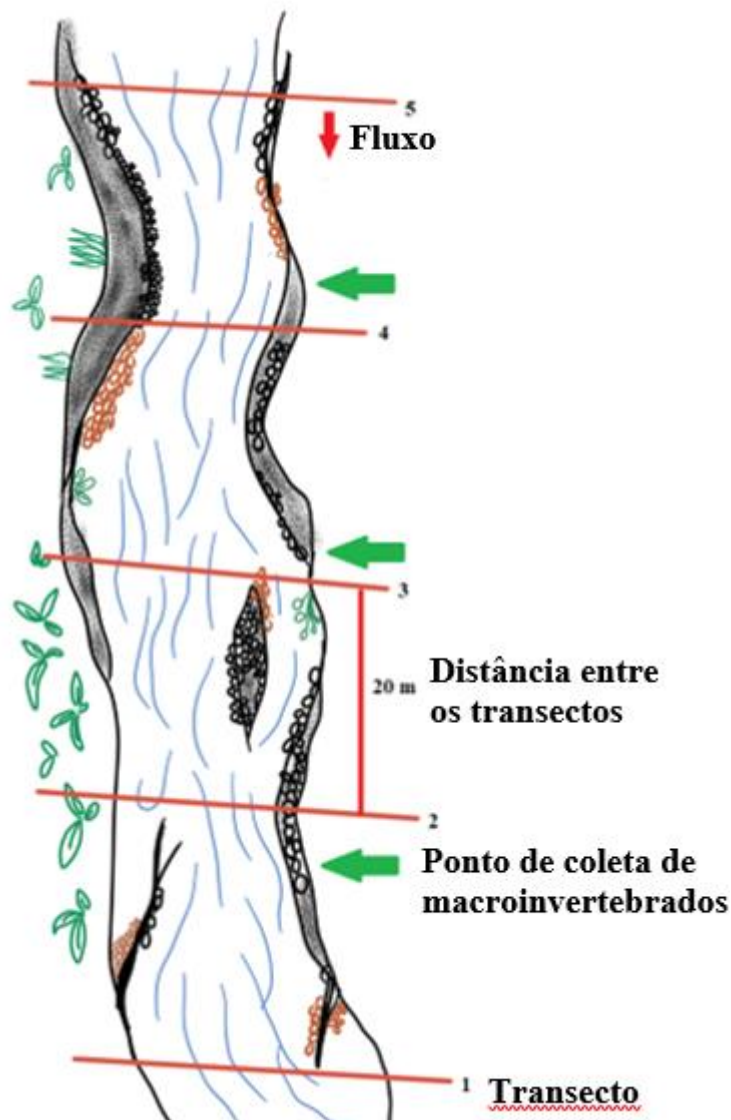


Fig.2 Esquema de coleta de material biológico e das variáveis ambientais locais em cada trecho de riacho selecionado.

2.2. Variáveis locais: qualidade da água e caracterização do habitat

As características físicas e químicas da água temperatura da água (C°), oxigênio dissolvido (mg/L), pH, sólidos totais dissolvidos (mg/L^{-1}), condutividade elétrica (mS/cm) e turbidez (NTU) foram mensuradas com sonda portátil HORIBA U-50 *series multi-parameter*. Em cada trecho foi coletada uma amostra de água e devidamente refrigerada para análise total da concentração de fósforo e nitrogênio. O fósforo total foi mensurado pelo método ácido ascórbico/colorimétrico com leitura em espectrofotômetro UV-Visível modelo UV-1800, Shimadzu, Tóquio, Japão (APHA, 2012). O nitrogênio total foi obtido por combustão catalítica a alta temperatura, seguido de detecção por quimiluminescência (CLD), utilizando um analisador

TOC, modelo Vario TOC Cube, marca Elementar Analysensysteme GmbH, Hanau, Alemanha (ASTM, 2016) no laboratório de Química de Água da Embrapa Cerrados.

As características internas dos riachos foram mensuradas a partir da adaptação do protocolo Projeto Igarapé (Mendonça et al., 2005). As variáveis importantes para as comunidades de macroinvertebrados bentônicos e para a caracterização dos cursos d'água foram obtidas a partir das médias mensuradas a partir e estimadas em cada um dos 5 transectos dentro do trecho de 80m: largura (cm) e profundidade (cm) foram mensuradas e a composição do substrato do fundo (%) de acordo com o tipo (argiloso, arenoso, cascalhos, rochas, laje e orgânica), que foi estimada em porcentagem. A parte referente à matéria orgânica foi subdividida em – troncos, bancos de folhigo e raízes.

2.3 Variáveis regionais: uso e ocupação da bacia

As variáveis regionais foram obtidas por meio da análise do uso e cobertura do solo, usando os dados do Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo (MapBiomas) de 2018, a partir da base de otobacias nível 6 para as microbacias dos respectivos riachos. A partir dos tratamentos das imagens, foram obtidas as altitudes, os declives e delimitadas as áreas das bacias de drenagem e, posteriormente estimadas em porcentagem, a área de cobertura natural e antrópica e em seguida subdivididas em cobertura natural (florestal, savana, campestre, e corpos d'água) e antrópica (cultura anual e perene, pastagem, infraestrutura urbana). Essa categorização mais específica o uso do solo permite melhor relacionar as respostas biológicas que diferem de acordo com tipo específico de uso da bacia (Morley & Karr, 2001; Allan, 2004).

2.4 Variáveis biológicas: coletas, triagem e identificação

Os macroinvertebrados bentônicos foram coletados com Rede tipo Surber (900 cm² de área amostrada com malha de 250 micrômetros). A rede foi posicionada contra a corrente e o substrato compreendido dentro do espaço do quadrante foi mecanicamente agitado sendo seu conteúdo retido na malha. O material coletado foi colocado em sacos plásticos e fixados em álcool etílico 70%. Em cada ponto, foram realizadas três subamostras com pelo menos 20 metros de distância entre elas dentro do trecho analisado.

Em laboratório, o sedimento foi triado e os organismos identificados até o menor nível taxonômico possível de acordo com Merritt et al., 2008; Mugnai et al., 2010; Hanada, Nessimiam & Querino, 2014; Thorp & Rogers, 2014.

2.5 Análise de dados

Para testar a primeira hipótese (Fig.3) as variáveis locais e regionais foram submetidas a uma análise de Fatores de Inflação da Variância (VIF) e todas as variáveis que apresentaram um valor acima de 20 não foram consideradas nas análises (Borcard et al., 2018). Essa análise permite medir a multicolinearidade entre as variáveis dentro de cada matriz, sendo que os valores acima de 20 indicam alta colinearidade. Posteriormente, as variáveis selecionadas pela VIF foram utilizadas como predictoras das comunidades de macroinvertebrados bentônicos totais e com os grupos EPT em uma análise de Redundância (RDA), sendo realizadas uma RDA para as variáveis locais e outra RDA para as variáveis regionais (Legendre & Legendre, 2012).

Uma vez que as RDAs apresentem relações predictoras significativas das matrizes local e/ou regional sobre a matriz biológica (macroinvertebrados bentônicos), foi utilizada a análise *forward selection*. Essa análise seleciona, de forma parcimoniosa e dentro de cada matriz, as variáveis com maior importância preditiva da comunidade de macroinvertebrados bentônicos total e com grupo EPT, utilizando dois critérios de parada: valores de significância menores do que 0.05 (valores de p) e coeficientes de determinação ajustados (R^2 ajustado) (Blanchet et al., 2008).

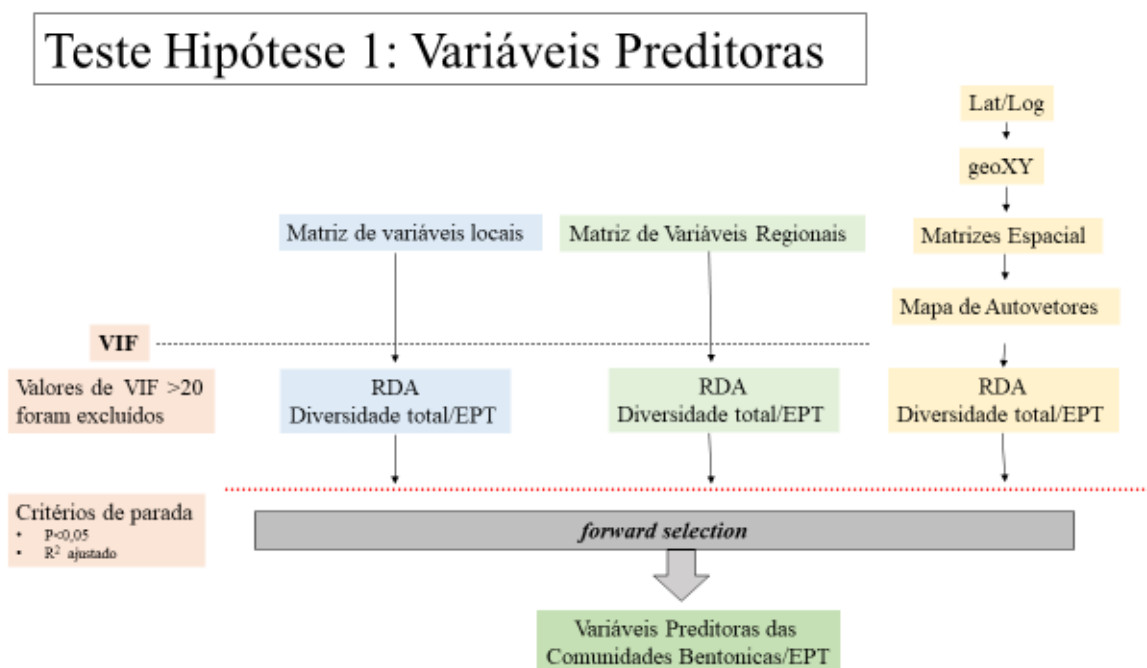


Fig.3 Desenho metodológico das análises usado para testar estatisticamente quais as métricas de habitat são predictoras da diversidade das comunidades de macroinvertebrados bentônicos e do EPT.

Para obtenção dos preditores espaciais, as coordenadas geográficas de latitude e longitude foram convertidas para o plano cartesiano através da função `geoXY`, do pacote `SoDA` (Chambers, 2008). Posteriormente, para a ordenação independente em eixos ortogonais, essas variáveis foram inseridas em uma análise de *Mapas de Autovetores de Moran baseados na distância* (dbMEM) (Legendre & Legendre, 2012). Então, foram utilizados os mesmos passos para a RDA e *forward selection* descritos anteriormente para as matrizes locais e regionais. Para todas as análises descritas acima, foram utilizados dados de abundância dos macroinvertebrados bentônicos totais e com grupo EPT, padronizados pelo método de *hellinger*.

Para segunda hipótese, a diversidade beta foi considerada como a variação total das matrizes de Sørensen (dados de presença/ausência) e a diferença de porcentagem (dados de abundância). Os valores de diversidade beta de Baselga e seus componentes (*aninhamento* e *substituição*) foram obtidos com a função `beta.div.comp` do pacote `adespatial` (Fig.4). As análises foram feitas com a comunidade de macroinvertebrados totais e EPT, todas as análises foram feitas com uso do Programa R (Stéphane Dray, David Bauman et al., 2019).

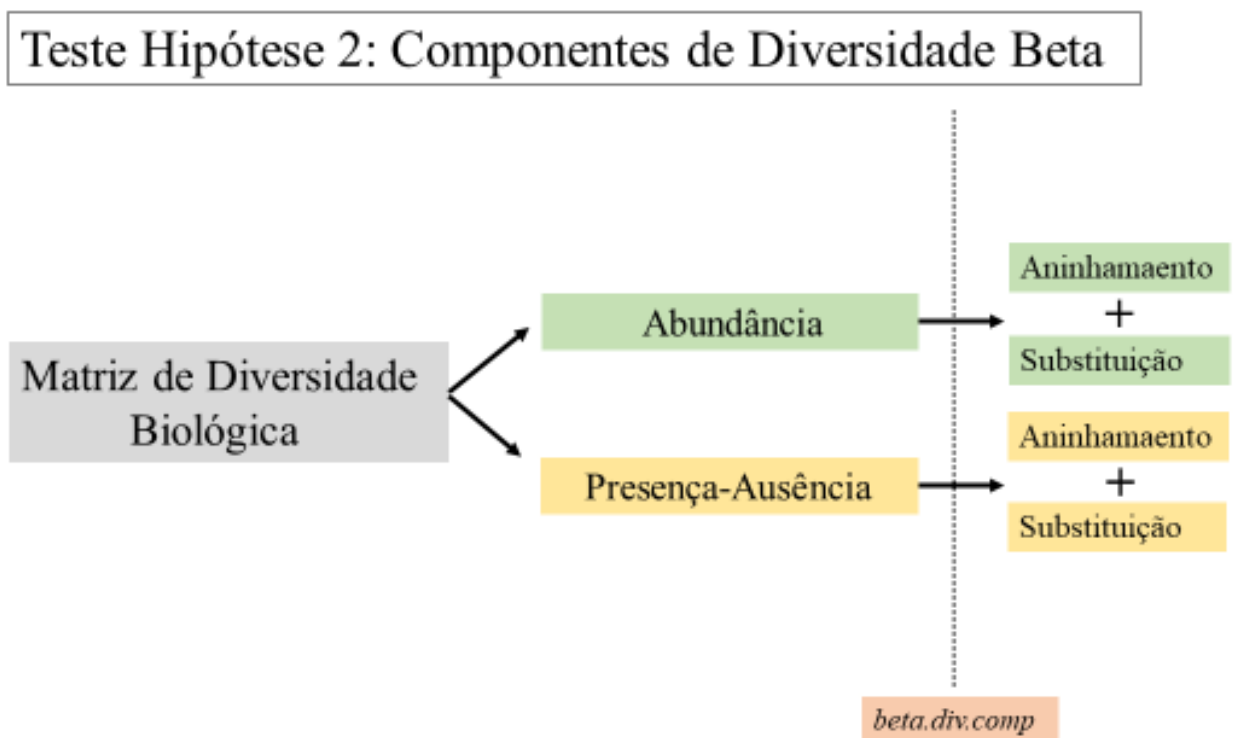


Fig.4 Desenho metodológico dos testes usados para obter os componentes de diversidade beta das comunidades de macroinvertebrados bentônicas e do EPT.

3 Resultados

3.1 Qualidade da água e caracterização do habitat

O pH médio ácido a próximo ao neutro, variaram de ácido a próximo do neutro, variando entre 5,2 e 7,55 para o período de estiagem e entre 5,62 e 7,8 para o período chuvoso. O oxigênio dissolvido médio foi de 7,74 mg/L para o período de estiagem e 7,21 mg/L para o período chuvoso. A variação da oxigenação foi maior para o período de estiagem, variando entre 4,12 a 10,3 mg/L e menor para o período chuvoso, variando entre 5,6 a 8,5 mg/L.

Os baixos valores de condutividade elétrica (médias de 0,028 mS/cm para o período de estiagem e de 0,026 μ S/cm para o período chuvoso), das concentrações de fósforo total (médias de 0,049 mg/L no período seco e de 0,003 mg/L para o período chuvoso) e de nitrogênio total (médias de 0,533 mg/L para o período de estiagem e de 0,493 mg/L para o período chuvoso) refletem as características comumente encontradas em cerrados de cabeceira da mesma região (Fonseca et al., 2014).

As variáveis de qualidade de água que tiveram maior variação espacial ao longo da bacia foram: turbidez (período de estiagem: média 3,1 NTU e desvio padrão 2,16; período chuvoso: média 4,6 NTU e desvio padrão 3,31), potencial de oxirredução (período de estiagem: média 178 mV e desvio padrão 69,99; período chuvoso: média 160 mV e desvio padrão 78,7), condutividade (período de estiagem: média 0,028 mS/cm e desvio padrão 0,026; período chuvoso: média 0,026 μ S/cm e desvio padrão 0,016), sólidos totais dissolvidos (apenas no período chuvoso: média 0,019 mg/L e desvio padrão 0,68), fósforo total (período de estiagem: média 0,049 mg/L e desvio padrão 0,096; período chuvoso: média 0,003 mg/L e desvio padrão 0,006mg/L) e nitrogênio total (período de estiagem: média 0,533 mg/L e desvio padrão 0,51; período chuvoso: média 0,493 mg/L e desvio padrão 0,23) (Tab.1).

Em todas as variáveis locais referentes às estruturas internas do habitat foi observado um considerável desvio padrão em relação à média. Esses intervalos de variações em diversas métricas locais adotadas indicam que os riachos são diferentes entre si. No entanto, eles ocorreram de maneira espacialmente aleatória. Os riachos próximos não apresentavam perfis necessariamente semelhantes, impossibilitando que, dentro da escala trabalhada, os riachos fossem agrupados em subbacias diferentes.

As variáveis que apresentaram diferenças significativas entre os dois períodos foram fósforo total, profundidade e as estruturas internas do habitat (bancos de folhigo e raízes) (Tab.

1). Mesmo não apresentando diferenças significativas, variáveis ligadas ao aumento de volume hídrico no período chuvoso responderam às mudanças de fluxo, tal como a média da turbidez (3,6 NTU para o período de estiagem e 4,6 NTU para o período chuvoso) e a largura e profundidade médias (21,7 cm para o período de estiagem e 231,3 cm para o período chuvoso).

A composição do substrato também mudou com o aumento do fluxo. O tipo de substrato predominante no período de estiagem foi o arenoso (37%), seguido de cascalho (18%). No período chuvoso, o substrato predominante foi o cascalho (25%), seguido de arenoso (20%).

Tab.1 Variáveis locais de qualidade de água por período (Média ± DP), intervalos de mínimo e máximo (Min-Max) e resultado do teste-*t* comparando as medias das variáveis entre os períodos

Variáveis locais	Estiagem		Chuvoso		Teste t	
	Média ± DP	Min-Max	Média ± DP	Min-Max	<i>t</i>	<i>P</i>
Qualidade d'Água					<i>t</i>	<i>P</i>
Temperatura (C°)	19,9 ± 1,77	17,3 - 24,8	23,9 ± 1,23	22,09 - 25,9	0,77	0,447
pH	6,77 ± 0,74	5,2 - 7,55	6,92 ± 0,74	5,62 - 7,8	-0,56	0,576
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	7,74 ± 1,26	4,12 - 10,3	7,21 ± 0,79	5,6 - 8,5	0,59	0,55
Turbidez (NTU)	3,1 ± 2,16	0,1 - 10	4,6 ± 3,31	0 - 12,3	-1,0	0,299
Potencial de Oxirredução (mV)	178 ± 69,66	10 - 287	160 ± 78,7	85 - 249	1,0	0,286
Condutividade (mS/cm)	0,028 ± 0,026	0,003 - 0,092	0,026 ± 0,016	0,003 - 0,055	1,47	0,157
Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L)	0,0168 ± 0,017	0,002 - 0,06	0,019 ± 0,68	0,002 - 3	-0,9	0,341
Fósforo Total (mg/L)	0,049 ± 0,096	0,003 - 0,367	0,003 ± 0,006	0,002 - 0,03	3,31	0,003*
Nitrogênio Total (mg/L)	0,533 ± 0,51	0,345 - 2,77	0,493 ± 0,23	0,284 - 1,29	1,3	0,207
Estrutura do Habitat						
Largura (cm)	231,3 ± 75,6	87,3 - 385	289,8 ± 114,3	86 - 560	-1,2	0,22
Profundidade (cm)	21,7 ± 13	9,6 - 62,85	24,6 ± 15,2	10,6 - 72,5	-3,6	0,02
Substrato						
Areia (%)	37 ± 18,7	12,5 - 72,5	20 ± 27	0 - 93,3	1,2	0,224
Cascalho (%)	18,25 ± 16,34	0 - 56,5	25 ± 18,09	0 - 62,5	-1,5	0,135
Seixos(%)	9,37 ± 12	0 - 40	10 ± 13,3	0 - 45	-0,89	0,32
Rocha (%)	10,21 ± 16,2	0 - 52,5	10 ± 22,7	0 - 70	-0,17	0,863
Lage (%)	1,5 ± 6,7	0 - 30	2,25 ± 10,3	0 - 45	-1	0,33
Orgânico (%)	15 ± 13,4	0 - 60	8,3 ± 21,9	0 - 80	0,08	0,932
Composição Orgânica						
Tronco (%)	18 ± 7,8	0 - 32,5	20 ± 12,8	0 - 45	-0,7	0,439
Folhíço (%)	19 ± 10,14	3,33 - 40	30 ± 23,8	0 - 90	-2,09	0,05*
Raízes (%)	4,5 ± 8,7	0 - 30	10 ± 25,6	0 - 90	-2,23	0,03*

Nota. *valores significativos $p < 0,05$.

A matéria orgânica presente foi composta principalmente de origem alóctone. Para o período de estiagem e chuvoso, a maior presença foi de bancos de folhiço (15 e 8%, respectivamente).

3.2 *Uso e ocupação da bacia*

O uso e ocupação do solo nas ottobacias estudadas (Tab.2) é predominantemente antrópico (média de 70,5%), com uso principalmente agricultura (média de 55,1%), seguido de pastagem (média de 15%). A área de cobertura natural (média de 29,1%) é de maior parte de cobertura do tipo florestal (média de 13,1%), seguida de savana (média de 9,3%). Apenas dois pontos se localizam na mesma ottobacia, justamente os com maior cobertura natural (média de 74,8%).

Tab.2 Resultado de Variáveis Regionais Uso e cobertura do solo: Média, Desvio Padrão (\pm DP) e intervalos mínimos e máximos (Min-Max)

Variável	Média \pm DP	Min-Max
Cobertura Natural (%)	29,09 \pm 20,02	10,69 - 74,77
Florestal (%)	13,08 \pm 6,73	4,57 - 26,6
Savana (%)	9,28 \pm 11,14	1,15 - 39,69
Campestre (%)	6,83 \pm 5,48	0,71 - 21,3
Corpos d'água (%)	0,15 \pm 0,29	0 - 1,05
Cobertura Antrópica (%)	70,46 \pm 20,07	25,21 - 88,17
Agricultura (%)	55,10 \pm 24,43	1,22 - 85,55
Pastagem (%)	15,05 \pm 8,47	2,5 - 29,1
Urbana (%)	0,03 \pm 0,10	0 - 0,45
Área (km ²)	15,66 \pm 9,57	1,92 - 38,71
Perímetro (km)	17,86 \pm 6,33	8,06 - 31,13
Altitude (m)	950,68 \pm 61,14	853 - 1077,8
Declive (°)	3,98 \pm 1,24	2,77 - 7,1

3.3 *Preditores de Distribuição das Comunidades e Componentes de Diversidade Beta*

Na análise de Fatores Inflacionados de Variância (VIF), as variáveis locais sólidos totais dissolvidos (mg/L), areia (%), cascalho (%), cobertura natural (%) foram excluídas das matrizes do período de estiagem. No período chuvoso, variáveis local excluída foi apenas a largura média (cm). As variáveis regionais excluídas da matriz para os dois períodos: cobertura antrópica (%), área (km²), perímetro (km), declive médio (°), cobertura de savana (%). A RDA feita após a exclusão das variáveis com valores inflacionados não apresentou associação significativa com nenhuma das três matrizes (local, regional e espacial) em ambas as estações (Tab.3). Assim, esse resultado indica que as variáveis consideradas não foram predictoras da metacomunidade de

macroinvertebrados bentônicos obedecendo os critérios de parada de valores de significância menores do que 0.05 (valores de *p*).

Tab.3 Resultados da RDA avaliando a capacidade preditiva das variáveis locais, regionais e espaciais sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos

Período	Matrizes	R ² aj	F	P
Estiagem	Locais	-0,09	0,897	0,689
	Regionais	0,14	1,276	0,144
	Espaciais	0,10	1,348	0,077
Chuvoso	Locais	0,17	1,217	0,293
	Regionais	0,15	1,284	0,062
	Espaciais	-0,04	0,884	0,799

A RDA feita considerando apenas a diversidade do grupo EPT também não obteve valores significativos para o período de estiagem, mas os preditores regionais foram significativos ($R^2 = 0,429$; $p < 0,05$) para o período chuvoso (Tab.4). No entanto, individualmente, as variáveis regionais não foram significativas para serem selecionadas para os próximos passos da análise.

Tab.4 Resultados da RDA avaliando a capacidade preditiva das variáveis locais, regionais e espaciais considerando as ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT)

Período	Matrizes	R ² aj	F	P
Estiagem	Locais	0,612	1,0938	0,341
	Regionais	0,408	0,962	0,609
	Espaciais	0,21	0,937	0,675
Chuvoso	Locais	0,594	1,823	0,12
	Regionais	0,429	1,485	0,05
	Espaciais	0,191	0,0904	0,644

Nas análises de diversidade beta de Baselga, considerando a diversidade total de macroinvertebrados, o componente substituição foi predominante em relação ao aninhamento para as duas estações (Tab.5). Quando levados em consideração os dados de presença e ausência, os valores atribuídos ao componente substituição foram de 87% para o período de estiagem e

86% para o período chuvoso. Ao considerar os dados de abundância, eles foram de 62% para o período de estiagem e de 64% para o período chuvoso.

Tab.5 Valores de diversidade beta de Baselga (BD) e seus componentes aninhamento (Anin) e substituição (Subst) para comunidade de macroinvertebrados bentônicos total

Períodos	Matriz de dados	BD	Anin	Subst	Anin (%)	Subst (%)
Estiagem	Presença - Ausência	0,32	0,04	0,28	13	87
	Abundância	0,38	0,14	0,23	38	62
Chuva	Presença - Ausência	0,32	0,04	0,28	14	86
	Abundância	0,33	0,12	0,21	36	64

Quando considerado apenas o EPT, nas análises de diversidade beta de Baselga o componente substituição também foi predominante em relação ao aninhamento (Tab.6) nas duas estações, tanto quando levado em consideração os dados de presença e ausência, no período de estiagem (76%) e chuva (79%), como ao levar em consideração os dados de abundancia, período de estiagem (78 %) e período chuvoso (70%).

Tab.6 Valores de diversidade beta de Baselga (BD) e seus componentes aninhamento (Anin) e substituição (Subst) considerando a diversidade do grupo EPT

Períodos	Matriz de dados	BD	Anin	Subst	Anin (%)	Subst (%)
Estiagem	Presença - Ausência	0,36	0,08	0,27	24	76
	Abundância	0,44	0,09	0,35	22	78
Chuva	Presença - Ausência	0,37	0,07	0,29	21	79
	Abundância	0,41	0,12	0,29	30	70

4 Discussão

Os resultados apresentados refletem a complexidade dos ecossistemas lóticos, pois muitas características ambientais e processos ecossistêmicos estão envolvidos na resposta das metacomunidades (Clarke, 2008; Atkinson, 2018). Nossa primeira hipótese não foi corroborada, uma vez que as matrizes preditoras não foram importantes para explicar a estruturação das metacomunidades de macroinvertebrados. O mesmo padrão foi encontrado para a estruturação dos grupos EPT, exceto durante o período chuvoso fatores regionais foram parcialmente explicativos.

Em ecologia, comumente, as variáveis ambientais são de difícil acesso, o que pode dificultar estabelecimento de relações significativas entre o conjunto de variáveis ambientais e a diversidade biológica (Poff, 1997). E apesar de não ser capaz de explicar claramente a estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos algumas matrizes se aproximaram do valor de p significativo, contudo as variáveis analisadas nas diferentes escalas são fatores relevantes na composição das comunidades de macroinvertebrados bentônicos (Allan, 2004; Macedo et al., 2014) e como observado em outros estudos realizados em riachos do mesmo bioma (Ligeiro et al., 2010; Macedo et al., 2014; Santana et al., 2015).

As comunidades de macroinvertebrados bentônicos respondem especialmente aos elementos abióticos como diversidade de substrato (Milesi et al., 2016), à relação entre o ambiente, à capacidade de dispersão (Heino, 2012), à variação temporal e aos processos históricos (Verberk, 2008). Também não podemos descartar a possibilidade de que, em virtude da região já estar sob intenso processo de antropização com de mais de 30 anos de alteração, a comunidade está adaptada a essas modificações ou foram filtrados organismos mais resistentes a esses fatores.

De acordo Heino et al. (2015), existe a necessidade de aumentar o esforço para mensurar possíveis variáveis preditoras que são candidatas a descritores ambientais mais significativos e que muitas vezes não evidentes em campo. Por exemplo: variáveis ecotoxicológicas como a concentração de inseticidas aplicados em lavouras nas bacias de drenagem podem chegar aos riachos e áreas de margem, alterando a dinâmica das comunidades aquáticas e impactando-as com estressores que não são comumente mensurados em análises ambientais (Liess & Schuls, 1998; Baumart et al., 2011); o desmatamento pode aumentar a entrada de luz, podendo causar aumento da produção primária interna, que por sua vez perturba a cadeia trófica natural das comunidades de riachos de cabeceira (Benstead & Pringle, 2004; Graça et al., 2018); mudanças na composição vegetal das matas ciliares que altera o substrato orgânico disponível, podendo prejudicar os grupos de detritívoros (Cuke & Srivastava, 2016; Armijos et al., 2018).

Considerando a comunidade de macroinvertebrados bentônicos e EPT para os dois períodos e diferentemente do esperado pela segunda hipótese, o componente de diversidade beta predominante entre as comunidades analisadas foi o de substituição. Os resultados semelhantes, analisados sob as duas perspectivas escolhidas, abundância e presença-ausência, confirmam o componente substituição como importante fator no processo de composição das metacomunidades dos riachos analisados (Koleff et al., 2003; Chao, 2005; Ricotta, 2007). Um maior valor de substituição em relação ao *aninhamento* possivelmente se relaciona com diversos

fatores ambientais e ecológicos (Viana et al, 2016). Uma maior taxa de substituição inserida a um gradiente espacial pressupõe a existência de diferenciação seletivas de espécies e/ou de possíveis barreiras geográficas (Baselga, 2010).

Em riachos inseridos em bacias espacialmente fragmentadas, os agentes seletores, a nível regional, são relacionados ao tipo de uso do solo (Allan, 2004; Sponseller et al., 2008). Considerando que o bioma Cerrado é formado predominantemente pela fitofisionomia do tipo savana e levando em conta o contexto histórico e atual da bacia estudada que teve boa parte de sua cobertura alterada, a área natural restante preservada prioriza a conservação do tipo florestal em relação à cobertura do tipo savana, justamente a mata ciliar e zonas ripárias que são protegidas pela legislação brasileira (Brannstrom, 2007). Essa maior preservação da mata ciliar e das zonas ripárias são de extrema importância para a manutenção da integridade dos riachos e da diversidade de macroinvertebrados (Zequi et al., 2019) e, possivelmente, está relacionada à manutenção de condições ambientais, como a heterogeneidade do habitat, que permitem uma diversidade de espécies encontrada, incluindo organismos raros.

Parte da diversidade de macroinvertebrados bentônicos é formada por insetos que, diferentemente de outros organismos aquáticos, têm fase adulta e reprodutiva terrestre, incluindo as assembleias das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Tricoptera. Os recursos próximos aos corpos d'água, como as zonas ripárias, são importantes nos processos de dispersão e seleção de espécies (Ribas et al., 2006; Holmquist et al., 2011). A preservação das margens favorece a heterogeneidade dos elementos internos dos riachos, produzindo microhabitats diferentes, que atuam na variação de espécies de macroinvertebrados até mesmo dentro de um mesmo riacho (Costa & Melo, 2008), o que favorece maior substituição da diversidade entre as comunidades de macroinvertebrados bentônico.

As características biológicas de cada táxon também devem ser consideradas nas análises (Soininen, 2015). As comunidades de macroinvertebrados são constituídas por diversos táxons com diferentes capacidades de dispersão e períodos de vida terrestres variados: a ordem Odonata, por exemplo, por conta de sua mobilidade, tem de maneira geral maior capacidade de dispersão do que as ordens Ephemeroptera e Plecoptera, que não duram pouco mais que horas ou dias como adultos (Pearson & Boyero, 2009) influenciando as dinâmicas de colonização das manchas de habitat.

A proporção de espécies raras, aquelas com baixa densidade e distribuição restritas, também deve ser considerada nas análises de diversidade beta (Siqueira et al, 2012), sobretudo

quando comparamos as comunidades mais heterogêneas (com alta proporção de espécies raras) com comunidades mais homogêneas (com maior proporção de espécies de ampla distribuição) (Fontana et al, 2008) (Tab.S4) como as comunidades presentes no estudo. Pode-se observar que alguns táxons eram mais abundantes e frequentes em todas as comunidades e as comunidades com maior riqueza tinham uma maior representação de táxons raros. Essas espécies raras possivelmente estão relacionadas com a maior importância do componente substituição quando a diversidade beta das metacomunidades foi analisada sob perspectiva de presença-ausência (Koleff et al., 2003).

A predominância do componente substituição em ambos os períodos hidrológicos sugere que mesmo durante o período chuvoso, quando o aumento da vazão provoca a homogeneização das espécies e alteração nos substratos como o observado nos resultados, as comunidades conseguem manter a diversidade, o que pode estar relacionado à estabilidade das estruturas do habitat durante o período chuvoso (Melo et al., 2003; Ligeiro et al., 2010). Isso sugere que o efeito da estação pode influenciar as comunidades.

O efeito do período hidrológico pode influenciar a dinâmica das comunidades. A predominância do componente substituição em ambos os períodos hidrológicos sugere que mesmo durante o período chuvoso ocorre uma manutenção da diversidade das metacomunidades. No período chuvoso, quando o aumento da vazão provoca a homogeneização das espécies e alteração nos substratos como o observado nos resultados, as comunidades conseguem manter a diversidade, o que pode estar relacionado à estabilidade das estruturas do habitat durante o período chuvoso (Melo et al., 2003; Ligeiro et al., 2010)

5. Conclusão

As variáveis mensuradas não foram suficientes para responder em qual das escalas (locais, regionais espaciais) operam as variáveis preditoras da diversidade das metacomunidades de macroinvertebrados bentônicos e EPT dos riachos analisados. O acréscimo de variáveis nas análises melhor contemplaria a complexidade desses ecossistemas para entender os processos relacionadas a composição das comunidades. Diferentemente do esperado, o componente de diversidade beta predominante entre as comunidades de macroinvertebrados foi a substituição em ambos os períodos. Investigações dos padrões de diversidade beta são importantes, pois atribuí-los aos mecanismos biológicos correspondentes é essencial para compreender as causas dos processos relacionados à biodiversidade.

Referências

- Allan, J. D. 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 35, 257-284.
<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>
- Anderson, M.J., Crist, T.O., Chase, J.M., Vellend, M., Inouye, B.D., Freestone, A.L., Sanders, N.J., Cornell, H.V., Comita, L.S., Davies, K.F., Harrison, S.P., Kraft, N.J.B., Stegen, J.C., Swenson, N.G., 2011. Navigating the multiple meanings of diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecol. Lett.* 14, 19–28.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01552.x>.
- Iñiguez-Armijos, C., Hampel, H., & Breuer, L. 2018. Land-use effects on structural and functional composition of benthic and leaf-associated macroinvertebrates in four Andean streams. *Aquatic Ecology*, 52(1), 77-92.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10452-017-9646-z>
- Atkinson, C. L., Allen, D. C., Davis, L., & Nickerson, Z. L. 2018. Incorporating ecogeomorphic feedbacks to better understand resiliency in streams: A review and directions forward. *Geomorphology*, 305, 123-140.
<https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2017.07.016>
- Baselga, A. ,2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global ecology and biogeography*, 19(1), 134-143.
<https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x>
- Borcard, D., Gillet, F., & Legendre, P. 2018. Numerical ecology with R. Springer.
<https://www.springer.com/gp/book/9781441979766>
- Benstead, J. P., & Pringle, C. M. ,2004. Deforestation alters the resource base and biomass of endemic stream insects in eastern Madagascar. *Freshwater Biology*, 49(4), 490-501.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01203.x>
- Bojsen, B. H., & Jacobsen, D. 2003. Effects of deforestation on macroinvertebrate diversity and assemblage structure in Ecuadorian Amazon streams. *Archiv für Hydrobiologie*, 158(3), 317-342.
<https://doi.org/10.1127/0003-9136/2003/0158-0317>
- Bonada, N., Rieradevall, M., Prat, N., & Resh, V. H. 2006. Benthic macroinvertebrate assemblages and macrohabitat connectivity in Mediterranean-climate streams of northern California. *Journal of the North American Benthological Society*, 25(1), 32-43.
[https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2006\)25\[32:BMAAMC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2006)25[32:BMAAMC]2.0.CO;2)
- Boyero, L. 2003. The quantification of local substrate heterogeneity in streams and its significance for macroinvertebrate assemblages. *Hydrobiologia*, 499(1-3), 161-168.
<https://doi.org/10.1023/A:1026321331092>
- Blanchet, F. G., Legendre, P., & Borcard, D. 2008. Modelling directional spatial processes in ecological data. *ecological modelling*, 215(4), 325-336.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.04.001>

- Brannstrom, C., Jepson, W., Filippi, A. M., Redo, D., Xu, Z., & Ganesh, S. 2008. Land change in the Brazilian Savanna (Cerrado), 1986–2002: comparative analysis and implications for land-use policy. *Land use policy*, 25(4), 579-595.
<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2007.11.008>
- Callisto, M., Moretti, M., & Goulart, M. 2001. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 6(1):71-82.
[10.21168/rbrh.v6n1.p71-82](https://doi.org/10.21168/rbrh.v6n1.p71-82)
- Carneiro, P. J. R., Maldaner, V. I., Alves, P. F., de Queirós, I. A., Mauriz, T. V., & Pacheco, R. F. 2007. Evolução do uso da água na bacia do rio Preto no Distrito Federal. *Revista Espaço e Geografia*, 10(2).
<http://lsie.unb.br/espacoegeografia/index.php/espacoegeografia/article/view/70/69>
- Chao, A., Chazdon, R. L., Colwell, R. K., & Shen, T. J. 2005. A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. *Ecology letters*, 8(2), 148-159.
<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00707.x>
- Clarke, A., Mac Nally, R., Bond, N., & Lake, P. S. 2008. Macroinvertebrate diversity in headwater streams: a review. *Freshwater biology*, 53(9), 1707-1721.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02041.x>
- Carvalho, F. M., Júnior, P. D. M., & Ferreira, L. G. 2009. The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biological conservation*, 142(7), 1392-1403.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.031>
- Crist, T.O., Veech, J.A., Gering, J.C., Summerville, K.S., 2003. Partitioning species diversity across landscapes and regions: a hierarchical analysis of diversity. *Am. Nat.* 162, 734–743,
<http://dx.doi.org/10.1086/378901>.
- Costa, S. S., & Melo, A. S. 2008. Beta diversity in stream macroinvertebrate assemblages: among-site and among-microhabitat components. *Hydrobiologia*, 598(1), 131-138.
<https://doi.org/10.1007/s10750-007-9145-7>
- Cuke, M., & Srivastava, D. S. 2016. Divergent effects of tropical forest fragmentation and conversion on leaf litter decomposition. *Landscape ecology*, 31(5), 1037-1050. 1037-1050.
[doi: 10.1007/s10980-015-0316-z](https://doi.org/10.1007/s10980-015-0316-z)
- Dray, S., Blanchet, G., Borcard, D., Guenard, G., Jombart, T., Larocque, G., ... & Dray, M. S. 2018. Package ‘adespatial’.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 34(1), 487-515.
<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Ferreira, W. R., Hepp, L. U., Ligeiro, R., Macedo, D. R., Hughes, R. M., Kaufmann, P. R., & Callisto, M. 2017. Partitioning taxonomic diversity of aquatic insect assemblages and functional feeding groups in neotropical savanna headwater streams. *Ecological Indicators*, 72, 365-373.

<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.08.042>

Fonseca, B.M., de Mendonça-Galvão, L., Padovesi-Fonseca, C. et al. 2014. Nutrient baselines of Cerrado low-order streams: comparing natural and impacted sites in Central Brazil. *Environ Monit Assess* 186, 19–33.

<https://doi.org/10.1007/s10661-013-3351-8>

Fontana, G., Uglund, K. I., Gray, J. S., Willis, T. J., & Abbiati, M. 2008. Influence of rare species on beta diversity estimates in marine benthic assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 366(1-2), 104-108.

<https://doi.org/10.1016/j.jembe.2008.07.014>

Frauendorf, T. C., Colón-Gaud, C., Whiles, M. R., Barnum, T. R., Lips, K. R., Pringle, C. M., & Kilham, S. S. 2013. Energy flow and the trophic basis of macroinvertebrate and amphibian production in a neotropical stream food web. *Freshwater Biology*, 58(7): 1340-1352.

<https://doi.org/10.1111/fwb.12131>

Godoy, B. S., Simião-Ferreira, J., Lodi, S., & Oliveira, L. G. 2016. Functional process zones characterizing aquatic insect communities in streams of the Brazilian Cerrado. *Neotropical entomology*, 45(2), 159-169.

<https://doi.org/10.1007/s13744-015-0352-z>

Graça, M. A., Callisto, M., Barbosa, J. E. L., Firmiano, K. R., França, J., & Júnior, J. F. G. 2018. Top-down and bottom-up control of epilithic periphyton in a tropical stream. *Freshwater Science*, 37(4), 857-869.

<https://doi.org/10.1086/700886>

Heino, J. 2013. Environmental heterogeneity, dispersal mode, and co-occurrence in stream macroinvertebrates. *Ecology and evolution*, 3(2), 344-355.

<https://doi.org/10.1002/ece3.470>

Heino, J., Grönroos, M., Ilmonen, J., Karhu, T., Niva, M., & Paasivirta, L. 2013. Environmental heterogeneity and β diversity of stream macroinvertebrate communities at intermediate spatial scales. *Freshwater Science*, 32(1), 142-154.

<https://doi.org/10.1899/12-083.1>

Heino, J., Melo, A. S., Bini, L. M., Altermatt, F., Al-Shami, S. A., Angeler, D. G., ... & Dangles, O. 2015. A comparative analysis reveals weak relationships between ecological factors and beta diversity of stream insect metacommunities at two spatial levels. *Ecology and evolution*, 5(6), 1235-1248.

<https://doi.org/10.1002/ece3.1439>

Hamada, N., Nessimian, J. L., & Querino, R. B. 2014. *Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia*. Manaus: Editora do INPA, 2014.

<https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/1000609>

Hammill, E., Hawkins, C. P., Greig, H. S., Kratina, P., Shurin, J. B., & Atwood, T. B. 2018. Landscape heterogeneity strengthens the relationship between β -diversity and ecosystem function. *Ecology*, 99(11), 2467-2475.

<https://doi.org/10.1002/ecy.2492>

Holmquist, J. G., Jones, J. R., Schmidt-Gengenbach, J., Pierotti, L. F., & Love, J. P. 2011. Terrestrial and aquatic macroinvertebrate assemblages as a function of wetland type across a mountain landscape. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 43(4), 568-584. <https://doi.org/10.1657/1938-4246-43.4.568>

Jamoneau, A., Chabrierie, O., Closset-Kopp, D., & Decocq, G. 2012. Fragmentation alters beta-diversity patterns of habitat specialists within forest metacommunities. *Ecography*, 35(2), 124-133. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2011.06900.x>

Juen, L., Oliveira-Junior, J. M. B. D., Shimano, Y., Mendes, T. P., & Cabette, H. S. R. 2014. Composition and richness of Odonata (Insecta) in streams with different levels of conservation in a Cerrado-Amazonian Forest ecotone. *Acta amazonica*, 44(2), 223-233.. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672014000200008>

Lande, R., 1996. Statistics and partitioning among multiple communities. *Oikos* 76,5–13. [DOI: 10.2307/3545743](https://doi.org/10.2307/3545743)

Legendre, P., & Legendre, L. F. 2012. *Numerical ecology*. Elsevier.

Leibold, M. A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J. M., Hoopes, M. F., ... & Loreau, M. 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology letters*, 7(7), 601-613. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00608.x>

Liess, M., & Schulz, R. 1999. Linking insecticide contamination and population response in an agricultural stream. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 18(9), 1948-1955. doi.org/10.1002/etc.5620180913

Ligeiro, R., Melo, A. S., & Callisto, M. 2010. Spatial scale and the diversity of macroinvertebrates in a Neotropical catchment. *Freshwater Biology*, 55(2), 424-435. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02291.x>

Lougheed, V. L., McIntosh, M. D., Parker, C. A., & Stevenson, R. J. 2008. Wetland degradation leads to homogenization of the biota at local and landscape scales. *Freshwater Biology*, 53(12), 2402-2413. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02064.x>

Klink, C. A., & Machado, R. B. 2005. Conservation of the Brazilian cerrado. *Conservation biology*, 19(3), 707-713. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00702.x>

Koleff, P., Gaston, K. J., & Lennon, J. J. 2003. Measuring beta diversity for presence–absence data. *Journal of Animal Ecology*, 72(3), 367-382. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.2003.00710.x>

Kovalenko, K. E., Thomaz, S. M., & Warfe, D. M. 2012. Habitat complexity: approaches and

future directions. *Hydrobiologia*, 685(1), 1-17.

<https://doi.org/10.1007/s10750-011-0974-z>

Macedo, D. R., Hughes, R. M., Ligeiro, R., Ferreira, W. R., Castro, M. A., Junqueira, N. T., ... & Callisto, M. 2014. The relative influence of catchment and site variables on fish and macroinvertebrate richness in cerrado biome streams. *Landscape Ecology*, 29(6), 1001-1016.
<https://doi.org/10.1007/s10980-014-0036-9>

Machado, R.B., M.B. Ramos Neto, P.G.P. Pereira, E.F. Caldas, D.A. Gonçalves, N.S. Santos, K. Tabor e M. Steininger. 2004. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. Relatório técnico não publicado. Conservação Internacional, Brasília, DF.
<http://cmbbc.cpac.embrapa.br/RelatDesmatamCerrado%20CIBrasil%20JUL2004.pdf>

Malaquias, J. V., da Silva, F. A. M., & Evangelista, B. A. 2010. Precipitação pluviométrica em Planaltina, DF: análise de dados da estação principal da Embrapa Cerrados, 1974 a 2003. Embrapa Cerrados-Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento (INFOTECA-E).
<http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/920306>

Maloufi, S., Catherine, A., Mouillot, D., Louvard, C., Couté, A., Bernard, C., & Troussellier, M. 2016. Environmental heterogeneity among lakes promotes hyper β -diversity across phytoplankton communities. *Freshwater Biology*, 61(5), 633-645.
<https://doi.org/10.1111/fwb.12731>

Mendonça, F.; Magnusson, W.; Zuanon, J. 2003. Roteiro Para Levantamentos E Monitoramento De Peixes Em Grades E Módulos RAPELD Do Ppbio. [s.l]: PPBio, 2005.
<https://repositorio.ifgoiano.edu.br/handle/prefix/689>

Meyer, Niels I. Learning from wind energy policy in the EU: lessons from Denmark, Sweden and Spain. *European Environment*, 2007, 17.5: 347-362.
<https://doi.org/10.1002/eet.463>

Merritt, R. W., & Cummins, K. W. (Eds.). 1996. An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall Hunt.

Melo, A. S., Niyogi, D. K., Matthaedi, C. D., & Townsend, C. R. 2003. Resistance, resilience, and patchiness of invertebrate assemblages in native tussock and pasture streams in New Zealand after a hydrological disturbance. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60(6), 731-739.
<https://doi.org/10.1139/f03-061>

Milesi, S. V., Dolédec, S., & Melo, A. S. 2016. Substrate heterogeneity influences the trait composition of stream insect communities: an experimental in situ study. *Freshwater science*, 35(4), 1321-1329.
<https://doi.org/10.1086/688706>

Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000 .Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853–858,
<http://dx.doi.org/10.1038/35002501>.

Milesi, S. V., Dolédec, S., & Melo, A. S. 2016. Substrate heterogeneity influences the trait

composition of stream insect communities: an experimental in situ study. *Freshwater science*, 35(4), 1321-1329.

<https://doi.org/10.1086/688706>

Morley, S. A., & Karr, J. R. 2002. Assessing and restoring the health of urban streams in the Puget Sound Basin. *Conservation Biology*, 16(6), 1498-1509.

<https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01067.x>

Mugnai, R., Nessimian, J. L., & Baptista, D. F. 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.

Oliveira-Junior, José Max Barbosa ; Dias-Silva, Karina ; Teodósio, Maria Alexandra ; Juen, Leandro. 2019 . The Response of Neotropical Dragonflies (Insecta: Odonata) to Local and Regional Abiotic Factor mall Streams of the Amazon. *INSECTS*, v. 10, p. 446-465. s in S

<https://doi.org/10.3390/insects10120446>

Pearson, R. G., & Boyero, L. 2009. Gradients in regional diversity of freshwater taxa. *Journal of the North American Benthological Society*, 28(2), 504-514.

<https://doi.org/10.1899/08-118.1>

Peralta-Maraver, I., Robertson, A. L., Rezende, E. L., Lemes da Silva, A. L., Tonetta, D., Lopes, M., ... & Petrucio, M. M. 2017. Winter is coming: Food web structure and seasonality in a subtropical freshwater coastal lake. *Ecology and evolution*, 7(13), 4534-4542.

<https://doi.org/10.1002/ece3.3031>

Poff, N. L. 1997. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the north american Benthological society*, 16(2), 391-409.

<https://doi.org/10.2307/1468026>

Ribas, A. C. D. A., Tanaka, M. O., & De Souza, A. L. 2006. Evaluation of macrofaunal effects on leaf litter breakdown rates in aquatic and terrestrial habitats. *Austral Ecology*, 31(6), 783-790.

<https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2006.01640.x>

Ricotta, C., & Marignani, M. 2007. Computing β -diversity with Rao's quadratic entropy: a change of perspective. *Diversity and Distributions*, 13(2), 237-241.

<https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00316.x>

Rodrigues, L. N., Sano, E. E., de Azevedo, J. A., & da Silva, E. M. 2007. Distribuição espacial e área máxima do espelho d'água de pequenas barragens de terra na Bacia do Rio Preto. *Revista Espaço e Geografia*, 10(2).

<http://www.lsie.unb.br/espacoegeografia/index.php/espacoegeografia/article/view/71/70>

Santana, H. S., Silva, L. C. F., Pereira, C. L., Simiao-Ferreira, J., & Angelini, R. 2015. The rainy season increases the abundance and richness of the aquatic insect community in a Neotropical reservoir. *Brazilian Journal of Biology*, 75(1), 144-151.

[DOI: 10.1590/1519-6984.09213](https://doi.org/10.1590/1519-6984.09213)

- Silva, D. R., Ligeiro, R., Hughes, R. M., & Callisto, M. 2014. Visually determined stream mesohabitats influence benthic macroinvertebrate assessments in headwater streams. *Environmental monitoring and assessment*, 186(9), 5479-5488.
<https://doi.org/10.1007/s10661-014-3797-3>
- Siqueira, T., Bini, L. M., Roque, F. O., Marques Couceiro, S. R., Trivinho-Strixino, S., & Cottenie, K. 2012. Common and rare species respond to similar niche processes in macroinvertebrate metacommunities. *Ecography*, 35(2), 183-192.
<https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2011.06875.x>
- Siqueira, T., Lacerda, C. G. L. T., & Saito, V. S. 2015. How does landscape modification induce biological homogenization in tropical stream metacommunities?. *Biotropica*, 47(4), 509-516.
<https://doi.org/10.1111/btp.12224>
- Socolar, J. B., Gilroy, J. J., Kunin, W. E., & Edwards, D. P. 2016. How should beta-diversity inform biodiversity conservation?. *Trends in ecology & evolution*, 31(1), 67-80.
[DOI:10.1016/j.tree.2015.11.005](https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.11.005)
- Soininen, J. 2016. Spatial structure in ecological communities—a quantitative analysis. *Oikos*, 125(2), 160-166.
<https://doi.org/10.1111/oik.02241>
- Sponseller, R. A., Benfield, E. F., & Valett, H. M. 2001. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater biology*, 46(10), 1409-1424.
<https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2001.00758.x>
- Thorp, J. H., & Rogers, D. C. (Eds.). 2014. *Thorp and covich's freshwater invertebrates: ecology and general biology* (Vol. 1). Elsevier.
<https://doi.org/10.1016/C2010-0-65590-8>
- Tonkin, J. D., Stoll, S., Jähnig, S. C., & Haase, P. 2016. Contrasting metacommunity structure and beta diversity in an aquatic-floodplain system. *Oikos*, 125(5), 686-697.
<https://doi.org/10.1111/oik.02717>
- Veech, J.A., Summerville, K.S., Crist, T.O., Gering, J.C., 2002. The additive partitioning of species diversity: recent revival of an old idea. *Oikos* 1, 3–9
<https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.990101.x>
- Verberk, W. C., Sipel, H., & Esselink, H. 2008. Life-history strategies in freshwater macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 53(9), 1722-1738.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02035.x>
- Viana, D. S., Figuerola, J., Schwenk, K., Manca, M., Hobæk, A., Mjelde, M., ... & Green, A. J. 2016. Assembly mechanisms determining high species turnover in aquatic communities over regional and continental scales. *Ecography*, 39(3), 281-288.
<https://doi.org/10.1111/ecog.01231>
- Ward, J. 1998. Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biological conservation*, 83(3), 269-278.
[https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(97\)00083-9](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(97)00083-9)

Whittaker, R.H., 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecol. Monogr.* 30, 279–338.

<https://doi.org/10.2307/1943563>

Zequi, J. A. C., Espinoza, A. A., de Almeida Paccola, J., & Lopes, J. 2019. Aquatic insect communities in small stream in the south of Brazil. *Environmental monitoring and assessment*, 191(7), 408.

[DOI:10.1007/s10661-019-7536-7](https://doi.org/10.1007/s10661-019-7536-7)

Material Suplementar

Tab.S1 Qualidade de água por período estiagem e chuvoso

Ponto	Período	°C	pH	OD mg/L	NTU	ORPmV	mS/cm	TDS g/l	PT	NT
1	Estiagem	18,24	7,12	5,8	2,4	160	0,062	0,04	0,102	0,401
2		24,8	6,8	7,7	0,1	243	0,054	0,035	0,014	0,607
3		21,67	7,55	8,35	3,2	202	0,071	0,046	0,062	0,416
4		20,9	7,5	7,85	4	10	0,092	0,06	0,022	0,985
5		20,83	5,95	7,78	3,1	178	0,008	0,005	0,005	0,486
6		18,06	7,17	7,38	2,3	143	0,031	0,02	0,367	0,594
7		18,59	6,98	6,66	3	150	0,05	0,033	0,125	0,605
8		18,07	7,08	7,82	3,1	181	0,035	0,023	0,021	0,494
9		19,99	6,31	7,82	2,3	166	0,003	0,002	0,003	0,495
10		19,21	6,75	7,64	2,2	240	0,039	0,025	0,004	2,774
11		20,28	7,43	8,5	1,7	69	0,028	0,018	0,005	0,439
12		20,55	5,77	7,4	5,6	255	0,005	0,003	0,209	0,498
13		20,57	5,73	7,8	4,6	218	0,004	0,002	0,004	0,36
14		19,8	6,7	7,68	2,3	234	0,022	0,014	0,053	0,345
15		20	5,2	4,12	10	287	0,006	0,004	0,064	0,683
16		22,72	7,55	7,23	4,8	84	0,052	0,034	0,221	0,589
17		19,72	5,6	8,9	3,6	236	0,006	0,004	0,045	0,484
18		21,6	5,8	5,83	7,5	153	0,008	0,006	0,162	0,65
19		17,3	6,1	8,2	4,2	2,63	0,008	0,005	0,021	0,568
20		18,7	7,22	10,3	2,8	150	0,003	0,003	0,049	0,643
1	Chuvoso	22,09	7,63	8,5	7,21	160	0,031	0,02	0,003	0,353
2		24,89	7,02	8,04	0,3	249	0,055	0,036	0,03	0,493
3		25	7,64	7,36	5,8	149	0,036	0,023	0,003	0,753
4		25,4	7,3	6,63	4,2	109	0,03	0,019	0,005	0,698
5		24,5	6,28	6,7	0,7	100	0,016	0,011	0,002	0,599
6		22,41	6,92	7,14	4,6	138	0,025	3	0,003	0,382
7		23,19	6,88	6,23	1,4	146	0,039	0,025	0,003	0,585
8		22,8	7,8	7,21	4,8	169	0,027	0,017	0,004	0,577
9		23,9	7,09	7,11	3,1	86	0,02	0,014	0,003	0,376
10		25,97	6,71	6,75	6,5	169	0,034	0,022	0,004	1,297
11		22,76	7,5	6,41	12,3	209	0,052	0,034	0,009	0,838
12		22,6	5,62	7,92	8,2	233	0,004	0,002	0,003	0,284
13		23,2	5,64	8,4	1,68	167	0,003	0,002	0,002	0,626
14		22,56	6,94	6,9	5,6	160	0,026	0,026	0,008	0,381
15		23,02	5,67	8,4	0	229	0,004	0,003	0,003	0,417
16		24,85	7,05	5,6	4,7	85	0,04	0,03	0,005	0,542
17		24,8	6,04	7,85	4,2	221	0,004	0,003	0,008	0,439
18		25,7	5,79	7,42	3,5	167	0,006	0,004	0,002	0,297
19		-	-	-	-	-	-	-	-	-
20		23,96	5,88	7,7	10,6	140	0,004	0,002	0,004	0,382

Nota. Temperatura (°C), pH, Oxigênio Dissolvido (OD mg/L), Turbidez (NTU), Potencial de Oxirredução (ORPmV), Condutividade (mS/cm), sólidos totais Dissolvidos, Fosforo Total (PT mg/L) e Nitrogênio Total (NT mg/L).

Tab.S2 Estruturas internas dos riachos no período

Ponto	Estação	Tipo de Substrato										Material Orgânico		
		Lgr_M	Prf_M	Areia	Cascalho	Seixos	Rocha	Laje	Orgânico	Matacão	Argila	Tronco	Folhigo	Raízes
1	Estiagem	212,5	15,1	12,5	16,5	0	52,5	0	17,5	0	0	16	17	0
2		192,4	28,44	26	8	18	18	0	7	0	0	12	8	0
3		385	62,85	72,5	0	0	0	0	27,5	0	0	20	27,5	10
4		87,33	9,6	70	10	0	0	0	0	0	0	26,66	3,33	5
5		171,6	14,64	20	0	0	0	0	10	0	60	0	15	0
6		319,4	37,84	34	36	23	0	0	17,5	0	0	10	15	10
7		230,66	20,86	30	20	20	0	0	30	0	0	10	20	0
8		233,65	27,82	36	40	33,33	0	0	5	0	0	18	11	0
9		162	16,04	36	14	8,75	28	0	15	0	0	32,5	35	25
10		187,5	21,9	45	20	0	0	0	30	0	0	30	35	0
11		355	15,44	30	21	17,5	23,33	0	5	0	0	20,1	23,2	0
12		234,8	39,2	53,33	35	10	0	0	23	0	0	10	23,33	0
13		234,59	24,08	38	45	16,66	10	0	12	0	0	22	12	0
14		251	24,72	70	5	0	0	30	10	0	0	11	20	0
15		134	13,66	20	0	0	0	0	60	0	0	25	35	0
16		259	29,2	25	56,6	40	47,5	0	10	0	0	20	10	10
17		201,8	15,44	51	30	10	10	0	13	0	0	24	13	0
18		130	13,3	67,5	0	0	0	0	32	0	0	18	25	30
19		320	45	52	16,25	0	15	0	16	0	0	15	40	0
20		232	21,54	62	21,25	12,5	0	0	15	0	0	17	18	0
1	Chuvoso	304,33	22,33	10	31,6	0	60	0	5	0	0	20	0	0
2		186,8	24,8	40	23,75	10	51	0	5	0	0	10	5	0
3		444,6	72,53	63,33	0	0	0	0	36	0	0	10	26	15
4		86,666	10,6	0	7,5	0	0	0	0	0	0	17,5	90	0
5		335	24	86	0	0	0	0	17,5	0	0	10	12,5	10
6		3,12	38,32	40	42	30	0	0	12	0	0	26	36	0
7		336,6	31,8	10	40	30	0	0	0	0	0	36	23	30
8		560	32,32	15	25	22,5	0	0	7,4	0	0	24	16	40
9		319,4	37,84	60	16,66	0	0	0	30	0	0	27,5	42,5	0
10		230,66	20,86	20	50	0	0	0	63	0	0	26	43	30
11		189	17,56	38	34	16,6	0	0	22,5	0	0	36	32,5	40
12		224,6	57,866	93,3	5	5	0	0	10	0	0	21,66	35	26
13		1,63	31,45	13,75	62,5	10	0	0	8,33	0	0	45	40	50
14		306	32,36	44	30	20	0	45	26,66	0	0	2	30	20
15		1180	19,2	13,33	10	0	0	0	80	0	0	20	80	0
16		304,3	33,233	10	25	40	70	0	0	10	0	0	0	100
17		249,6	15,28	8,75	55	34	0	0	5	0	0	8	5	0
18		134,5	13,9	43	25	10	0	0	5	0	0	40	30	0
19		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
20		289,8	17,92	19	16,25	17,5	19	0	0	40	0	10	30	5

Nota. Largura média (Lgr_M) e profundidade média (Prf_M) em cm, tipos de substrato e estruturas internas em porcentagem (%).

Tab.S3 Coordenadas e variáveis regionais de uso e ocupação do solo das ottobacias

Ponto	Latitude	Longitude	Nat%	Antro%	Área	Per.	Elev.	Elev. R.	Decli.	Decl. In.	Flost..	Sav.	Flor. P.	Camp.	Past	Agri.	Urb.	Hidro.
1	-15.529910	-47.450630	74,77	25,21	10,84	15,21	1059,63	255	7,18	50,60	2,45	4,3022	0	1,35	2,599	0,133	0	0
2	-15.536904	-47.453583	74,77	25,21	10,84	15,21	1059,63	255	7,18	50,60	2,45	4,302	0	1,35	2,599	0,13	0	0
3	-15.831290	-47.439630	32,79	65,9	38,71	30,74	916,02	151	3,57	33,27	6,13	2,861	0	3,69	6,459	19,05	0	0,201
4	-15.672569	-47.345760	10,69	88,17	5,3	11,58	897,77	93	2,77	15,12	0,36	0,1637	0	0,037	0,142	4,530	0	0,055
5	-15.693691	-47.366719	12,56	87,11	15,36	18,01	946,83	155	3,310	25,37	0,74	0,662	0,040	0,517	3,692	9,63	0,011	0
6	-15.750718	-47.474066	13,15	86,94	9,85	13,25	927,95	105	3,11	17,16	0,98	0,1493	0	0,158	0,579	7,98	0	0
7	-15.776290	-47.473190	14,73	84,96	32,32	31,13	944,1	229	2,837	19,19	2,80	0,826	0,267	1,13	3,927	23,26	0	0,022
8	-15.614800	-47.446990	42,94	54,85	13,63	17,51	912,58	120	4,39	27,02	2,02	0,9889	0,450	2,839	1,405	5,619	0	0
9	-15.750818	-47.585967	36,33	63,40	21,54	21,5	1077,7	226	4,27	34,20	2,60	2,8885	0,0764	2,332	4,167	9,414	0	0,008
10	-15.771232	-47.540704	36,64	63,01	12,83	15,69	984,82	198	3,32	18,59	2,02	2,016	0,021	0,658	0,402	7,60	0,057	0
11	-15.791157	-47.350958	53,62	45,40	8,23	12,34	899,31	161	5,09	34,18	2,16	1,105	0	1,140	1,725	2,012	0	0,005
12	-15.825390	-47.585730	18,19	81,84	11,22	14,98	943,91	137	3,19	20,40	1,32	0,364	0	0,350	2,003	7,180	0	0
13	-15.830611	-47.599611	20,71	79,29	16,87	18,3	997,70	147	3,62	24,20	1,58	0,916	0,030	0,996	2,366	10,97	0	0,026
14	-15.878268	-47.529342	33,03	66,73	15,06	16,89	942,65	156	4,79	28,65	2,21	0,845	0,368	1,912	4,372	5,308	0	0
15	-15.877761	-47.488264	14,07	85,73	5,97	10,83	918,21	138	3,44	17,29	0,41	0,231	0	0,192	0,154	4,963	0	0,006
16	-15.891917	-47.392139	37,54	62,05	1,92	8,06	852,99	72	3,45	19,57	0,48	0,125	0	0,113	0,105	1,086	0	0
17	-15.955552	-47.558600	16,89	82,91	30,83	28,67	982,20	157	3,59	25,63	3,90	0,590	0,206	0,718	7,848	17,46	0,044	0,004
18	-16.011675	-47.400849	11,94	87,91	12,4	16,77	887,03	150	3,30	20,05	0,79	0,328	0,020	0,354	1,773	9,106	0	0,0260
19	-16.035312	-47.419082	15,51	84,40	25,45	22,83	895,17	143	3,44	25,53	2,14	1,141	0,008	0,665	1,877	19,59	0	0
20	-16.053140	-47.483457	11,02	88,146	14,18	17,75	967,28	150	3,78	24,90	0,64	0,496	0,056	0,417	2,963	9,479	0	0,118

Nota. Nat% (porcentagem de área natural da bacia), Antro% (porcentagem de área antrópica da bacia), Área em km², Per. (perímetro em km), Elev. (elevação média em metros), Elev R. (intervalo de altitude em metros), Decl. (declividade média da ottobacia em graus), Decl. In. (intervalo de declividade em graus), Flost. (área de formação florestal em km²), Sav. (área de formação savana em km²), Flor. P. (área de plantação de florestal em km²), Camp. (área de formação campestre em km²), Past. (área de pastagem em km²), Agri. (área de uso agrícola em km²), Urb. (área de infraestrutura urbana em km²), Hidro. (área de corpos d'água em km²)

Tab.S4 Número de táxons encontrados e abundância a total por ponto nos dois períodos

Ponto	Estiagem		Chuvoso	
	Nº de táxons	Abundância	Nº de táxons	Abundância
1	25	359	10	51
2	37	2270	25	661
3	16	157	15	143
4	14	348	15	116
5	14	502	9	115
6	28	675	19	266
7	14	125	10	26
8	29	1351	24	200
9	28	3135	19	134
10	15	133	14	83
11	39	1980	21	473
12	30	603	17	99
13	32	3189	12	274
14	25	534	21	188
15	22	282	22	253
16	21	367	13	50
17	30	3991	18	327
18	17	198	12	151
19	27	724	-	-
20	20	1222	9	75
Total	132	22.144	81	3.681

Tab.S5 Abundância total e relativa (%) por táxons e por período

Taxa	Estiagem		Chuvoso	
	Total	%	Total	%
Arthropoda				
Insecta				
Ephemeroptera				
Leptophlebiidae				
<i>Hagenulopsis sp.</i>	266	1,2	89	2,41
<i>Hydrosmilodon sp.</i>	31	0,13	-	-
<i>Massartella sp.</i>	12	<0,1	-	-
<i>Farrodes sp.</i>	5	<0,1	-	-
<i>Microphlebia sp.</i>	2	<0,1	-	-
<i>Ulmeritoides sp.</i>	49	0,22	6	0,16
Polymitarcyidae				
<i>Campsurus sp.</i>	4	<0,1	8	0,21

Taxa	Estiagem		Chuvoso	
	Total	%	Total	%
Baetidae				
<i>Apobaetis</i> sp.	45	0,2	4	0,1
<i>Paracloeodes</i> sp.	13	<0,1	-	-
<i>Cloeodes</i> sp.	29	0,13	16	0,43
<i>Cryptonympha</i> sp.	12	<0,1	-	-
<i>Americabaetis</i> sp.	7	<0,1	-	-
Leptohyphidae				
<i>Leptohyphes</i> sp.	134	0,6	34	0,92
<i>Tricorythopsis</i> sp.	19	<0,1	16	0,43
<i>Macunahyphes</i> sp.	-	-	1	<0,1
Caenidae				
<i>Caenis</i> sp.	4	<0,1	6	0,16
Euthypolciidae				
<i>Campylocia</i> sp.	1	<0,1	-	-
Plecoptera				
Perlidae				
<i>Anacroneuria</i> sp.	130	0,58	48	1,3
<i>Kempnyia</i> sp.	2	<0,1	-	-
<i>Macrogynoplax</i> sp.	10	<0,1	-	-
Gripopterygidae				
<i>Gripopteryx</i> sp.	2	<0,1	-	-
Trichoptera				
Leptoceridae				
<i>Oecetis</i> sp.	198	0,89	44	1,19
<i>Nectopsyche</i> sp.	6	<0,1	1	<0,1
<i>Triplectides</i> sp.	2	<0,1	-	-
<i>Grumicha</i> sp.	2	<0,1	-	-
Hydropsychidae				
Smicridea				
<i>Macrostemum</i> sp.	1699	7,67	6	0,16
<i>Leptonema</i> sp.	22	<0,1	-	-
<i>Macronema</i> sp.	6	<0,1	9	0,24
Philopotamidae				
<i>Chimarra</i> sp.	31	0,13	1	<0,1
Polycentropodidae				
<i>Cernotina</i> sp.	4	0,01	9	0,24
<i>Nyctiophylax</i> sp.	1	<0,1	-	-
<i>Cyrnellus</i> sp.	19	<0,1	5	0,13
<i>Polycentropus</i> sp.	10	<0,1	-	-
Calamoceratidae				
<i>Phylloicus</i> sp.	4	<0,1	10	0,27

Taxa	Estiagem		Chuvoso	
	Total	%	Total	%
Hidroptilidae				
<i>Oxyethira</i> sp.	33	0,14	4	0,1
<i>Hydroptila</i> sp.	14	<0,1	-	-
<i>Alisotrichia</i> sp.	3	<0,1	-	-
<i>Ceratotrichia</i> sp.	4	<0,1	-	-
Odontoceridae				
<i>Anastomoneura</i> sp.	23	0,1	-	-
<i>Marilia</i> sp.	48	0,21	3	<0,1
<i>Notiboliela</i> sp.	2	<0,1	-	-
<i>Barypentes</i> sp.	1	<0,1	-	-
Glossosomatidae				
<i>Protoptila</i> sp.	1	<0,1	-	-
Hydrobiosidae				
<i>Atopsyche</i> sp.	2	<0,1	1	<0,1
Odonata				
Protoneuridae sp.	9	<0,1	3	<0,1
Coenagrionidae				
<i>Argia</i> sp.	125	0,56	58	1,57
<i>Ischura</i> sp.	1	<0,1	-	-
<i>Elasmothemis</i> sp.	-	-	2	<0,1
Libellulidae				
<i>Macrothemis</i> sp.	12	<0,1	-	-
<i>Elga</i> sp.	21	<0,1	3	<0,1
<i>Tholymis</i> sp.	-	-	26	0,7
<i>Idiataphe</i> sp.	4	<0,1	-	-
<i>Diatatops</i> sp.	1	<0,1	-	-
<i>Erythrodiplax</i> sp.	2	<0,1	-	-
<i>Diatthemis</i> sp.	1	<0,1	-	-
<i>Gynothemis</i> sp.	7	<0,1	-	-
Calopterygidae				
<i>Hetaerina</i> sp.	29	<0,1	15	0,4
Aeshnidae				
<i>Staurophlebia</i> sp.	-	-	1	<0,1
<i>Castoraeschna</i> sp.	-	-	1	<0,1
Platystictidae				
<i>Castoraeschna</i> sp.	1	<0,1	-	-
<i>Palaemnema</i> sp.	1	<0,1	-	-
Megapodagrionidae				
<i>Heteragrion</i> sp.	33	0,14	1	<0,1
<i>Oxystigma</i> sp.	2	<0,1	-	-
<i>Gynochantho</i> sp.	1	<0,1	-	-

Taxa	Estiagem		Chuvoso	
	Total	%	Total	%
Gomphidae				
<i>Aphylla</i> sp.	4	<0,1	-	-
<i>Cacoides</i> sp.	1	<0,1	-	-
<i>Epigomphus</i> sp.	1	<0,1	-	-
<i>Zonophora</i> sp.	2	<0,1	-	-
<i>Phillocycha</i> sp.	1	<0,1	8	0,21
<i>Progomphus</i> sp.	6	<0,1	7	0,19
<i>Ebegomphus</i> sp.	-	-	4	0,1
Synthemistidae				
<i>Lauromacromia</i> sp.	-	-	1	<0,1
Corduliidae				
<i>Navicordulia</i> sp.	-	-	1	<0,1
Dicteriadidae				
<i>Heliocharis</i> sp.	4	<0,1	-	-
Perilestidae	4	<0,1	-	-
Diptera				
Chironomidea	13080	59	1475	40
Simuliidae	1490	6,7	219	5,94
Ceratopogonidae	479	2,1	109	2,9
Psychodidae	57	0,25	-	-
Empididae	203	0,91	19	0,51
Tipulidae	24	0,1	13	0,35
Syrphidae	5	<0,1	1	<0,1
Psychodidae	8	<0,1	3	<0,1
Tabanidae	2	<0,1	14	0,38
Muscidae	7	<0,1	9	0,24
Culicidae	24	<0,1	-	-
Staphylinidae	2	<0,1	-	-
Stratiomyidae	1	<0,1	1	<0,1
Dolichopodidae	6	<0,1	-	-
Dixidae	1	<0,1	-	-
Coleoptera				
Elmidae				
<i>Phanocerus</i> sp.	150	0,67	51	1,38
<i>Heterelmis</i> sp.	384	1,7	119	3,23
<i>Xenelmis</i> sp.	54	0,24	55	1,49
<i>Macrelmis</i> sp.	51	0,23	47	1,27
<i>Microcylloepus</i> sp.	16	<0,1	55	1,49
<i>Ancyronyx</i> sp.	8	<0,1	-	-
<i>Hexacylloepus</i> sp.	147	0,66	10	0,27
Larva b	12	<0,1	-	-

Taxa	Estiagem		Chuvoso	
	Total	%	Total	%
Larca c	10	<0,1	-	-
<i>Hexanchorus</i> sp.	24	0,1	1	<0,1
<i>Stegoelmis</i> sp.	7	<0,1	17	0,46
<i>Cylloepus</i> sp.	47	0,21	-	-
<i>Neoelmis</i> sp.	170	0,767	106	2,87
Scirtidae	37	0,16	19	0,51
Psephenidae				
<i>Eubrianax</i> sp.	1	<0,1	-	-
<i>Dryopidae</i> sp.				
<i>Dryops</i> sp.	61	0,275	3	<0,1
<i>Pelonumus</i> sp.	17	<0,1	-	-
<i>Onopelmus</i> sp.	1	<0,1	1	<0,1
Hidrophilidae	16	<0,1	-	-
<i>Derrallus</i> sp.	1	<0,1	-	-
<i>Tropisternus</i> sp.	1	<0,1	-	-
<i>Hidrobus</i> sp.	2	<0,1	-	-
Noteridae	12	<0,1	2	<0,1
Dytiscidae	10	<0,1	4	0,1
Gyrinidae	1	<0,1	-	-
Hemiptera				
Belostomatidae				
<i>Belostoma</i> sp.	5	<0,1	4	0,1
<i>Weberia</i> sp.	-	0	1	<0,1
<i>Lethocerus</i> sp.	1	<0,1	-	-
Naucoridae	-	-	1	<0,1
<i>Limnocoris</i> sp.	2	<0,1	-	-
Veliidae				
<i>Stenovelis</i> sp.	3	<0,1	-	-
<i>Rhagovelis</i> sp.	9	<0,1	4	0,1
Corixidae	-	-	6	0,16
Gerridae	-	-	1	<0,1
<i>Gelastocoris</i> sp.	1	<0,1	-	-
<i>Ambrysus</i> sp.	1	<0,1	-	-
<i>Lepdoptera</i> sp.				
Pyrilidae	8	<0,1	-	-
Nepticulidae	5	<0,1	-	-
Crambidae				
<i>Petrophila</i> sp.	31	0,13	11	0,29
<i>Parapoynx</i> sp.	1	<0,1	-	-
Megaloptera				
Corydalidae				

Taxa	Estiagem		Chuvoso	
	Total	%	Total	%
<i>Corydalis</i> sp.	30	0,13	15	0,4
Sialidae	7	<0,1	6	0,16
Colembola	34	0,153	4	0,1
Crustacea				
Hyalellidae				
<i>Hyalella</i> sp.	916	4,13	201	5,4
Camarão	30	0,13	6	0,16
Ostracoda	131	0,59	3	<0,1
Mollusca				
Bivalve	31	0,13	64	1,73
Gastropode	9	<0,1	-	-
Biophalaria	1	<0,1	23	0,62
Physa	-	-	31	0,84
Annelida	93	0,41	37	1
Clitellata	6	<0,1	2	<0,1
Arachnida				
Acari	18	<0,1	2	<0,1

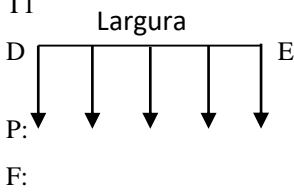
Tab.S6 Protocolo de avaliação ambiental adaptado

Riacho: _____ Cidade: _____ Data ____/____/____
 Coordenadas: _____ Tipo de uso da Bacia: _____

pH: _____ OD: _____ Potencial de Oxirredução: _____ Cond.: _____ Temperatura: _____
 Turbidez: _____ Sólidos totais dissolvidos: _____

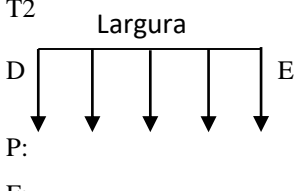
Largura da mata ciliar (MD): _____; Arbórea () ; Arbustiva () ; Herbácea ()
Largura da mata ciliar (ME): _____; Arbórea () ; Arbustiva () ; Herbácea ()

T1



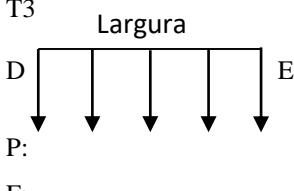
Composição do substrato(%)	Estruturas no habitat interno (%)	Tipos de Fluxo
() areia (0.05-2mm)	() Troncos	() Rápido
() cascalho (2-10.0mm)	() Banco de folhiço	() Remanso
() seixo (10-30mm)	() Outros _____	() Piscina/Cod: _____
() rocha (>30mm)	Sombreamento ()	
() laje	Cod. da Unid. do canal: _____	
() folhiço		

T2



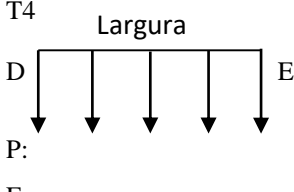
Composição do substrato(%)	Estruturas no habitat interno (%)	Tipos de Fluxo
() areia (0.05-2mm)	() Troncos	() Rápido
() cascalho (2-10.0mm)	() Banco de folhiço	() Remanso
() seixo (10-30mm)	() Outros _____	() Piscina/Cod: _____
() rocha (>30mm)	Sombreamento ()	
() laje	Cod. da Unid. do canal: _____	
() folhiço		

T3



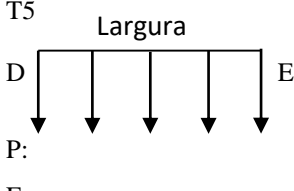
Composição do substrato(%)	Estruturas no habitat interno (%)	Tipos de Fluxo
() areia (0.05-2mm)	() Troncos	() Rápido
() cascalho (2-10.0mm)	() Banco de folhiço	() Remanso
() seixo (10-30mm)	() Outros _____	() Piscina/Cod: _____
() rocha (>30mm)	Sombreamento ()	
() laje	Cod. da Unid. do canal: _____	
() folhiço		

T4



Composição do substrato(%)	Estruturas no habitat interno (%)	Tipos de Fluxo
() areia (0.05-2mm)	() Troncos	() Rápido
() cascalho (2-10.0mm)	() Banco de folhiço	() Remanso
() seixo (10-30mm)	() Outros _____	() Piscina/Cod: _____
() rocha (>30mm)	Sombreamento ()	
() laje	Cod. da Unid. do canal: _____	
() folhiço		

T5



Composição do substrato(%)	Estruturas no habitat interno (%)	Tipos de Fluxo
() areia (0.05-2mm)	() Troncos	() Rápido
() cascalho (2-10.0mm)	() Banco de folhiço	() Remanso
() seixo (10-30mm)	() Outros _____	() Piscina/Cod: _____
() rocha (>30mm)	Sombreamento ()	
() laje	Cod. da Unid. do canal: _____	
() folhiço		