

Universidade Federal de Minas Gerais
Instituto de Ciências Biológicas
Departamento de Biologia Geral
Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre

Isabela Sobrinho Martins

**MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS BIOINDICADORES DE
CONDIÇÕES DE REFERÊNCIA**

Dissertação de Mestrado

Belo Horizonte

2016

Isabela Sobrinho Martins

**MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS BIOINDICADORES DE
CONDIÇÕES DE REFERÊNCIA**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre da Universidade Federal de Minas Gerais como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Marcos Callisto (UFMG)

Co-orientador: Prof. Dr. Raphael Ligeiro (UFPA)

Belo Horizonte,

Abril, 2016

Bolsa:



Apoios:



Financiamento:



Agradecimentos

Mais uma etapa da vida acadêmica chega ao fim e gostaria de agradecer às pessoas sem as quais esse trabalho não teria acontecido e que de alguma forma, mesmo que indiretamente, estiveram presente em alguma parte do caminho.

Agradeço ao projeto P&D ANEEL/CEMIG GT – 487 pelo financiamento do projeto em todas as suas etapas e ao CNPq pela bolsa de mestrado.

Aos professores José Francisco Gonçalves Junior, Luiz Gustavo Martins da Silva e Wander Ribeiro Ferreira por terem aceito o convite a participar da banca avaliadora desta dissertação.

Ao professor Marcos Callisto pela orientação, incentivo e apoio, desde a iniciação científica até o mestrado. Obrigada pela oportunidade e confiança, fundamentais para a realização desse trabalho.

Ao professor Raphael Ligeiro pela co-orientação e pelo auxílio no desenvolvimento do projeto, pela ajuda com as análises estatísticas, correções e leituras! Rapha, valeu demais por toda a sua ajuda e pelos aprendizados!

A todos os professores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre, meu agradecimento especial. Agradeço pelos ensinamentos e dedicação. Com vocês pude aprender um pouco sobre o que é ser cientista!

A todos os professores que passaram um dia pelo meu caminho e deixaram uma marca especial! Obrigada pelo exemplo de dedicação à profissão e por me incentivarem a seguir esse caminho, apesar das dificuldades. O que eu sou hoje, tem um pouquinho de cada um de vocês!

Um agradecimento especial a todos que fazem ou fizeram parte da equipe do Laboratório de Ecologia de Bentos. Obrigada pelo grande apoio em todos os momentos! Shakira, Gigi, Tita, Dani, Wal, Carol e Lu muito obrigada pelo carinho e apoio durante os dias de convivência no laboratório e fora dele também! A todos que auxiliaram nos trabalhos de campo e laboratório, que correram risco de serem atacados por vespas, fazendeiros ou nazistas, que ficaram horas perdidos em Tapira, presos em alguma pedra ou caídos em algum mata-burro, muito obrigada! Sem vocês as coletas não teriam acontecido e não seriam tão divertidas! Obrigada Anna pelas aventuras! Diego Castro, Wander, Déborah e Kele por nos guiar pelos caminhos dessas Minas Gerais e pelo auxílio na identificação dos macroinvertebrados, ao Marden por dar o sangue pela coleta, à Ju por não deixar os motoristas dormirem ao volante, à Jana por todo apoio durante a fase inicial do projeto e auxílio em campo, à Kati por estar presente em TODAS as coletas! Obrigada professor Diego Macedo pelo auxílio geográfico! Ao Cacá por todo o auxílio logístico, burocrático, fiscal e psicológico! Sem suas piadas o trabalho no Nuvelhas não seria tão divertido!

Gostaria também de agradecer a outros personagens que foram fundamentais para a realização das coletas: às pedras no caminho, pois sem elas não haveria aprendizados e amadurecimento. A todos os donos de propriedade que nos deixaram acessar os riachos, em especial ao Sr. Luiz Fernando Valadares. Ao Sr. Sérgio, que nos auxiliou a encontrar os córregos dentro do Parque. Ao Sr. Fábio que nos ajudou a tirar as pedras do caminho, à D. Cidinha e seu maravilhoso café da manhã e a todos os 154

moradores do povoado de São João Batista que nos receberam com muito carinho. Ao ICMBio e seus funcionários que possibilitaram o estudo dentro do Parque Nacional da Serra da Canastra.

Aos amigos da PG-ECMVS/UFMG que compartilharam momentos em disciplinas, tensão de trabalhos, provas e notas e alegrias de convivência, e em especial aos que cursaram o curso de campo 2015! Valeu pelas dicas, papos filosóficos, companhia em campo, auxílio nos projetos e momentos de descontração!

À equipe do Laboratório de Ecologia e Conservação da UFPA que me recebeu com muito carinho. Obrigada pelo auxílio na fase das análises estatísticas. À galera que tive o enorme prazer de conhecer e que me apresentou a cultura fantástica desse lugar lindo que é o Pará, muito obrigada!

A todos os amigos que já estão do meu lado há algum tempo e que foram fundamentais nas horas mais difíceis e por muitas vezes compreenderem as minhas ausências: Ana, Dali e Letícia, obrigada pelo enorme carinho, amo vocês! Jackie e Marcelinha, valeu demais pelos momentos de desabafo, pelos japas e forrós! Laurinha, obrigada pela preocupação, mesmo distante! Amigos de ideal espírita, deste e do outro plano, grandes e pequenos, vocês foram meu ponto de refúgio, onde pude recuperar as energias e adquirir novo ânimo para continuar!

Agradeço à toda minha família, avôs e avós, tios e tias, primos e primas e agregados! E em especial aos meus pais Isabel e Pedro e minha irmã Daniela! Obrigada por acreditarem em mim e por todo o esforço, dedicação, compreensão e amor! Obrigada pelo exemplo de trabalho e obrigada por nunca deixar que eu me desvie do caminho do bem! Amo vocês!

A Deus pela oportunidade da vida e de sempre recomeçar!

E a todos que passaram por mim e que de alguma forma contribuíram para que eu chegasse até aqui! Muito obrigada!

Resumo

Áreas isentas ou com mínimas influências antrópicas são chamadas de “áreas de referência” e representam o melhor estado ecológico possível e disponível em uma região. O objetivo desse estudo foi definir e caracterizar riachos em condições de referência, além de avaliar riachos de regiões distintas de uma mesma bacia hidrográfica. A pergunta de estudo foi: riachos em condições de referência localizados em diferentes regiões em uma mesma bacia hidrográfica distinguem-se significativamente quanto às suas características físicas e biológicas? A hipótese é de que riachos de uma mesma região são mais homogêneos entre si do que riachos em regiões distintas quanto às suas variáveis limnológicas, de habitats físicos e composição e estrutura de comunidades de macroinvertebrados, e, portanto, regionalizações dentro de cada bacia devem ser consideradas para selecionar áreas de referência. Foram avaliadas condições de habitats físicos, características físicas e químicas da água e macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores em 29 riachos em condições de referência localizados em três regiões distintas na bacia do rio Araguari, MG. Há diferenças nas três regiões quanto às características de habitat, características físicas e químicas de água e composição taxonômica de comunidades de macroinvertebrados. Dentre as métricas de habitats físicos, declividade influenciou negativamente e a presença de banco de folhas, positivamente, a riqueza e composição taxonômica das comunidades de macroinvertebrados bentônicos. Para a definição de áreas de referência, características regionais devem ser levadas em consideração, pois a bacia hidrográfica não é uma unidade homogênea devido a diferenças na estrutura ambiental, geologia, solo, habitats físicos e composição biológica.

Palavras-chave: Áreas de referência, riachos de cabeceira, grupos indicadores

Abstract

Areas with minimal anthropogenic influences are called "reference sites" and represent the best possible ecological status available in a region. The objective of this study was to define and characterize streams in reference conditions and also assess streams from different regions of the same watershed. The question that guided this study was: Are streams in reference conditions located in different regions of the same watershed are distinguished in their physical and biological characteristics? The study hypothesis was that streams in reference conditions located in a same region more homogeneous to each other than to streams located in different areas. The 29 streams in reference conditions located in three distinct regions in the Araguari river basin, MG, were characterized by physical habitats, physical and chemical water characteristics and benthic macroinvertebrates as biological indicators. The characterization of streams in reference conditions in Araguari River basin indicates that there are significant differences between the three regions in regards to habitat characteristics, physical and chemical water characteristics and taxonomic composition of benthic communities. Richness and taxonomic composition of benthic macroinvertebrate communities were negatively influenced by the slope and positively by the presence of leaf deposits. For the definition of reference sites, regional characteristics should be taken into consideration because the watershed is not a homogeneous unit due to differences in environmental structure, geology, soil, physical habitats and biological composition.

Keywords: Reference sites, headwater streams, indicator groups, leaf litter

Sumário

1. Introdução	6
2. Material e Métodos	10
2.1 Áreas de estudo	10
2.2 Seleção de Áreas de Referência	13
2.3 Coletas de dados em campo	15
2.4 Análise de dados	18
3. Resultados	21
3.1 Macroinvertebrados bentônicos	21
3.2 Comparação de habitats entre regiões	22
3.3 Comparação entre as comunidades nas três regiões	24
3.4 Relação entre métricas de habitat, riqueza e composição taxonômica	25
3.5 Taxa indicadores	26
4. Discussão	27
5. Conclusões	33
6. Perspectivas Futuras	34
7. Referências Bibliográficas	35
8. Anexos	43

1. Introdução

A água é considerada um recurso essencial para a vida, tendo os rios e riachos como principais fontes para os múltiplos usos humanos. Em uma bacia hidrográfica os riachos de pequeno porte representam, em média, de 60 a 80% do seu total (Benda *et al.* 2006). Os ecossistemas aquáticos são ameaçados por atividades antrópicas como urbanização, industrialização, alterações nos tipos de usos e cobertura do solo e construção de barragens (von Sperling 2012). As íntimas relações que os riachos de cabeceira estabelecem com os ecossistemas terrestres tornam-os vulneráveis a alterações e perturbações no seu entorno (Vörösmarty *et al.* 2010). O desenvolvimento e manutenção da sociedade estão diretamente ligados a conservação dos recursos de água doce e serviços ecológicos fornecidos pelos córregos e rios (Karr, 1999). Monitorar a "saúde do ecossistema" de riachos (sensu Norris e Thoms, 1999) é um passo fundamental para a gestão consciente e eficaz dos recursos hídricos (Boulton, 1999).

Em uma bacia hidrográfica, os riachos apresentam um gradiente de distúrbio antrópico, sendo encontrados riachos próximos a condições naturais, menos perturbados ou mais-perturbados e riachos severamente impactados. Dependendo da intensidade e extensão da influência humana, é necessário encontrar condições menos perturbados possíveis disponíveis (Stoddard *et al.* 2006; Whittier *et al.* 2007; Herlihy *et al.*, 2008). Áreas isentas ou com mínimas influências antrópicas são chamadas de "áreas de referência" e representam o melhor estado ecológico possível e disponível em uma região (Feio *et al.* 2007). Segundo Hughes (1995) nenhuma área no planeta pode ser considerada totalmente pristina pois há influências diretas e indiretas de fatores em larga escala, como a poluição global do ar e mudanças climáticas. Há diferentes tipos de condições de referência e é necessário defini-las claramente. Condições Minimamente

Perturbadas (*Minimally Disturbed Condition* - MDC) são os locais minimamente alterados, que apesar de não serem prístinos, encontram-se ainda próximos às condições originais. Como na maioria das regiões as MDC são raras ou inexistentes, parte-se então em busca das Condições Menos Perturbadas (*Least Disturbed Condition* - LDC). Estes locais são aqueles onde encontram-se as melhores condições biológicas, químicas, físicas e de habitat, considerando o atual estado da paisagem. Em regiões intensamente urbanizadas, onde nem mesmo as LDC estão disponíveis, outras abordagens são utilizadas para a definição de condições de referência. A Condição Histórica (*Historical Condition* - HC) descreve a condição de riachos em algum momento de sua história antes da perturbação humana, e a “Melhor Condição Atingível” (*Best Attainable Condition* - BAC) é equivalente à condição ecológica esperada dos locais se a melhor prática possível de gestão for aplicada (Stoddard *et al.* 2006).

Para avaliar o estado de conservação de ecossistemas aquáticos e monitorá-los ao longo do tempo, é necessário determinar condições de referência em uma determinada região, considerando os diversos tipos de ecossistemas (Hughes 1995) e diferenças naturais que possam existir entre os locais, mesmo que inseridos dentro de um mesmo bioma. Uma região é uma área relativamente homogênea que difere de outras áreas (Hughes 1986), seja em relação as características de vegetação, tipo de solo ou geologia. Riachos de referência definidos regionalmente, fornecem exemplos de condições ambientais naturais da região onde estão inseridos, como informações sobre a biota e habitats físicos, servindo como pontos de referência para riachos alterados ou perturbados na mesma região. Sites de referência regionais são excelentes locais para o estabelecimento de estações de monitoramento e oferecem um meio para avaliação de impactos e controle da poluição (Hughes 1986). A variabilidade ambiental e biológica de riachos deve ser bem caracterizada (Stoddard *et al.* 2006) para que comparações

possam ser realizadas entre riachos na região correspondente (Bailey *et al.* 2004; Bowman & Somers, 2005).

O rio Araguari atravessa a região do Triângulo Mineiro e Alto Paranaíba, compreende uma área de 22.091 km² e passa por vinte municípios. Nasce na Serra da Canastra e percorre 475 km antes de desaguar no Rio Paranaíba, na divisa com Goiás (CBH Araguari, 2016). A geologia da bacia tem como embasamento xistos e quartzitos em seu alto curso, recobertos no seu médio curso por sedimentos mesozóicos da Bacia do Paraná. No baixo curso o rio Araguari corta intercalações de arenito e basalto da Formação Serra Geral, chegando, no fundo do vale a erodir gnaisses e granitos (Rodrigues 2002). A vegetação nativa dominante é de savana densa (Cerrado), mas savana aberta (campo cerrado), florestas de galeria e algumas florestas decíduas são também encontradas (Silva *et al.* 2006). Mesmo que pertençam a uma mesma bacia hidrográfica (rio Araguari, por exemplo), riachos em condições de referência podem apresentar padrões físicos, químicos e biológicos altamente distintos, pois há diferenças naturais ao longo da bacia, como descrito acima (Omernik & Bailey, 1997; Hawkins *et al.* 2010).

Atualmente vários trabalhos têm sido realizados para identificação e seleção de riachos em condições de referência, principalmente em programas de biomonitoramento (p.ex.: Feio & Poquet 2011; Feio *et al.* 2013; Kosnicki *et al.* 2014; Vinagre *et al.* 2015). No entanto, a maioria destes estudos são realizados em ambientes temperados, havendo poucos trabalhos com esta abordagem em ecossistemas tropicais (p. ex. Ligeiro *et al.* 2013; Rose *et al.* 2015). As áreas escolhidas devem ser tão pouco perturbadas quanto possível e devem ser representativas dos riachos para os quais serão utilizados como referência (Hughes *et al.* 1986). Os riachos de uma região podem diferir uns dos outros, mas a base para o uso de locais de referência regionais é a similaridade entre os cursos

d'água. Geralmente há menor variabilidade entre riachos de uma região do que entre aqueles de regiões distintas.

A definição de áreas de referência é essencial na implementação de programas de biomonitoramento de condições ecológicas em bacias hidrográficas (Ligeiro *et al.* 2014). Os macroinvertebrados bentônicos são frequentemente utilizados como bioindicadores em estudos de avaliação de qualidade de água devido a características ecológicas que incluem o hábito relativamente sedentário, alta abundância, e relativa facilidade de amostragem e identificação (Feio *et al.* 2007). O desenvolvimento de programas de monitoramento biológico a longo prazo sob essa abordagem pode fornecer informações sobre mudanças temporais de condições ecológicas, pois os macroinvertebrados respondem as características naturais e impactos causados no ecossistema aquático (Callisto *et al.* 2012).

Riachos em condições de referência podem fornecer indícios da estrutura e do funcionamento naturais de comunidades e seus ecossistemas, incluindo informações sobre as espécies dominantes e intolerantes à poluição, padrões de diversidade de espécies e condições de habitats físicos. Em conjunto, essas características podem servir como parâmetros a serem utilizados como metas em futuras ações de restauração de riachos (Hughes *et al.* 1986). Os locais devem assemelhar-se às condições que acreditam-se existir antes de perturbações humanas na bacia, e ainda serem típicos da região em que estão inseridos.

Este estudo teve como objetivo definir e caracterizar as condições físicas do habitat e as comunidades de macroinvertebrados de riachos em condições de referência, além de avaliar as diferenças entre riachos de regiões distintas nesta mesma bacia. A premissa que norteou esse estudo foi: Riachos em condições de referência localizados em uma mesma região são mais homogêneos entre si do que riachos localizados em

regiões distintas em uma mesma bacia hidrográfica. A pergunta de estudo foi: riachos em condições de referência localizados em diferentes regiões em uma mesma bacia hidrográfica distinguem-se significativamente quanto às suas características físicas e biológicas? A hipótese é de que riachos de uma mesma região são mais homogêneos entre si do que riachos em regiões distintas quanto às suas variáveis limnológicas, de habitats físicos e composição e estrutura de assembleias de macroinvertebrados.

2. Material e Métodos

2.1 Áreas de Estudo

As amostragens foram realizadas em riachos de cabeceira (1ª - 3ª ordens, segundo classificação de Strahler 1957) pertencentes à bacia do Rio Araguari (Figura 1).

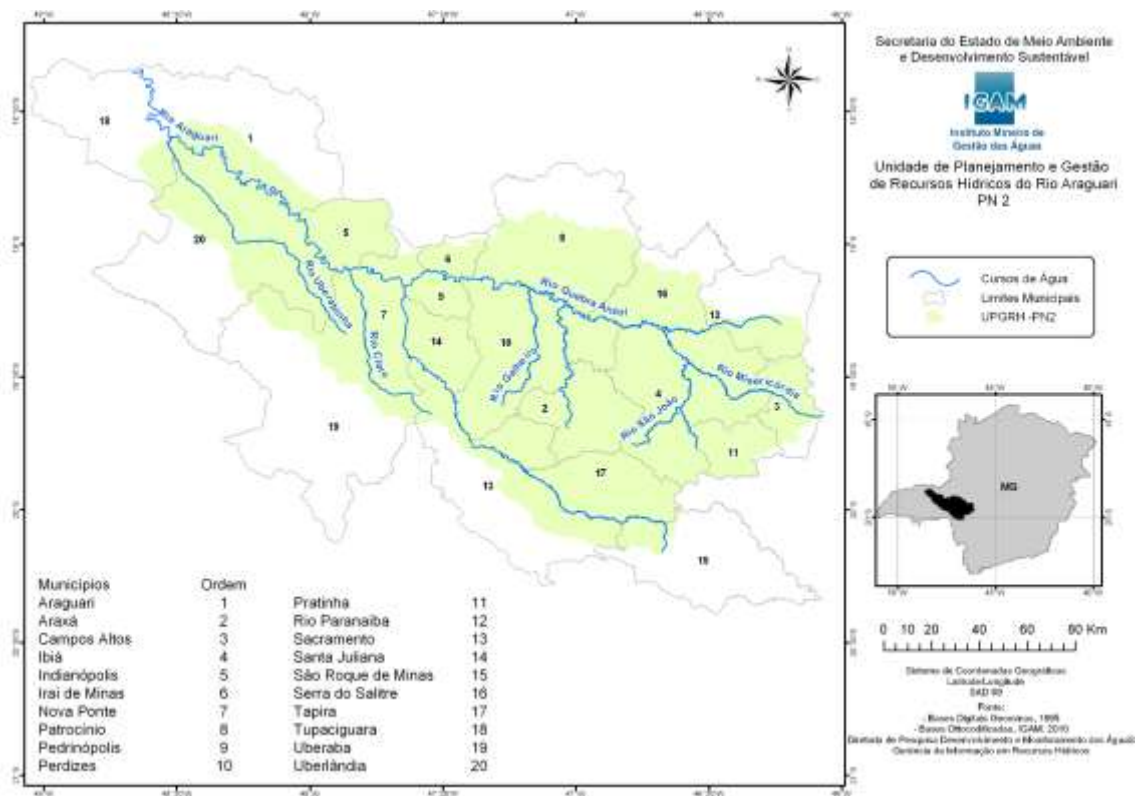


Figura 1 – Localização da bacia hidrográfica do rio Araguari, MG.

A área amostrada está localizada na região sudoeste do estado de Minas Gerais, inserida no bioma Cerrado. A bacia hidrográfica do rio Araguari possui área estimada de 21.856 Km² e tem sido intensamente alterada por atividades antrópicas, colocando em risco importantes remanescentes de vegetação natural de cerrado. Dentre estas atividades destacam-se desmatamento, mineração, monoculturas com desenvolvido sistema de agricultura irrigada (cerca de 50% da área da bacia), pecuária e barramentos para construção de empreendimentos hidrelétricos (Ligeiro *et al.* 2013; Macedo *et al.* 2014a). As nascentes que compõem a bacia do rio Araguari estão localizadas nos planaltos da Serra da Canastra a aproximadamente 1.400 metros de altitude (Rodrigues 2002). O Parque Nacional da Serra da Canastra é uma importante área protegida no Brasil, que abriga várias espécies de plantas e animais do bioma Cerrado, incluindo espécies endêmicas, raras e ameaçadas (Romero & Nakajima 1999). O Parque foi criado em 1972 com o objetivo de proteger as nascentes das bacias dos rios São Francisco e Paraná (Brasil 1972). A área oficial do Parque abrange cerca de 198 mil ha. No entanto, apenas 72 mil ha foram expropriados e demarcados pelas autoridades ambientais. A área restante continua a ter atividades antrópicas degradantes, como agricultura e mineração. Além disso foram identificadas atividades de mineração dentro dos limites oficiais do Parque Nacional da Serra da Canastra (Bueno *et al.* 2012). Além de ser ilegal segundo o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza - SNUC (Brasil 2000), a presença de minas dentro do Parque e na sua zona de amortecimento representam ameaça à sobrevivência de espécies, manutenção de equilíbrio de ecossistemas e conservação de qualidade das águas nas nascentes situadas em seus limites.

A geologia regional tem como embasamento, em sua maior parte, xistos e quartzitos. No baixo curso o rio Araguari corta intercalações de arenito e basalto da

Formação Serra Geral chegando, no fundo do vale, a erodir gnaisses e granitos (Rodrigues 2002). Os riachos estudados nesta dissertação localizam-se em 3 regiões distintas da bacia, definidas com base nas características geomorfológicas das regiões da bacia (Faria & Jordão 2011) (Figura 2):

1. Filito – região da Formação geológica Rio Verde, composta em sua maior parte, pela rocha metamórfica filito.
2. Xisto - região onde predomina micaxistos, anfíbolitos, quartzito, gnaisses e formação ferrífera.
3. Quartzito (Canastra) – região da formação geológica Grupo Canastra composta em sua maior parte por quartzitos, além de filitos e xistos.



Figura 2 – Localização das três regiões estudadas na bacia do rio Araguari. Em vermelho – Filito; em azul – Xisto e em verde – Quartzito. (Adaptado de Faria & Jordão 2011).

2.2 Seleção de Áreas de Referência

Foram selecionados previamente 60 riachos de cabeceira que potencialmente estariam em condições de referência na bacia do rio Araguari utilizando um Sistema de Informações Geográficas (SIG), com base nos seguintes critérios iniciais: locais que sejam livres ou sofram o mínimo possível de influência direta de alterações antrópicas; com mata ripária remanescente; com cobertura vegetal nativa remanescente conforme sugerido por Bailey *et al.* (2004). Nesse estudo, o conceito utilizado foi o “*Least Disturbed Condition*”, pois foram utilizados riachos com as melhores condições disponíveis na região. Após esta etapa, foram realizadas visitas aos locais potenciais utilizando um protocolo de reconhecimento de campo para verificar se os riachos estavam de acordo com os seguintes critérios:

1 – Ordens e dimensões de largura e profundidade semelhantes (“wadeable streams”, rios capazes de serem atravessados por um adulto mediano caminhando, Kaufmann *et al.* 1999);

2 – Distante de áreas urbanas e/ou de sofrer influência de represamentos a montante e de outras fontes de poluição (p. ex.: modificações do canal, degradação do leito e mata ciliar, agricultura, mineração, descargas de esgotos domésticos, industriais ou de estações de tratamento, presença de pasto);

3 – Ser de fácil acesso para as amostragens subsequentes.

Foram mapeados os trajetos que seriam utilizados posteriormente nas amostragens. A transferência de dados do reconhecimento do computador portátil para o aparelho de posicionamento global do tipo GPSmap 76CSx deu-se pela utilização do software Trackmaker®, com o intuito de otimizar a eficiência e precisão das coletas e permitir posterior análise com visão geoespacial (Macedo *et al.* 2014a).

Dos 60 locais candidatos a sítios de referência, 29 foram selecionados após as visitas de reconhecimento (Figura 3) (13 riachos na região Filito, 6 na região Xisto, 10 riachos na região Quartzito (Canastra)). De acordo com os critérios propostos na metodologia, 31 riachos foram descartados por não apresentarem condições de referência, incluindo: presença de barramento, presença de agricultura ou pasto nas margens do riacho, alterações na mata ciliar como retirada de madeira e presença de espécies exóticas (Figura 4). Locais brejosos e com presença de lixo também foram descartados, além de outros que não apresentaram condições de amostragem, tais como: trechos profundos (com água acima da altura do peito), riachos secos ou falta de acesso aos sítios amostrais.



Figura 3 - Exemplos de riachos em condições de referência selecionados durante o reconhecimento dos sítios amostrais na bacia hidrográfica do Rio Araguari, MG.



Figura 4 – Alguns exemplos de riachos não classificados como em condições de referência durante o reconhecimento dos sítios amostrais na bacia hidrográfica do Rio Araguari, MG. A) Riacho com barramento; B) Riacho com captação de água; C) Presença de pastagem e D) monocultura nas margens dos riachos.

2.3 Coletas de dados em campo

As amostragens em campo foram realizadas em abril e maio de 2014 nos 29 riachos de referência selecionados após o reconhecimento de campo. A extensão do trecho amostral em cada riacho foi de 25m de comprimento dividido em 6 transectos equidistantes (Agra *et al.* 2015).

Os macroinvertebrados foram coletados em todos os 6 transectos com um coletor do tipo “kick-net” (30cm de abertura, 500 μ m de malha, área de 0,09 m²), seguindo um padrão sistemático em *zigzag*, totalizando 6 sub-amostragens em cada sítio amostral. As amostras coletadas foram armazenadas individualmente em sacos plásticos, etiquetadas e fixadas com solução de formalina a 10%. Em laboratório as amostras foram lavadas sobre peneira de malha de 500 μ m, triadas sobre caixas de luz e

identificadas em microscópio estereoscópico (aumento de 32x) com o auxílio de chaves de identificação (Pérez 1988; Merritt & Cummins 1996; Fernández & Domínguez 2001; Costa *et al.* 2006; Mungnai *et al.* 2010; Hamada *et al.* 2014). Os organismos foram armazenados em álcool 70% e depositados na Coleção de Referência de Macroinvertebrados do Instituto de Ciências Biológicas/UFMG (França & Callisto 2007).

As características dos habitats físicos foram mensuradas segundo o protocolo de caracterização de habitats desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (Peck *et al.* 2006), adaptado e traduzido para riachos no cerrado brasileiro (Callisto *et al.* 2014 e Agra *et al.* 2015) (Figura 5). As características mensuradas incluíram declividade do canal, vazão, tipos de substratos em cada seção, profundidade, porcentagem de imersão de substratos, largura molhada e leito sazonal, altura do leito sazonal, medidas do ângulo de inclinação de margem e medidas de cobertura de dossel na zona ripária. Entre os transectos foram mensurados profundidade do talvegue, tipos de fluxo de água, refúgio para bentos, estimativas visuais de zona ripária e influência humana nas margens do riacho. Após a etapa em campo, as medidas foram digitadas em planilhas e foram calculadas métricas de habitat físico, segundo Kaufmann *et al.* (1999).



Figura 5 – Aplicação do protocolo de avaliação de habitats físicos em riachos de cabeceira na bacia do rio Araguari, MG. A) Verificação da densidade de cobertura vegetal; B) Medição de profundidade.

Parâmetros físicos e químicos foram mensurados ‘in situ’ em cada sítio amostral, incluindo: temperatura (°C), condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), pH, sólidos totais dissolvidos (mg/L) e turbidez (UNT). Em laboratório as concentrações de oxigênio dissolvido (mg/L) foram avaliadas pelo método de Winkler (1888), e alcalinidade total ($\mu\text{Eq}/\text{L CO}_2$) pelo método GRAN (Carmouze 1994). Os teores de nitrogênio total (mg/L) e fósforo total (ug/L) foram avaliados segundo as metodologias de Golterman *et al.* (1978) e Mackereth *et al.* (1978), respectivamente. Foram também realizadas avaliações das concentrações de nitrito e nitrato (APHA 1998) (Figura 6).



Figura 6 - Mensuração *in situ* de parâmetros físicos na água (A) e análises de parâmetros químicos em laboratório (B).

2.4 Análise de dados

Para certificar que gradientes de distúrbios antrópicos não estão influenciando as características ambientais e biológicas dos riachos selecionados, foi realizada uma matriz de correlação de Pearson entre a riqueza e abundância de macroinvertebrados, e as variáveis de habitat físico, contra a métrica de distúrbio *WI_Hall*, que representa impacto humano total na zona ripária (Kaufmann *et al.* 1999), e porcentagens de uso e ocupação do solo. As variáveis biológicas e de habitat não se correlacionaram com as métricas de distúrbio, o que confirma que não houve distúrbio antrópico atuando nos sítios de referência.

Para verificar se os pontos amostrais nas três regiões geológicas na bacia do rio Araguari diferiam entre si quanto aos habitats e às comunidades de macroinvertebrados, os valores das métricas de habitat, riqueza taxonômica e composição de comunidades foram comparados estatisticamente conforme descrito a seguir.

Seleção de métricas de habitat

As métricas de habitat físico foram calculadas segundo Kaufmann *et al.* (1999), adaptado para riachos de cabeceira (Agra *et al.* 2015). Métricas que tiveram frequência maior que 80% de valores iguais a zero nos sítios amostrais foram retiradas, assim como aquelas com valores de coeficiente de variação (CV) abaixo de 0,2.

As métricas foram analisadas em blocos descrevendo aspectos importantes dos habitats físicos, sendo eles: morfologia do canal, substrato, fluxo de água, vegetação ripária, abrigo para bentos e qualidade de água. Para verificar a possível correlação existente entre as métricas foi calculada uma matriz de correlação de Pearson entre as métricas de cada bloco. Dentre as variáveis com alto índice de correlação ($|r| > 0,80$)

foram escolhidas aquelas com maior relevância ecológica para as comunidades de macroinvertebrados e de entendimento mais intuitivo (Little *et al.* 1999).

Uma Análise de Componentes Principais (PCA) foi realizada para cada bloco com as métricas restantes com o intuito de verificar quais delas foram responsáveis por gerar maior variabilidade entre os riachos amostrados. Foram selecionadas métricas que obtiveram valores de correlação com os eixos da PCA (*loadings*) maiores que 0,7 nos dois primeiros eixos.

Comparação entre habitats nas três regiões

Para verificar se as três regiões diferiram quanto às métricas de habitat físico primeiramente foram realizadas Análises de Variância (ANOVAs *one-way*) com cada métrica. Os pressupostos da ANOVA foram testados através do teste de Shapiro (normalidade) e teste de Levene (homogeneidade de variâncias) e os dados foram transformados quando necessário. Em seguida foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA) utilizando todas as métricas de habitat selecionadas. Buscou-se averiguar se os sítios amostrais agrupavam-se em função das diferentes regiões nos dois primeiros eixos gerados, e quais as variáveis responsáveis pelos agrupamentos.

Comparação entre comunidades nas três regiões

Uma ANOVA *one-way* foi realizada para avaliar diferenças na riqueza taxonômica entre as três regiões. Os pressupostos da ANOVA foram testados conforme descrito anteriormente.

Para verificar se as três regiões diferiram quanto à composição taxonômica (presença/ausência e abundância relativa) de comunidades de macroinvertebrados foi realizada uma Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA).

Paralelamente foi realizada uma Análise de Dispersão Multivariada (PERMIDisp), para avaliar diferenças na dispersão da comunidade entre as três regiões. Uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA) foi realizada no sentido de avaliar se os pontos amostrais agrupavam-se em função das regiões nos dois primeiros eixos gerados pela PCoA. As três análises citadas foram realizadas utilizando duas matrizes com base nas medidas de dissimilaridade descritas por Jaccard (presença e ausência de indivíduos) e Gower (abundância relativa), modificado por Anderson *et al.* (2006).

Relação entre métricas de habitat, riqueza e composição taxonômica

Para selecionar o conjunto de métricas que melhor explicaram a variação na riqueza de macroinvertebrados foi realizada uma Regressão Linear Múltipla (RLM). Modelos foram gerados utilizando o procedimento de melhores subconjuntos (*best-subsets*) (Harrell 2001). A escolha dos melhores modelos foi baseada nos valores corrigidos do Critério de Informação Akaike (AICc) (Burnham & Anderson 2002). De acordo com o princípio da parcimônia, entre modelos com variação de AICc menor ou igual a dois ($\Delta AICc \leq 2$) deve-se optar pelo modelo com menor número de variáveis. Um número máximo de três preditores, que representam 10 % do número total de riachos amostrados, foi adotado para evitar a inflação da explicação dos modelos (Gotelli & Ellison 2004).

Com o intuito de avaliar as métricas que melhor explicaram a variação na composição de comunidades (presença e ausência de indivíduos e abundância relativa), os valores obtidos no primeiro eixo das PCoAs, (obtidos com as medidas de Jaccard, e Gower modificado), foram inseridos como variável dependente em duas RLM, com base nos mesmos critérios anteriores.

Análise de grupos indicadores

Foi utilizada uma análise de *taxa* indicadores para identificar quais grupos de organismos seriam significativos para diferenciar as três regiões (*IndVal*; Dufrene & Legendre 1997). *IndVal* é baseada em uma comparação entre a abundância relativa (especificidade) e a frequência relativa (fidelidade) dos *taxa* nos diferentes grupos definidos *a priori*. Um grupo considerado bom indicador é aquele que ocorre em todos os sites em uma determinada região e nunca nas outras regiões (Dufrene & Legendre 1997). Para o cálculo do índice, foi utilizado o teste de Monte Carlo com 10.000 aleatorizações ($P < 0,05$).

3. Resultados

3.1 Macroinvertebrados bentônicos

Um total de 27.861 organismos foi identificado até o nível taxonômico de família e classificados em 70 *taxa*. As famílias mais abundantes foram: Chironomidae, com 36% do total de indivíduos; Simuliidae, com 14%; Elmidae 11% e Baetidae com 6% do total (Figura 7).

Na região Filito foram encontrados 8922 organismos e 61 *taxa* (Anexo 1). Na região Xisto foram encontrados 3993 organismos e 54 *taxa* (Anexo 2). Na região Quartizito, 14946 organismos distribuídos em 59 *taxa* (Anexo 3).

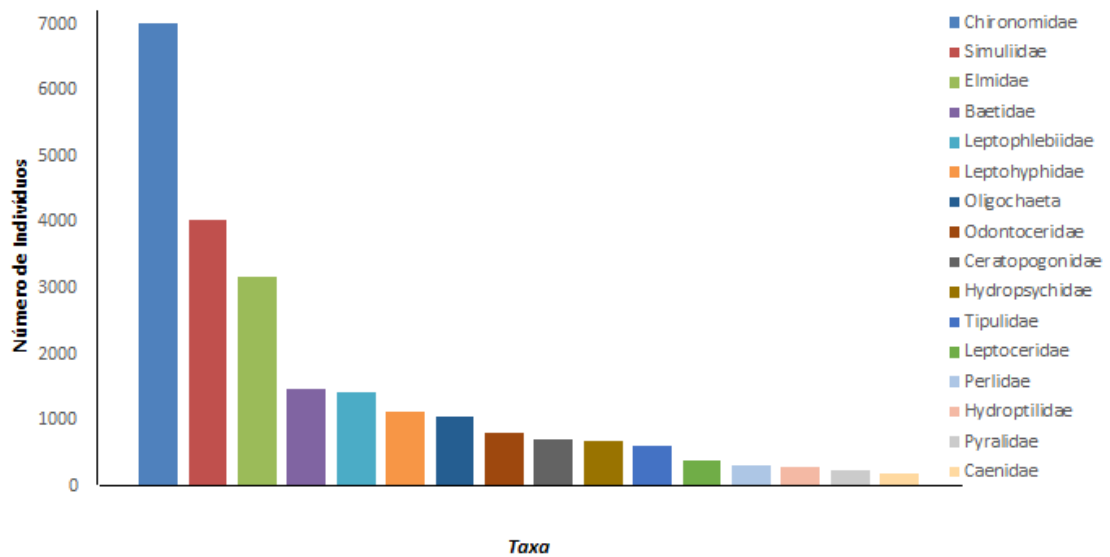


Figura 7 - Abundância de macroinvertebrados bentônicos coletados em áreas de referência em riachos de cabeceira na bacia do rio Araguari, MG

3.2 Comparação de habitats entre regiões

Após as etapas de seleção, 20 métricas de habitat físico e qualidade de água foram definidas para as análises posteriores, sendo a maioria diferente entre as três regiões na bacia do rio Araguari. As métricas foram agrupadas de acordo com a região onde foram significativamente diferentes (Tabela 1).

Tabela 1– Métricas de habitats físicos e qualidade de água selecionadas e resultados das ANOVAs entre as regiões na bacia do rio Araguari, MG. Os símbolos + e - indicam se a métrica foi significativamente maior ou menor em cada região.

Métricas	Códigos (Kaufmann <i>et al.</i> 1999)	Média e Desvio Padrão				
		Filito	Xisto	Quartzito (Canastra)	F	p
Qualidade de água						
Alcalinidade ($\mu\text{Eq/L}$ de CO_2) (+)	ALCAL	80,66±65,67	479,15±146,38	81,06±101,42	39,02	0,00*
Nitrogênio Total (mg/L)	NITROG	0,04±0,02	0,04±0,01	0,05±0,01	1,25	0,30
Sólidos Tot. Dissol. (g/L) (+)	TDS	0,88±0,55	2,07±1,02	0,00±0,00	23,49	0,00*
Morfologia canal						
Declividade % (+)	XSLOPE_%	0,01±0,00	0,02±0,01	0,07±0,06	9,40	0,00*
Profundidade (média) (cm)	XDEPTH_T	28,3±16,71	16,56±2,61	39,4±22,84	3,21	0,05
Varição da prof. (cm) (+)	SDDEPTH_T	9,21±6,50	9,77±2,90	18,90±6,58	8,32	0,00*
Características do fluxo						
Fluxos rápidos % (+)	PCT_RA	11,42±12,74	26,14±13,43	6,30±9,05	5,48	0,01*
Heterogeneidade de Fluxos (+)	SEQ_FLO_1	0,12±0,08	0,39±0,12	0,24±0,14	11,30	0,00*
Vazão (m^3/s) (+)	FLOW_2	0,29±0,33	0,02±0,02	0,04±0,07	4,60	0,02*
Velocidade média (m/s) (+)	XVEL	0,40±0,19	0,12±0,11	0,04±0,02	18,75	0,00*
Substrato						
Areia % (-)	PCT_SA	19,39±19,22	33,33±11,96	2,46±4,39	9,22	0,00*
Cascalho grosso %	PCT_GC	17,73±12,77	7,57±5,33	9,84±10,50	2,38	0,11
Substratos > 16mm % (+)	PCT_BIGR	53,17±22,87	7,57±5,33	80,59±28,30	8,69	0,00*
Vegetação ripária						
Cobertura do dossel (+)	XC	3,52±3,54	20,24±14,59	8,70±12,87	5,50	0,01*
Cobertura sub-bosque (-)	XM	122,72±20,04	147,43±20,40	45,64±44,09	26,48	0,00*
Dossel canal (Dens) % (+)	XCDENMID	37,21±9,89	49,50±1,90	26,65±20,12	5,33	0,01*
Dossel por transecto (+)	XPCAN	0,53±0,34	0,93±0,17	0,43±0,45	3,63	0,04*
Abrigo para bentos						
Alga (+)	XFC_ALG	0,45±1,25	0,00±0,00	3,04±3,16	5,92	0,00*
Bancos de Folhas	XFC_LEB	6,50±7,58	22,23±13,33	9,25±17,59	3,12	0,06
Madeira	XFC_LWD	10,33±8,18	14,12±7,11	7,79±10,42	0,96	0,39

Os riachos foram agrupados em função das características de habitats (citadas na tabela 1) nas três regiões consideradas (Figuras 8). A região Filito possui riachos com velocidade média e vazão maiores e, há predominância do sedimento cascalho grosso. Onde predomina a litologia Xisto, foram observadas algumas métricas significativamente maiores, como: percentual de fluxos rápidos (corredeiras, rápidos, cascata), heterogeneidade de tipos de fluxos, média de cobertura do dossel na zona ripária e no canal, presença de dossel por transecto, Sólidos Totais Dissolvidos (STD) e

alcalinidade total. A região Quartzito (Canastra) possui maiores valores de porcentagem de algas utilizadas como abrigo por bentos, variação média da profundidade do talvegue, declividade e porcentagem de substrato maiores que cascalho grosso (>16mm). Por outro lado, percentual de areia e cobertura intermediária na zona ripária são significativamente menores nessa região. Os substratos predominantes nesses riachos são rocha e matacão, e a presença de substrato fino é baixa (23%).

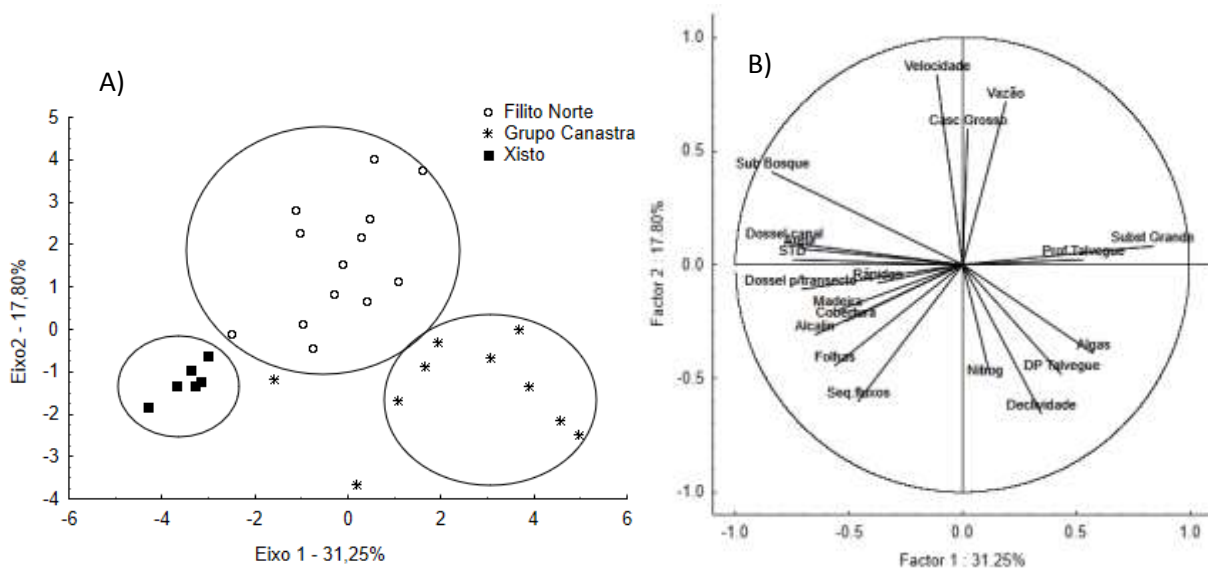


Figura 8 – A) PCA com os agrupamentos dos riachos em função das três regiões consideradas na bacia do rio Araguari. B) PCA com os agrupamentos das métricas de habitats físicos e qualidade de água nas três regiões da bacia do rio Araguari, MG.

3.3 Comparação entre as comunidades nas três regiões

Não houve diferenças significativas nos valores de riqueza taxonômica entre as três regiões (ANOVA: $F_{2,26} = 1,34$; $p = 0,28$).

A composição taxonômica de macroinvertebrados (presença/ausência) foi significativamente diferente entre as três regiões (PERMANOVA (Jaccard): $F_{2,26} = 2,38$, $p = 0,0001$). A comparação par-a-par demonstrou que as três regiões foram diferentes umas das outras. Não houve diferenças significativas na dispersão das

comunidades nas três regiões (PERMDisp (Jaccard): $F_{2,26} = 2,45$, $p = 0,10$) (Figura 8), o que significa que a diferença encontrada pela Permanova foi causada pela diferença entre a composição da comunidade (presença/ausência) e não pela dispersão dos pontos no gráfico.

A abundância relativa de macroinvertebrados foi significativamente diferente entre as três regiões (PERMANOVA (Gower): $F_{2,26} = 2,35$, $p = 0,0009$). A comparação par-a-par demonstrou que as regiões Xisto e Filito não são diferentes entre si sendo a região Quartzito (Canastra) diferente das demais. Não houve diferenças significativas na dispersão das comunidades nas três regiões (PERMDisp (Gower): $F_{2,26} = 2,57$, $p = 0,09$) (Figura 9), o que significa que a diferença encontrada pela Permanova foi causada pela diferença entre a composição da comunidade (abundância relativa) e não pela dispersão dos pontos no gráfico.

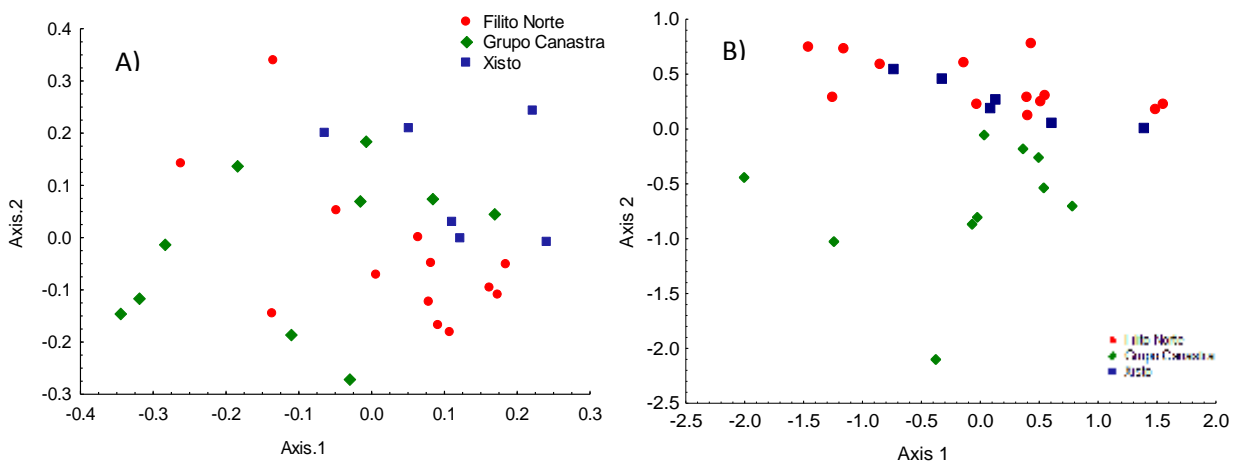


Figura 9 – A) PCoA evidenciando a composição taxonômica (presença/ausência) das comunidades de macroinvertebrados nos riachos amostrados em função da presença e ausência de indivíduos nas três regiões da bacia do rio Araguari. B) PCoA evidenciando a composição taxonômica (Abundância) das comunidades de macroinvertebrados nos riachos amostrados em função da abundância relativa de indivíduos nas três regiões da bacia do rio Araguari, MG.

3.4 Relação entre métricas de habitat, riqueza e composição taxonômica

O modelo que melhor explicou a variação da riqueza taxonômica de macroinvertebrados teve duas métricas predictoras: declividade média (XSLOPE_%),

influenciando negativamente a riqueza; e percentual de bancos de folhas no leito de riachos (XFC_LEB) influenciando positivamente (Tabela 2). A regressão múltipla considerando os valores do primeiro eixo da PCoA (Jaccard) como variável dependente apresentou um modelo com as mesmas duas variáveis que melhor explicaram a composição de comunidades bentônicas. A regressão múltipla que considerou os valores do primeiro eixo da PCoA (Gower) como variável dependente apresentou um modelo com a variável areia (PCT_SA) influenciando a composição da comunidade de macroinvertebrados (Tabela 2).

Tabela 2 – Resultados da Regressão Linear Múltipla com os dados de riqueza e composição de macroinvertebrados bentônicos em relação às três regiões na bacia do rio Araguari, MG. (Graus de liberdade para Riqueza e Composição Jaccard: 2,26 ; Composição Gower: 1,27)

	F	p	R ²	Métricas	β	DP β
Riqueza	3,66	0,039461	0,22	XSLOPE_%	-0,32	0,18
				XFC_LEB	0,43	0,18
Composição Jaccard	13,31	0,000104	0,50	XSLOPE_%	-0,57	0,14
				XFC_LEB	0,58	0,14
Composição Gower	5,53	0,026294	0,17	PCT_SA	0,41	0,18

3.5 Taxa indicadores

Foram encontrados 17 grupos indicadores para as três regiões, com valores de *IndVal* significativos e maiores que 25 (Tabela 3). O que indica que as diferentes regiões possuem comunidades de macroinvertebrados significativamente distintas (Tabela 3).

Tabela 3 – *Taxa* indicadores em cada uma das três regiões na bacia do rio Araguari, MG.

Regiões	Família/Ordem	p	IndVal
Filito	Corydalidae	0,0090	55
	Glossossomatidae	0,0106	58
	Odontoceridae	0,0278	66
	Psephenidae	0,0031	73
Xisto	Aeshnidae	0,0140	45
	Calamoceratidae	0,0207	51
	Dicteriadidae	0,0105	45
	Gerridae	0,0058	50
	Gomphidae	0,0173	53
	Hirundinea	0,0153	59
	Veliidae	0,0345	41
Quartzito (Canastra)	Baetidae	0,0281	80
	Chironomidae	0,0359	53
	Hydracarina	0,0343	39
	Hydroptilidae	0,0430	55
	Notonectidae	0,0356	30
	Pyralidae	0,0157	68

4. Discussão

Caracterização ambiental das áreas de referência

A caracterização de riachos em condições de referência na bacia do rio Araguari indica que há diferenças em termos de características morfológicas, composição taxonômica de comunidades de macroinvertebrados e características físicas e químicas de coluna d'água nas três regiões da bacia hidrográfica. Essa regionalização permitiu descrever as características em cada região possibilitando melhor caracterização de métricas ambientais e biológicas. Tal estratégia também foi utilizada por Sánchez-Montoya *et al.* (2009, 2012) em bacias hidrográficas na região mediterrânica e Villamarín *et al.* (2013) em riachos andinos, por apresentarem características morfológicas e climáticas distintas.

Na região composta pela geologia filito, localizada no norte da bacia, a velocidade e a vazão são maiores e, conseqüentemente, há predominância do sedimento cascalho grosso. Os tipos de solos no entorno dos riachos influenciam a composição granulométrica dos sedimentos e são de fundamental importância para a manutenção da biodiversidade, pois são utilizados pela biota aquática como refúgio, local de desova e obtenção de alimento (Barbour *et al.* 1999).

Na região onde há predominância de xistos, a alta frequência de corredeiras e tipos de fluxos diversos são indicativos de alta qualidade de habitat e diversidade de fauna (Barbour *et al.* 1999). Vários estudos encontraram relações entre o fluxo e a composição de comunidades de macroinvertebrados (p. ex.: Heino *et al.* 2007; Ferreira *et al.* 2014; Graça *et al.* 2015). É comum a presença de corredeiras em riachos de cabeceira (Rodrigues & Castro 2008), alterações nesta métrica de habitat físico pode ser um indicador de alterações na micro bacia (Rodrigues *et al.* 2010), tornando-a boa preditora de avaliação de impacto antrópico.

Na região Quartzito (Canastra) os riachos são mais profundos e possuem maior declividade, relacionado ao tipo geológico predominante. Segundo Ribeiro & Freitas (2010), essa região apresenta maior percentual de rochas associadas à litologia quartzítica e declividade acentuada. Alterações na declividade do terreno podem influenciar a composição de espécies nos riachos, pois é o fator principal na determinação da energia de transporte e aumento da velocidade da água (Schwarzbald 2000). Velocidade e profundidade são parâmetros que indicam a capacidade do ecossistema de fornecer e manter um ambiente estável para as comunidades biológicas. Em ecossistemas naturais, a declividade e velocidade tendem a ser maiores próximo a nascentes, diminuindo em direção à foz (Vannote *et al.* 1980). Percentuais de areia e cobertura intermediária pela zona ripária são significativamente menores,

provavelmente devido ao fato de que essa região é composta por campos rupestres (IBAMA 2005). A mata ripária em um riacho é fonte de matéria orgânica alóctone, principal fonte de energia em bacias hidrográficas florestadas (Cummins *et al.* 1973; Gonçalves & Callisto 2013). No caso dos riachos de cabeceira na Serra da Canastra, a mata ripária é reduzida, há pouca entrada de matéria orgânica alóctone e há entrada de luz em abundância, o que explica a quantidade de algas presente nesses cursos d'água. A zona ripária tem papel fundamental na proteção de nascentes e riachos de cabeceira (Boyero *et al.* 2015), por isso, riachos na Serra da Canastra que possuem reduzida mata ripária são sensíveis a alterações decorrentes de atividades antrópicas, tornando-os locais prioritários para conservação.

Relação entre habitats físicos e comunidades de macroinvertebrados

Condições ambientais naturais, tais como clima, geologia, altitude, variam ao longo de uma bacia hidrográfica e influenciam outras características de hábitat, como presença e tipo de vegetação ripária, tipo e tamanho dos substratos no leito do rio. Essas características atuam diretamente como estruturadores de comunidades de macroinvertebrados (p.ex.: Petts 2000; Reynoldson *et al.* 2001; Chessman 2004; Feio *et al.* 2009). No presente estudo a composição taxonômica foi significativamente distinta entre as três regiões, pois, as diferenças morfológicas e estruturais em riachos de cabeceira podem influenciar a composição taxonômica de comunidades de organismos aquáticos.

As variáveis que melhor explicaram a riqueza e composição das comunidades de macroinvertebrados bentônicos foram declividade, porcentagem de depósitos de bancos de folhas e areia. A geologia do leito do rio influencia os tipos de habitats disponíveis e refúgios para os invertebrados através do tamanho e forma de substratos e declividade

(Feio *et al.* 2013), que por sua vez determinam a velocidade e tipos de fluxo, fatores importantes na estruturação de comunidades de macroinvertebrados bentônicos (Heino *et al.* 2015). Assim, declividades maiores podem ter selecionado um subconjunto menor de *taxa* adaptadas a condições como substrato rochoso, fortes corredeiras e baixas concentrações de matéria orgânica particulada fina no fundo, características típicas de riachos de cabeceira com alta declividade (Allan & Castillo 2007). A porcentagem de depósitos de bancos de folhas representa a quantidade de folhas disponíveis no leito do rio para a utilização por macroinvertebrados, seja como abrigo, substrato ou fonte de alimento (Ferreira *et al.* 2015). Em riachos de cabeceira, onde há pouca penetração de luz, a produção primária autóctone é reduzida, o que torna os detritos de folhas principal fonte de energia para o ecossistema aquático (Graça *et al.* 2015), sendo sua principal origem a vegetação ripária (França *et al.* 2009; Gonçalves & Callisto 2013). A quantidade de areia presente em riachos geralmente possui uma relação negativa com a riqueza e abundância de macroinvertebrados, pois o aumento da quantidade de sedimento fino reduz a área disponível para abrigo e nidificação (Peck *et al.* 2006). Macedo *et al.* (2014b) constataram esta relação negativa em duas bacias no Cerrado do Estado de Minas Gerais (Brasil), incluindo a do presente estudo. No entanto, Agra *et al.* (2015), observam resultado oposto para riachos de cabeceira na bacia do rio das Velhas. Alguns grupos podem ser favorecidos com o aumento de sedimento como alguns *taxa* de Chironomidae e Coleoptera (Vasconcelos & Melo 2008), e também alguns atributos funcionais como respiração tegumentar, modo de vida escavador e hábitos alimentares do tipo raspador, coletor-catador e filtrador (Agra *et al.* 2015).

Macroinvertebrados bioindicadores em cada região

Organismos indicadores de boa qualidade de água pertencentes às famílias Glossossomatidae e Odontoceridae (Trichoptera) foram encontrados na região Filito. Estes organismos são encontrados principalmente em riachos com águas cristalinas e sombreadas (Pescador *et al.* 2004). Além disso, o grupo Psephenidae também indicador dessa região, é uma família diretamente ligada ao substrato, onde alimentam-se de algas (Hamada *et al.* 2014), cujas larvas vivem tipicamente em regiões que possuem boas condições ambientais, com altas velocidades de água em riachos de cabeceira (Jerez & Moroni 2006). A maior presença de vegetação ripária e cobertura de dossel na região Xisto pode explicar a presença do grupo indicador Calamoceratidae (Ferreira *et al.* 2015). Organismos pertencentes à subordem Zygoptera (Dicteriadidae), atuam como indicadores de ambientes mais preservados e de altos níveis de heterogeneidade ambiental, pois possuem menores tamanhos corporais e maiores restrições ecofisiológicas (Oliveira-Junior *et al.* 2015). As espécies da família Dicteriadidae são dependentes de floresta, sendo sensíveis à fragmentação e diminuição da vegetação ripária (Hamada *et al.* 2014). A presença de famílias da subordem Anisoptera (Aeshnidae e Gomphidae), pode ser explicada pelo fato de esses organismos possuírem mecanismos de homeostase mais eficientes e serem mais móveis, permitindo-lhes tolerar ampla gama de condições ambientais (Oliveira-Junior *et al.* 2015). Organismos do grupo indicador Hydroptilidae possuem preferência por habitats com maior fluxo e velocidade de água. Essas larvas também estão associadas a substratos de algas, tipicamente encontradas nos riachos da região Grupo Canastra (Pescador *et al.* 2004). As características físicas distintas em cada região nesse estudo podem estar atuando como filtros ambientais para as comunidades de macroinvertebrados bentônicos, possibilitando a sobrevivência e permanência de determinados grupos. Filtros

ambientais atuam em diversas escalas espaciais, como as escalas de riacho e de microhábitats, envolvendo fatores ambientais, como tamanho do riacho e velocidade da correnteza. Condições ambientais limitantes atuam portanto como filtros ambientais selecionando espécies ou grupos de indivíduos que ocorrem em determinado local (Poff 1997).

Diferenças regionais dentro da bacia

Em uma bacia hidrográfica e suas potenciais regiões, os fatores geofísicos influenciam a estrutura e composição das zonas ripárias, tipos de substratos predominantes, tipos de fluxos, potenciais entrada de nutrientes; afetando diretamente a disponibilidade de hábitats locais para as comunidades aquáticas (Allan 2004; Wang *et al.* 2008). Clima, regime hidrológico e origem geomorfológica podem determinar o tipo de vegetação na mata ciliar (Cooper *et al.* 2003), o que pode explicar as diferenças encontradas em relação a algumas métricas ambientais nas três regiões distintas. Em estudos em escala global foi verificado que a estrutura de comunidades de insetos aquáticos apresenta baixa previsibilidade, e variáveis ambientais tendem a influenciar essa estruturação e composição (Heino *et al.* 2015), sugerindo que não há um padrão global para comunidades de insetos aquáticos, sendo importante estudá-las em menores escalas, pois fatores locais podem estar influenciando a estrutura e composição de comunidades.

Os resultados encontrados corroboram estudos anteriores que afirmam que riachos pertencentes a uma mesma bacia possuem características distintas (p. ex., Omernik & Bailey 1997; Bailey *et al.* 2004; Sánchez-Montoya *et al.* 2007). Embora a Política Nacional de Recursos Hídricos defina a bacia hidrográfica como unidade de estudos (Brasil 1997), sugerimos que sejam observados os padrões e características

distintas presentes nos riachos em escala regional a fim de melhor monitorar seu estado de conservação e definir metas futuras de restauração de habitats.

Riachos de referência podem fornecer indícios da estrutura e do funcionamento naturais de comunidades e ecossistemas, incluindo informações sobre as espécies dominantes e intolerantes à poluição, diversidade de espécies e condições de habitats físicos. Em conjunto, essas características podem servir como parâmetros a serem utilizados como metas em futuras ações de restauração de riachos em uma mesma região (Hughes *et al.* 1986). Para a definição de áreas de referência, características regionais devem ser levadas em consideração, pois a bacia hidrográfica não é uma unidade homogênea devido às diferenças na estrutura ambiental e composição biológica. Esses resultados são de grande importância para subsidiar processos de seleção de áreas de referência em programas de biomonitoramento, e para o manejo de riachos de cabeceira no Cerrado brasileiro.

5. Conclusões

- A caracterização de riachos em condições de referência na bacia do rio Araguari indica que há diferenças de características morfológicas, composição taxonômica de comunidades de macroinvertebrados e características físicas e químicas de água, nas diferentes regiões da bacia.
- Declividade influenciou negativamente, e a presença de banco de folhas influenciou positivamente a riqueza e composição taxonômica de comunidades de macroinvertebrados bentônicos.

- Depósitos de detritos foliares são habitats fundamentais para conservação da biodiversidade em riachos no cerrado, atuando como ilhas de biodiversidade, oferecendo alimento e abrigo.
- Para a definição de áreas de referência, características regionais devem ser levadas em consideração, pois a bacia hidrográfica não é uma unidade homogênea devido às diferenças na estrutura ambiental e composição biológica.

6. Perspectivas Futuras

- Estudos futuros devem considerar:
 - i. Escala temporal e variação de estações climáticas (chuva e seca) para incorporar em suas referências as diferenças causadas pelo fator sazonal.
 - ii. Definição e caracterização de condições de referência em outras áreas, outras bacias e outros biomas, permitindo uma ampla base de dados para subsidiar programas de restauração e monitoramento.
 - iii. Caracterização de variáveis físicas, químicas e biológicas em riachos de cabeceira na bacia do Rio Araguari em diferentes níveis de distúrbio antrópico, para desenvolver modelos preditivos para este trecho da bacia.
 - iv. Avaliação de atributos funcionais dos macroinvertebrados presentes em cada uma das regiões, para aprofundar a definição e avaliação de quais filtros ambientais estão atuando na estruturação das comunidades em cada região.

7. Referências Bibliográficas

- Agra, J. U. M., Callisto, M., Ligeiro, R. (2015). Condições de referência em riachos tropicais: bases para monitoramento e conservação de recursos hídricos. In: 'VIII Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, Curitiba, 21-25 de setembro de 2015'. (Fundação Grupo Boticário).
- Allan, J. D. (2004). Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* **35**, 257–284.
- Allan, J. D., Castillo, M. M. (2007) 'Stream ecology: structure and function of running waters'. Springer: Netherlands.
- American Public Health Association (APHA) (1998). In: 'Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater' (Eds L. S. Clesceri, A. E. Greenberg, A. D. Eaton), 20^o ed. (American Public Health Association: Washington, DC).
- Anderson, M. J., Ellingsen, K. E. and McArdle, B. H. (2006). Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters*, **9**, 683–693.
- Bailey, R.C., Norris, R.H., Reynoldson, T.B. (2004). 'Bioassessment of Freshwater Ecosystems using the Reference Condition Approach.' Kluwer Academic Publishers: Boston.
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., Stribling, J. B. (1999). 'Rapid Bioassessment Protocols for use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish' 2nd ed. EPA 841-B-99-002. (Environmental Protection Agency: Washington, D. C.).
- Benda, L., Hassan, M. A., Church, M., and May C.L. (2006). Geomorphology of steepland headwaters: the transition from hillslopes to channels. *Journal of the American Water Resources Association* **4767**, 835–851.
- Boulton, A.J., 1999. An overview of river health assessment: philosophies, practice, problems and prognosis. *Freshw. Biol.* 41, 469–479.
- Boyero, L., Pearson, R. G., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Ramírez, A., Yule, C. M., Callisto, M., Pringle, C. M., Encalada, A. C., Arunachalam, M., Mathooko, J., Helson, J. E., Rincón, J., Bruder, A., Cornejo, A., Flecker, A. s., Mathuriau, C., M'Erimba, C., Gonçalves Jr., J. F., Moretti, M., and Jinggut, T. (2015). Leaf-litter breakdown in tropical streams: is variability the norm? *Freshwater Science* **34**, 759-769.
- Brasil (1972) Decreto nº 70.355, de 3 de abril de 1972. Criação do Parque Nacional da Serra da Canastra. Brasília, 3 de Abril de 1972.
- Brasil (1997) Lei 9.433, de 08 de janeiro de 1997. Política Nacional de Recursos Hídricos. Brasília, 8 de janeiro de 1997.
- Brasil (2000) Lei 9.985, de 18 de julho de 2000. Sistema Nacional de Unidades de Conservação. Brasília, 18 de julho de 2000.

- Bowman, M. F., & K. M. Somers. (2005). Considerations when using the Reference Condition Approach for bioassessment of freshwater ecosystems. *Water Quality Research Journal of Canada* **40**, 347–360.
- Bueno, B. A. D. A., Nunes, M. R., and Melo, C. (2012). Bills Favor Mining and Threaten Conservation of Brazilian Merganser (*Mergus octosetaceus*) at Serra da Canastra National Park, Minas Gerais, Brazil. *Natureza and Conservação* **10**, 64–71.
- Burnham K., and Anderson, D. (2002). 'Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretical Approach'. (Springer: New York).
- Callisto, M., Melo, A., Baptista, D., Golçalves, J., Graça, M., and Augusto, F. (2012). Future ecological studies of Brazilian headwater streams under global-changes. *Acta Limnologica Brasiliensia* **24**, 293-302.
- Callisto, M., Alves, C. B. M., Lopes J. M., Castro, M. A. (2014). 'Condições ecológicas em bacias hidrográficas de empreendimentos hidrelétricos'. (Companhia Energética de Minas Gerais: Belo Horizonte).
- Carmouze, J. P. (1994). 'O metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas'. (Edgar Blücher Ltda/Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo: São Paulo).
- CBHAraguari (2016). Comitê da Bacia Hidrográfica do rio Araguari. Disponível em: <http://www.cbharaguari.org.br/a-bacia/rio-araguari> [Acesso em: 16/03/2016].
- Chessman, B. C. (2004). Bioassessment without reference sites: use of environmental filters to predict natural assemblages of river macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* **23**, 599–615.
- Cooper, D. J., Andersen, D. C., and Chimner, R. A. (2003). Multiple pathways for woody plant establishment on floodplains at local and regional scales. *Journal of Ecology* **91**, 182-196.
- Costa, C., Ide, S., and Simonka, C. E. (2006). Insetos Imaturos-Metamorfose e Identificação. Holos, Ribeirão Preto.
- Cummins, K. W., Peterson, R. C., Howard, F. O., Wuychek, J. C., and Holt, V. I. (1973). The utilization of leaf litter by stream detritivores. *Ecology* **54**, 336–345.
- Dufrene M., and Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* **67**, 345–366.
- Faria, F.C., and Jordão, L. F. A. (2011). 'Resumo Executivo do Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Araguari'. (Execução: Monte Plan Ltda., Monte Carmelo, MG).
- Feio, M. J., Reynoldson, T. B., Ferreira, V., and Graça, M. A. S. (2007). A predictive model for freshwater bioassessment (Mondego River, Portugal). *Hydrobiologia* **589**, 55–68.

- Feio, M. J., Norris, R. H., Graça, M. A. S., Nichols, S. (2009). Water quality assessment of Portuguese streams: regional or national predictive models? *Ecological Indicators* **9**, 791–806.
- Feio, M. J. and Poquet, J. M. (2011). Predictive models for freshwater biological assessment: statistical approaches, biological elements and the Iberian Peninsula experience: a review. *International Review of Hydrobiology* **96**, 321–346.
- Feio, M. J., Ferreira, W. R., Macedo, D. R., Eller, A. P., Alves, C. B. M., França, J.S., and Callisto, M. (2013). Defining and testing targets for the recovery of tropical streams based on macroinvertebrate communities and abiotic conditions. *River Research and Applications* **31**, 70–84.
- Fernández, H. R., and Domínguez, E. (2001). Guia para la determinación de los artrópodos bentônicos sudamericanos. Universidad Nacional de Tucumán, San Miguel de Tucumán.
- Ferreira, W. R., Ligeiro, R., Hughes, R. M., Kaufmann, P. R., Oliveira, L. G., Callisto, M. (2014). Importance of environmental factors on the richness and distribution of benthic macroinvertebrates in tropical headwater streams. *Freshwater Science* **33**, 860-871.
- Ferreira, W. R., Ligeiro, R. Macedo, D. R., Hughes, R. M., Kaufmann, P. R., Oliveira, L., Callisto, M. (2015). Is the diet of a typical shredder related to the physical habitat of headwater streams in the Brazilian Cerrado? *Annales de Limnologie* **51**, 115-124.
- França, J. S., and Callisto, M. (2007). Coleção de macroinvertebrados bentônicos: ferramenta para o conhecimento da biodiversidade em ecossistemas aquáticos continentais. *Neotropical Biology Conservation* **2**, 3-10.
- França, J. S., Gregório, R. S., De Paula, J. D., Gonçalves, Jr. J. F., Ferreira, F. A., and Callisto, M. (2009). Composition and dynamics of allochthonous organic matter inputs and benthic stock in a Brazilian stream. *Marine and Freshwater Research* **60**, 990–998.
- Golterman, H. L., Clymo, R. S., and Ohmstad, M. A. M. (1978). 'Methods for physical and chemical analysis of freshwaters'. (Blackwell: London).
- Gonçalves Jr., J.F., and Callisto M. (2013). Organic-matter dynamics in the riparian zone of a tropical headwater stream in Southern Brasil. *Aquatic Botany* **109**, 8– 13.
- Gotelli, N. J., and Ellison, A. M. (2004). 'A primer of ecological statistics'. (Sinauer Associates: Massachusetts).
- Graça, M. A. S., Ferreira, W. R., Firmiano, K., França, J., Callisto, M. (2015). Macroinvertebrate identity, not diversity, is affected by substrate particle size in selected low order tropical streams. *Limnética* **34**, 29-40.
- Hamada, N., Nessimian, J.L., Querino, R.B. (2014). 'Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia'. (Editora do INPA: Manaus).

- Harrell, F. E. (2001). 'Regression Modeling Strategies: With Applications to Linear Models, Logistic Regression and Survival Analysis'. (Springer: New York).
- Hawkins, C. P., Olson, J. R., Hill, R. A. (2010) The reference condition: predicting benchmarks for ecological and water-quality assessments. *Journal of the North America Benthological Society* **29**, 312–343.
- Heino, J., Mykka, H., Kotanen, J., and Muotka, T. (2007). Ecological filters and variability in stream macroinvertebrate communities: do taxonomic and functional structure follow the same path? *Ecography* **30**, 217-230.
- Heino, J., Melo, A. S., Bini, L. M., Altermatt, F., Al-shami, S. A., Angeler, D. G., Bonada, N., Brand, C., Callisto, M., Cottenie, K., Dangles, O., Dudgeon, D., Encalada, A., Gothie, E., Gronroos, M., Hamada, N., Jacobsen, D., Landeiro, V. L., Ligeiro, R., Martins, R. T., Miserendino, M. L., Rawi, C. S. M., Rodrigues, M. E., Roque, F. O., Sandin, L., Schmera, D., Sgarbi, L. F., Simaika, J. P., Siqueira, T., Thompson, R. M., Townsend, C. R. (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.
- Herlihy, A. T., Paulsen, S. G., Van Sickle, J., Stoddard, J. L., Hawkins, C. P., Yuan, L. L. (2008). Striving for consistency in a national assessment: the challenges of applying a reference-condition approach at a continental scale. *Journal of the North America Benthological Society* **27**, 860–877.
- Hughes, R. M., Larsen, D. P., and Omernik, J. M. (1986). Regional reference sites: a method for assessing stream potentials. *Environmental Management* **10**, 629–635.
- Hughes, R. M. (1995). Defining Acceptable Biological Status by Comparing with Reference Conditions, In: 'Biological Assessment and Criteria'. (Eds W. S. Davis and T. P. Simon) pp. 31-47. (Lewis Publishers).
- IBAMA/Ministério do Meio Ambiente (2005). Plano de Manejo do Parque Nacional da Serra da Canastra. (Execução: Instituto Terra Brasilis de Desenvolvimento Sócio-Ambiental: Brasília).
- Jerez, V., and Moroni, J. (2006). Diversity of freshwater beetle of Chile. *Gayana* **70**, 72-81.
- Kaufmann, P. R., Levine, P., Robison, E.G., Seeliger, C., Peck, D. V. (1999). 'Quantifying Physical Habitat in Wadeable Streams - EPA/620/R-99/003'. (U.S. Environmental Protection Agency: Washington, D. C.).
- Kosnicki, E., Sefick, S. A., Paller, M. H., Jarrell, M. S., Prusha, B. A., Sterrett, S. C., Tuberville, T. D., Feminella, J. W., (2014). Defining the Reference Condition for Wadeable Streams in the Sand Hills Subdivision of the Southeastern Plains Ecoregion, USA. *Environmental Management* **54**, 494–504.
- Ligeiro, R., Hughes, R. M., Kaufmann, P. R., Macedo, D. R., Firmiano, K. R., Ferreira, W. R., Oliveira, O., Melo, A. S., Callisto, M. (2013). Defining quantitative stream disturbance

gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness. *Ecological Indicators* **25**, 45–57.

- Ligeiro, R., Ferreira, W., Castro, D., Firmiano, K. R., Silva, D., and Callisto, M. (2014). Macroinvertebrados bentônicos em riachos de cabeceira: múltiplas abordagens de estudos ecológicos em bacias hidrográficas. In: 'Condições ecológicas em bacias hidrográficas de empreendimentos hidrelétricos' (Org M. Callisto, C.B.M Alves, J. M. Lopes, and M.A. Castro) pp. 127-160. (Companhia Energética de Minas Gerais: Belo Horizonte, MG) (Serie Peixe Vivo, 2)
- Little, T. D., Lindenberger, U., and Nesselroade, J. R. (1999). On selecting indicators for multivariate measurement and modeling with latent variables: when “good” indicators are bad and “bad” indicators are good. *Psychological Methods* **4**, 192–211.
- Macedo, D. R., Pompeu, P. S., Morais, L., Castro, M. A., Alves, C. B. M., Franca, J. S., Sanches, B., Uchoa, J., and Callisto, M., (2014a). Uso e ocupação do solo, sorteio de sítios amostrais, reconhecimento em campo e realização de amostragens. In: 'Condições ecológicas em bacias hidrográficas de empreendimentos hidrelétricos' (Org M. Callisto, C.B.M Alves, J.M. Lopes, and M.A. Castro) pp. 47-68. (Companhia Energética de Minas Gerais: Belo Horizonte, MG) (Serie Peixe Vivo, 2).
- Macedo, D. R., Hughes, R. M., Ligeiro, R., Ferreira, W. R., Castro, M. A., Junqueira, N. T., Oliveira, D. R., Firmiano, K. R., Kaufmann, P. R., Pompeu, P. S. and Callisto, M. (2014b). The relative influence of catchment and site variables on fish and macroinvertebrate richness in Cerrado biome streams. *Landscape Ecology* **29**, 1001–1016.
- Mackereth, F. J. H., Heron, J., and Talling, J. F. (1978). 'Water analysis: some revised methods for limnologists'. (Freshwater Biological Association: Cumbria and Dorset).
- Merritt, R. W., and Cummins, K. W. (1996). 'An introduction to the aquatic insects of North America', 3rd ed. (Kendall/Hunt Publishing: DubuqueIowa).
- Mungnai, R., Nessimian, J. L., and Baptista, D. F. (2010). 'Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do estado do Rio de Janeiro'. (Technical Books Editora: Rio de Janeiro).
- Oliveira-Junior, J. M. B., Shimano, Y., Gardner, T. A., Hughes, R. M., De Marco Júnior, P., and Juen, L. (2015). Neotropical dragonflies (Insecta: Odonata) as indicators of ecological condition of small streams in the eastern Amazon. *Austral Ecology* **40**, 733–744.
- Omernik, J. M. and Bailey, R. G. (1997). Distinguishing between watersheds and ecoregions. *Journal of the American Water Resources Association* **33**, 935–949.
- Peck, D. V., Herlihy, A. T., Hill, B. H., Hughes, R. M., Kaufmann, P. R., Klemm, D. J., Lazor-Chak, J. M., McCormick, F. H., Peterson, S. A., Ringold, P. L., Magee, T., Cappaert, M. R. (2006). 'Environmental Monitoring and Assessment Program – Surface Waters Western Pilot Study: Field Operations Manual for Wadeable Streams. EPA 600/R-06/003'. (U.S. Environmental Protection Agency: Washington, DC.)

- Pérez, G. R. (1988). 'Guia para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos Del Departamento de Antioquia' (Fondo Fen: Antioquia).
- Pescador, M. L., Rasmussen, A. K., and Harris, S. C. (2004). 'Identification manual for the caddisfly (Trichoptera) larvae of Florida (Revised edition)'. (Department of Environmental Protection: Tallahassee).
- Petts, G. E. (2000). A perspective on the abiotic processes sustaining the ecological integrity on running waters. *Hydrobiologia* **422/423**, 15–27.
- 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**, 391-409.
- Reynoldson, T. B., Rosenberg, D. M., Resh, V. H. (2001). Comparison of models predicting invertebrate assemblages for biomonitoring in the Fraser River catchment, British Columbia. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **58**, 1395–1410.
- Ribeiro, K. T., and Freitas, L. (2010). Potential impacts of changes to Brazilian forest code in campos rupestres and campos de altitude. *Biota Neotropica* **10**, 239–246.
- Rodrigues, S. C. (2002). Mudanças ambientais na região do cerrado. Análise das causas e efeitos da ocupação e uso do solo sobre o relevo. O caso da bacia hidrográfica do rio Araguari, MG. *GEOSUP - Espaço e tempo* **12**.
- Rodrigues, A. S. L., Castro, P. T. A. (2008). Protocolos de avaliação rápida: instrumentos complementares no monitoramento dos recursos hídricos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* **13**, 161-170.
- Rodrigues, A. S. L., Castro, P. T. A., Malafaia, G. (2010). Utilização dos protocolos de avaliação rápida de rios como instrumentos complementares na gestão de bacias hidrográficas envolvendo aspectos da geomorfologia fluvial: uma breve discussão. *Enciclopédia Biosfera* **6**, 1- 9.
- Romero, R., and Nakajima, N. (1999). Espécies endêmicas do Parque Nacional da Serra da Canastra, Minas Gerais. *Revista Brasileira de Botânica* **22**, 259–265.
- Rose, P. M., Kennard, M. J., Sheldon, F., Moffatt, D. B., Butler, G. L. (2015). A data-driven method for selecting candidate reference sites for stream bioassessment programs using generalised dissimilarity models. *Marine and Freshwater Research*.
- Sánchez-Montoya, M. M., Puntí, T., Suárez, M. L., Vidal-Abarca, M. R., Rieradevall, M., Poquet, J. M., Zamora-Munõz, C., Robles, S., Álvarez, M., Alba-Tercedor, J., Toro, M., Pujante, A., Munné, A., Prat, N. (2007). Concordance between ecotypes and macroinvertebrate assemblages in Mediterranean streams. *Freshwater Biology* **52**, 2240–2255.
- Sánchez-Montoya, M. M., Vidal-Abarca, M. R., Puntí, T., Poquet, J. M., Prat, N., Rieradevall, M., Alba-Tercedor, J., Zamora-Muñoz, C., Toro, M., Robles, S., Álvarez, M., and

- Suárez, M. L. (2009). Defining criteria to select reference sites in Mediterranean streams. *Hydrobiologia* **619**, 39–54.
- Sánchez-Montoya, M. M., Arce, M. I., Vidal-Abarca, M. R., Suárez, M. L., Prat, N., and Gómez, R. (2012). Establishing physico-chemical reference conditions in Mediterranean streams according to the European Water Framework Directive. *Water Research* **46**, 2257–2269.
- Schwarzbald, A. (2000). O que é um rio?. *Ciência & Ambiente* **21**, 57-68.
- Silva, J. F., Farinas, M. R., Felfili, J. M. and Klink, C. A. (2006). Spatial heterogeneity, land use and conservation in the cerrado region of Brazil. *Journal of Biogeography* **33**, 536–548.
- Stoddard, J. L., Larsen, D. P., Hawkins, C. P., Johnson, R. K., and Norris, R. H. (2006). Setting expectations for the ecological condition of streams: the concept of reference condition. *Ecological Applications* **16**, 1267–1276.
- Strahler A. N. (1957). Quantitative Analysis of Watershed Geomorphology. *Transactions, American Geophysical Union* **38**, 913-920.
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., Cushing, C.E. (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **37**, 130–137.
- Vasconcelos, M. C., Melo, A. S. (2008) An experimental test of the effects of inorganic sediment addition on benthic macroinvertebrates of a subtropical stream. *Hydrobiologia* **610**, 321–329.
- Villamarín, C., Rieradevall, M., Paul, M. J., Barbour, M. T., and Prat, N. (2013). A tool to assess the ecological condition of tropical high Andean streams in Ecuador and Peru: The IMEERA index. *Ecological Indicators* **29**, 79–92.
- Vinagre, P. A., Pais-costa, A. J., Marques, J. C., Neto, J. M. (2015). Setting reference conditions for mesohaline and oligohaline macroinvertebrate communities sensu WFD: Helping to define achievable scenarios in basin management plans. *Ecological Indicators* **56**, 171–183.
- Von Sperling, E. (2012). Hydropower in Brazil: overview of positive and negative environmental aspects. *Energy Procedia* **18**, 110–118.
- Vörösmarty, J. C., McIntyre, P. B., Gessner, M.O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S. E., Sullivan, C. A., and Liermann, C. R. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* **467**, 555–561.
- Wang, L., Brenden, T., Seelbach, P., Cooper, A., Allan, D., Clark Jr., R., Wiley, M. (2008). Landscape Based Identification of Human Disturbance Gradients and Reference Conditions for Michigan Streams. *Environmental Monitoring Assess* **141**, 1–17.

- Winkler, L. W. (1888). Die Bertimmung des im wasser gelosten Sauer-stoffs, *Berichte der Deutschen Chemischen Gesellschaft* **21**, 2843-2854.
- Whittier, T. R., Stoddard, J. L., Larsen, D. P., Herlihy, A. T. (2007). Selecting reference sites for stream biological assessments: best professional judgment or objective criteria. *Journal of the North American Benthological Society* **26**, 349–360.

8. Anexos

Anexo 1 – Abundância de macroinvertebrados bentônicos e taxa indicadores nos riachos da região Filito

Região	Filito												
	8	9	10	11	12	19	22	23	24	26	27	28	29
Sítios amostrais	8	9	10	11	12	19	22	23	24	26	27	28	29
Aeshnidae	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetidae	14	18	10	6	2	3	14	6	0	0	1	4	15
Belostomatidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
Bivalvia	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Caenidae	0	38	5	1	0	0	9	0	0	0	0	0	1
Calamoceratidae	0	12	0	0	0	0	4	3	0	1	0	0	0
Calopterygidae	3	4	0	8	0	0	0	10	0	0	0	0	0
Ceratopogonidae	5	25	8	8	0	11	19	2	8	1	3	4	20
Chironomidae	348	698	280	366	23	35	318	56	41	57	15	125	259
Coenagrionidae	8	20	1	29	2	0	7	2	0	3	1	11	3
Collembola	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Corduliidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Corixidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
Corydalidae	7	7	0	10	2	0	9	13	0	4	2	5	2
Culicidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Dicteriadidae	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Dixidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dryopidae	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Dytiscidae	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ecnomidae	4	7	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0
Elmidae	421	313	75	67	54	8	204	94	13	17	153	159	43
Empididae	12	4	1	2	0	0	7	2	0	11	0	0	1

Euthyplociidae	0	7	2	12	1	0	12	0	0	1	0	1	0
Gerridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Glossosomatidae	35	1	0	5	0	4	15	6	0	0	8	7	34
Gomphidae	0	0	4	1	0	8	2	2	0	4	1	2	4
Gripopterygidae	0	10	0	0	0	1	0	2	1	0	0	0	0
Gyrinidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Helicopsychidae	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	8	0
Hirudinea	2	1	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydracarina	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Hydrobiosidae	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Hydrophilidae	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Hydropsychidae	179	93	0	38	11	0	57	19	4	21	24	13	1
Hydroptilidae	11	9	2	9	3	0	0	2	1	0	0	0	0
Hydroscaphidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leptoceridae	173	8	5	8	0	0	2	2	0	0	0	3	1
Leptohyphidae	182	120	7	137	13	12	94	26	3	72	17	18	27
Leptophlebiidae	195	51	18	211	23	1	64	12	0	0	48	31	10
Libellulidae	9	12	11	11	0	2	2	1	0	7	2	2	3
Lutrochidae	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Megapodagrionidae	5	6	0	6	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Muscidae	3	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Naucoridae	9	0	3	6	1	0	0	1	0	13	0	26	17
Nematoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1
Noteridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Notonectidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Odontoceridae	176	12	43	70	5	0	3	10	5	0	10	18	3
Oligochaeta	41	15	7	18	6	2	24	1	16	20	0	65	10
Perilestidae	0	3	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0

Perlidae	61	13	0	36	4	0	19	8	3	0	13	0	1
Philopotamidae	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0
Planariidae	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	9	0
Pleidae	2	1	0	1	0	0	1	1	0	0	0	2	0
Polycentropodidae	2	0	1	21	4	0	4	0	0	0	2	0	0
Psephenidae	7	3	3	13	11	0	64	13	0	1	18	6	8
Pseudostigmatidae	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psychodidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ptilodactylidae	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
Pyralidae	4	16	0	6	0	0	6	2	0	2	0	3	0
Scirtidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sialidae	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
Simuliidae	61	72	0	48	15	2	21	16	0	5	1	0	2
Syrphidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Staphylinidae	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
Tabanidae	6	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tipulidae	16	38	94	39	5	112	6	2	2	0	50	16	37
Veliidae	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1	0
Xyphocentronidae	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ABUNDÂNCIA	2008	1656	583	1204	190	206	992	319	100	245	369	547	503
RIQUEZA	36	40	23	36	20	16	30	30	13	21	18	27	23
Taxa Indicador			Corydalidae	Glossossomatidae	Odontoceridae	Psephenidae							
	p		0,0090	0,0106	0,0278	0,0031							
	IndVal		55	58	66	73							

Anexo 2 - Abundância de macroinvertebrados bentônicos e taxa indicadores nos riachos da região Xisto

Região	Xisto					
	Sítios amostrais	2	6	7	20	21
Aeshnidae	1	0	3	1	2	0
Baetidae	18	2	8	3	13	4
Belostomatidae	0	0	0	0	0	0
Bivalvia	0	0	0	0	0	0
Caenidae	23	0	0	71	3	9
Calamoceratidae	0	1	4	2	4	8
Calopterygidae	0	1	2	0	2	0
Ceratopogonidae	32	13	1	23	19	32
Chironomidae	191	38	94	793	153	583
Coenagrionidae	3	0	0	3	13	3
Collembola	0	0	0	0	0	0
Corduliidae	0	0	0	0	0	0
Corixidae	0	0	0	0	0	0
Corydalidae	0	0	0	3	7	0
Culicidae	10	0	0	0	0	0
Dicteriadidae	8	0	1	0	0	1
Dixidae	0	0	1	0	0	0
Dryopidae	0	0	0	1	0	0
Dytiscidae	1	3	1	0	0	1
Ecnomidae	0	0	1	1	0	0
Elmidae	8	9	27	28	113	82
Empididae	0	1	0	0	0	7
Euthyplociidae	0	0	0	0	0	28
Gerridae	1	0	0	1	0	1

Glossosomatidae	0	2	0	0	6	2
Gomphidae	4	8	3	6	7	0
Gripopterygidae	0	0	0	0	1	4
Gyrinidae	0	0	0	1	0	0
Helicopsychidae	1	1	0	2	0	4
Hirudinea	34	0	0	1	2	18
Hydracarina	0	0	0	0	1	0
Hydrobiosidae	0	0	0	0	0	0
Hydrophilidae	1	0	1	0	1	0
Hydropsychidae	0	0	1	0	9	34
Hydroptilidae	0	0	0	1	3	2
Hydroscaphidae	0	0	0	0	0	0
Leptoceridae	8	0	4	13	17	9
Leptohyphidae	80	1	0	42	45	65
Leptophlebiidae	93	5	11	22	43	77
Libellulidae	5	2	6	22	11	4
Lutrochidae	1	0	0	2	0	5
Megapodagrionidae	0	0	0	0	0	0
Muscidae	0	0	0	0	1	0
Naucoridae	0	2	0	0	0	9
Nematoda	1	0	0	0	0	1
Noteridae	0	0	0	0	0	0
Notonectidae	0	0	0	0	0	0
Odontoceridae	0	2	16	8	3	9
Oligochaeta	145	4	22	58	34	181
Perilestidae	0	0	0	0	4	0
Perlidae	4	3	18	3	13	20
Philopotamidae	0	0	0	0	0	0

Planariidae	0	0	0	1	0	0		
Pleidae	18	0	0	1	4	5		
Polycentropodidae	0	0	1	1	2	1		
Psephenidae	1	0	0	3	3	1		
Pseudostigmatidae	0	0	0	0	0	0		
Psychodidae	0	2	0	0	0	0		
Ptilodactylidae	0	0	0	0	0	0		
Pyralidae	0	0	1	1	0	0		
Scirtidae	2	0	0	0	0	0		
Sialidae	1	0	0	0	0	0		
Simuliidae	0	0	1	0	2	10		
Syrphidae	0	0	0	0	0	0		
Staphylinidae	0	0	0	0	0	0		
Tabanidae	0	0	0	3	0	0		
Tipulidae	12	8	6	33	10	14		
Veliidae	1	0	0	1	1	2		
Xyphocentronidae	0	0	0	0	0	0		
ABUNDÂNCIA	708	108	234	1155	552	1236		
RIQUEZA	29	20	24	33	33	34		
Taxa Indicador	p	Aeshnidae	Calamoceratidae	Dicteriadidae	Gerridae	Gomphidae	Hirundinea	Veliidae
	IndVal	0,0140	0,0207	0,0105	0,0058	0,0173	0,0153	0,0345
		45	51	45	50	53	59	41

Anexo 3 - Abundância de macroinvertebrados bentônicos e taxa indicadores nos riachos da região Quartzito

Região	Quartzito										
	Sítios amostrais	1	3	4	5	13	14	15	16	17	18
Aeshnidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
Baetidae	619	139	2	93	5	2	261	157	0	11	
Belostomatidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bivalvia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Caenidae	0	23	0	2	1	1	1	0	0	0	0
Calamoceratidae	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	2
Calopterygidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Ceratopogonidae	0	5	50	1	15	115	150	23	95	1	
Chironomidae	879	200	194	245	637	615	1060	771	1105	84	
Coenagrionidae	0	3	1	0	2	2	7	0	61	2	
Collembola	0	0	1	0	0	0	14	0	3	0	
Corduliidae	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0	
Corixidae	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	
Corydalidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
Culicidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	
Dicteriadidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Dixidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Dryopidae	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	
Dytiscidae	0	1	1	0	3	0	2	0	1	0	
Enomidae	0	1	0	0	0	0	0	0	3	0	
Elmidae	136	67	11	280	43	46	448	120	2	19	
Empididae	0	0	0	5	0	0	5	12	2	1	
Euthyplociidae	0	4	0	6	8	0	0	0	0	0	
Gerridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

Glossosomatidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gomphidae	0	0	0	0	0	0	1	0	4	0
Gripopterygidae	0	0	0	1	0	0	32	7	0	1
Gyrinidae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Helicopsychidae	2	1	0	1	0	1	0	1	0	1
Hirudinea	0	0	5	0	2	0	0	0	0	0
Hydracarina	3	1	0	0	1	0	2	2	0	0
Hydrobiosidae	21	3	0	0	0	1	0	2	0	0
Hydrophilidae	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
Hydropsychidae	1	0	5	1	0	14	87	18	5	1
Hydroptilidae	7	11	0	17	0	14	47	47	0	2
Hydroscaphidae	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
Leptoceridae	31	11	1	30	16	0	42	337	27	1
Leptohyphidae	0	14	0	25	1	1	63	21	0	0
Leptophlebiidae	22	69	15	39	22	2	147	48	118	13
Libellulidae	0	0	0	0	9	0	15	0	9	3
Lutrochidae	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Megapodagrionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Muscidae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Naucoridae	1	1	0	1	0	0	0	0	2	0
Nematoda	0	0	1	0	1	0	7	0	0	0
Noteridae	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0
Notonectidae	0	0	3	0	0	0	0	0	1	1
Odontoceridae	0	0	0	5	6	0	0	0	0	0
Oligochaeta	12	5	44	8	111	1	149	0	47	0
Perilestidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Perlidae	0	0	7	0	0	0	13	5	0	0
Philopotamidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1

Planariidae	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0
Pleidae	0	1	0	0	2	3	22	1	2	0
Polycentropodidae	0	5	1	1	0	0	0	2	0	0
Psephenidae	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
Pseudostigmatidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psychodidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ptilodactylidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pyralidae	85	11	1	1	0	4	30	9	48	0
Scirtidae	0	0	0	0	0	1	7	0	0	0
Sialidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Simuliidae	1860	0	90	9	0	10	366	1364	6	9
Syrphidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Staphylinidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Tabanidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Tipulidae	0	0	16	0	2	2	2	0	79	1
Veliidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
Xyphocentronidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
ABUNDÂNCIA	3682	585	454	775	893	836	2999	2947	1627	159
RIQUEZA	17	26	24	24	22	19	30	19	24	23
Taxa Indicador	p	Baetidae	Chironomidae	Hydracarina		Hydroptilidae		Notonectidae	Pyralidae	
	IndVal	0,0281	0,0359	0,0343		0,0430		0,0356	0,0157	
		80	53	39		55		30	68	