



MESTRADO PROFISSIONAL EM SUSTENTABILIDADE E TECNOLOGIA
AMBIENTAL

LORENA CRISTINA DOS SANTOS

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DA BACIA DO RIO FORMIGA,
UTILIZANDO MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS COMO
BIOINDICADORES**

BambuÍ- MG

2021

LORENA CRISTINA DOS SANTOS

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DA BACIA DO RIO FORMIGA,
UTILIZANDO MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS COMO
BIOINDICADORES**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Minas Gerais – IFMG, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental.

Orientadora: Prof.^a Dra. Grazielle Wolff de Almeida Carvalho.

Coorientador: Prof. Dr^o Mateus Ramos de Andrade

Linha de Pesquisa: Ecologia Aplicada.



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SECRETARIA DE EDUCAÇÃO PROFISSIONAL E TECNOLÓGICA
INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DE MINAS GERAIS
Campus Bambuí
Diretoria Geral
Diretoria de Pesquisa, Inovação e Pós-graduação
Seção de Pós-Graduação
Av. Professor Mário Werneck, 2590 - Bairro Buritis - CEP 30575-180 - Belo Horizonte - MG
37 3431 4900 - www.ifmg.edu.br

PARECER Nº 11

FICHA DE APROVAÇÃO

Dissertação de Mestrado, intitulada “Avaliação da qualidade da água da bacia do rio Formiga, utilizando macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores”, de autoria do mestrando em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental, Lorena Cristina dos Santos, aprovada pela Banca Examinadora de Defesa, em 29/10/2021, com a média de 100,0 pontos.

A análise das correções finais da dissertação sugeridas pela Banca Examinadora será feita somente pela professora orientadora.

A Defesa Pública contou com a presença de público interno do MPSTA Diovanni Antônio Resende, Elisângela Cristina da Silva Costa, Eduardo José da Silva, Tainara Silveira Leal Chicri e Nathália Pereira de Jesus, e também do público externo Ronne Franks, Leonardo Santos, Leticia Ribeiro, Rafaela Lorentz e Leonora Bruna, que após a divulgação da defesa pela Secretaria do MPSTA manifestaram interesse em assisti-la, dessa forma houve o cadastro e a liberação do link de acesso por parte da presidente da banca.

Bambuí (MG), 29 de outubro de 2021.



Documento assinado eletronicamente por AUREA LUIZA LEMES DA SILVA, Usuário Externo, em 31/10/2021, às 10:39, conforme art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



Documento assinado eletronicamente por Patrícia Pereira Gomes, Professora, em 31/10/2021, às 23:57, conforme art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



Documento assinado eletronicamente por Grazielle Wolff de Almeida Carvalho, Professora, em 02/11/2021, às 09:02, conforme art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



Documento assinado eletronicamente por Mateus Ramos de Andrade, Professor, em 08/11/2021, às 10:35, conforme art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



A autenticidade do documento pode ser conferida no site <https://sei.ifmg.edu.br/consultadocs> informando o código verificador 0994139 e o código CRC 456BBCC9.

S237a Santos, Lorena Cristina dos.

Avaliação da qualidade da água da Bacia do Rio Formiga, utilizando macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores. / Lorena Cristina dos Santos. – Bambuí, 2021.

151 f.: il.; color.

Orientadora: Prof.^a Dra. Grazielle Wolff de Almeida Carvalho.

Dissertação (Mestrado) - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Minas Gerais – Campus Bambuí, MG, Curso Mestrado Profissional em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental, 2021.

1. Macroinvertebrados. 2. Parâmetro físico-químico. 3. Biomonitoramento. I. Carvalho, Grazielle Wolff de Almeida. II. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Minas Gerais – Campus Bambuí, MG. III. Título.

CDD 576.1929

Dissertação dedicada aos meus pais, Geraldo e Neide, ao meu irmão Leonardo e ao meu companheiro Ronne, incentivadores e fontes de apoio, amor e compreensão.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela saúde, benção, força, sabedoria e iluminação durante toda caminhada.

Agradeço aos meus pais Geraldo e Neide que estiveram presente, apoiando e me incentivando em todos os momentos. Sou grata pelo amor recebido e toda aprendizagem. Ao meu querido irmão Leonardo, por ter sido o grande incentivador e apoiador da realização do mestrado e por ter acreditado no meu potencial. Ao meu companheiro Ronne, pelo apoio, dedicação e por viver esse sonho comigo.

Agradeço em especial a minha Orientadora Grazielle Wolff, por toda aprendizagem, compreensão, paciência, orientação, ajuda e atenção ao longo do mestrado. Obrigada por ter me escolhido! Agradeço também ao meu Coorientador Mateus Ramos, pelo apoio.

Agradeço à toda equipe de apoio: ao meu amigo Eduardo J. da Silva que contribuiu enormemente com ajuda e apoio, às minhas estagiarias Michele e Leticia. Vocês foram essenciais para realização desse trabalho.

Agradeço a todos meus professores do IFMG- Campus Bambuí que me influenciaram a seguir orgulhosamente minha carreira acadêmica, me fizeram compreender que a busca pelo conhecimento e a vontade de compartilhá-lo é fundamental.

Agradeço as parcerias, ao Centro Universitário de Formiga UNIFOR, na pessoa do Reitor Prof. Dr. Marco Antônio de Sousa Leão e ao SAAE na pessoa do Diretor Sr. Flávio Passos pela infraestrutura e subsídios proporcionados durante toda minha formação. A empresa Florestas Gerais Consultoria Ambiental LTDA, na pessoa do Coordenador Evandro, pelo apoio financeiro e acadêmico que possibilitou minha pesquisa e formação. E ao programa Vida Nova Rio Formiga, na pessoa do Coordenador Prof. José Ivo da Silva, pelo apoio e incentivo.

Ao Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Minas Gerais – IFMG, em especial a professora Simone Moreira, por toda aprendizagem e dedicação e ao Ronaldo dos Reis pelas orientações, sugestões e apoio.

Por fim agradeço a todos os envolvidos das diferentes formas de ajuda para minha formação. Agradeço ao privilegio de ter realizado uma pós-graduação de excelência cercada pelos melhores profissionais, do IFMG- Campus Bambuí. Obrigada a todos!

“Ao longe, ao luar, no rio uma vela,
serena a passar, que é que me revela?”

Fernando Pessoa.

“Águas escuras dos rios
Que levam a fertilidade ao sertão
Águas que banham aldeias
E matam a sede da população”

Guilherme Arantes.

RESUMO

Os afluentes têm sofrido modificações em diversas escalas locais, regionais e espaciais, devido às interferências antrópicas. As comunidades bentônicas presentes nos ecossistemas aquáticos respondem aos impactos ambientais, refletindo a qualidade da água, por isso são excelentes bioindicadoras. Diante do contexto, o biomonitoramento é uma ferramenta eficaz, uma vez que associado ao monitoramento tradicional resulta em um diagnóstico completo da qualidade da água. Neste sentido, o trabalho teve como objetivo realizar um estudo da composição e estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos na bacia do rio Formiga. Para alcançar esses objetivos, foram testadas as seguintes hipóteses: a estrutura da comunidade dos macroinvertebrados bentônicos se difere espacialmente na bacia do rio Formiga em função da qualidade da água e se há diminuição da riqueza taxonômica de boa qualidade de água nos pontos amostrais próximos da cidade, devido o lançamento de efluentes domésticos e industriais. Foram realizadas sete campanhas de coletas (quatro na estação chuvosa e três na estação seca) dos macroinvertebrados e de parâmetros físico-químicos da água pelo período de um ano (outubro/ 2019 a outubro 2020). Também foi aplicado o Protocolo de Avaliação Rápida (PAR). Para análise dos dados foram aplicados índices bióticos e métricas de diversidade, similaridade e abundância. Foram coletados 10.076 organismos, distribuídos em 57 taxas. A bacia do rio Formiga no trecho amostrado, apresentou água de qualidade boa à qualidade ruim, os parâmetros químicos que tiveram a maior variação foram oxigênio dissolvido, nitrogênio e condutividade elétrica, a jusante e a montante do perímetro urbano. A parâmetros físicos dividiu o trecho amostrado em duas áreas, uma mais natural (pontos a montante do perímetro urbano) e uma área impactada (no centro e a jusante do perímetro urbano). A comunidade bentônica também apresentou sua estrutura e composição diferentes nos pontos que compreendiam a área natural quando comparada com a área impactada. Os resultados mostraram a importância de utilizar o biomonitoramento de macroinvertebrados como bioindicadores da qualidade ambiental em ecossistemas aquáticos como o rio Formiga. O biomonitoramento junto às rotinas realizadas pelo Serviço Autônomo de Água e Esgoto (SAAE), possibilitando um melhor diagnóstico do ambiente bem como das respostas do ecossistema às diferentes intervenções na bacia. Sugere-se ainda a necessidade de aumentar esforços para recuperação, preservação e conservação do rio Formiga no perímetro urbano.

Palavras- chaves: Macroinvertebrados. Parâmetro físico-químico. Biomonitoramento

ABSTRACT

The tributaries have undergone modifications in several local, regional and spatial scales, due to anthropic interferences. The benthic communities present in aquatic ecosystems respond to environmental impacts, reflecting water quality, so they are excellent bioindicators. Given the context, biomonitoring is an effective tool, since associated with traditional monitoring results in a complete diagnosis of water quality. In this sense, the objective of this work was to carry out a study of the composition and structure of the benthic macroinvertebrate community in the Formiga River basin. To achieve these objectives, the following hypotheses were tested: the community structure of benthic macroinvertebrates differs spatially in the rio Formiga basin as a function of water quality and whether there is a decrease in the taxonomic richness of good water quality in the sampling points close to the city, due to the release of domestic and industrial effluents. Seven collection campaigns were carried out (four in the rainy season and three in the dry season) of macroinvertebrates and physical-chemical parameters of the water for a period of one year (October/2019 to October 2020). The Rapid Assessment Protocol (PAR) was also applied. For data analysis, biotic indices and metrics of diversity, similarity and abundance were applied. A total of 10,076 organisms were collected, distributed in 57 taxa. The Formiga River basin in the sampled section presented water of good quality to bad quality, the chemical parameters that had the greatest variation were dissolved oxygen, nitrogen and electrical conductivity, downstream and upstream of the urban perimeter. The physical parameters divided the sampled section into two areas, a more natural one (points upstream of the urban perimeter) and an impacted area (in the center and downstream of the urban perimeter). The benthic community also presented its structure and composition different in the points that comprised the natural area when compared to the impacted area. The results showed the importance of using macroinvertebrate biomonitoring as bioindicators of environmental quality in aquatic ecosystems such as the Formiga River. Biomonitoring together with the routines carried out by the Autonomous Water and Sewage Service (SAAE), enabling a better diagnosis of the environment as well as the ecosystem's responses to different interventions in the basin. It is also suggested the need to increase efforts for the recovery, preservation and conservation of the Formiga River in the urban perimeter.

Keywords: Macroinvertebrates. Physicochemical parameter. Biomonitoring

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1- Mapa da localização da bacia do rio Formiga em Minas Gerais.....	28
Figura 2- Mapa da Bacia do rio Formiga mostrando a hidrologia e expondo os pontos definidos da amostragem.....	29
Figura 3- Mapa da bacia do rio Formiga, com os pontos de amostragem distribuídos.....	31
Figura 4- Amostrador tipo suber.....	35
Figura 5- Rede de amostragem realizando a varredura.....	37
Figura 6- Procedimentos no laboratório- UNIFOR.....	38
Figura 7- Mapa de uso e ocupação do solo e pontos amostrais, na bacia do rio Formiga.....	45
Figura 8- - Distribuição da precipitação pluvial, período de 01 de outubro 2019 a 30 de outubro de 2020.....	47
Figura 9- Variação da temperatura média seca/ chuva nos pontos de amostragem.....	51
Figura 10- Variação da Condutividade Elétrica média seca/chuva nos pontos de amostragem.....	52
Figura 11- Variação do pH médio seca/chuva nos pontos de amostragem.....	54
Figura 12- Variação do Oxigênio Dissolvido médio seca/chuva nos pontos de amostragem.....	55
Figura 13- Variação do Fósforo total médio seca/chuva nos pontos de amostragem.....	57
Figura 14- Variação do Nitrogênio total médio seca/chuva nos pontos de amostragem.....	58
Figura 15- Variação da concentração média da Matéria Orgânica seca/chuva nos pontos de amostragem.....	59
Figura 16- Análise de componentes principais apresentando a separação as áreas amostradas da bacia rio Formiga em função das variáveis físico-químicas (Auto- valor eixo 1= 8.08527; Auto-valor eixo 2= 1.60844).....	61
Figura 17- Box plot da abundância média com desvio padrão dos macroinvertebrados coletados nas estações de	62
Figura 18- Gráfico da abundância por estação de coleta.....	63
Figura 19- Gráfico da riqueza total por estação de coleta.....	64
Figura 20-A- Chironomus (Diptera), B- Oligochaeta.....	67
Figura 21- A: Perlidae (Plecoptera), B: Odontoceridae (Trichoptera), C: Baetidae (Ephemeroptera), D: Hydroptilidae (Trichoptera).....	68
Figura 22- A: Libellulidae (Odonata), B: Elmidae (Coleoptera).....	69

Figura 23- Análise de Coordenadas Principais (PCoA) baseada na abundância dos seis pontos de coleta (P1, P2, P3, P4 P5, e P6), no período chuvoso e seco, utilizando o índice de similaridade Bry- Curtis.	72
Figura 24- Escalonamento Multidimensional não métrico em função da similaridade das espécies (índice de bry-curtis) por estação de coleta. Stress = 0,15. R ² eixo 1 = 0,59 e R ² eixo 2 = 0,27.	71
Figura 25- Dendrograma de análise de agrupamento das estações amostrais por meio da similaridade de Sorensen entre famílias de macroinvertebrados amostradas no período de out/ 2019 a out/ 2020 na bacia do rio Formiga.....	72
Figura 26- Diagrama de ordenação gerado pela Análise Correspondência Canônica utilizando as variáveis abióticas, dados faunísticos, e estações de amostragens da bacia hidrográfica do rio Formiga.	80
Figura 27- Grau de tolerância dos grupos por ponto de amostragem na bacia do rio Formiga.	85

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Identificação, localização e coordenadas dos pontos de coleta Bacia do rio Formiga.....	32
Tabela 2- Parâmetros utilizados na análise matemática dos dados da fauna de macroinvertebrados bentônicos.....	40
Tabela 3- Classes de qualidade de água e significado dos valores do BMWP'.....	42
Tabela 4- Valores de referência para o índice ASPT e o diagnóstico da água.....	43
Tabela 5- Pontuação obtida pela Porcentagem de EPT encontrados na bacia hidrográfica do rio Formiga.....	43
Tabela 6- Intervalos dos valores da razão entre EPT/Chironomidae e classes de qualidade da água.....	44
Tabela 7- Conservação de habitats categorizadas para a Bacia do rio Formiga.....	46
Tabela 8- Valores médios dos parâmetros químicos da água das estações seca e chuvosas, nos pontos amostrais.....	49
Tabela 9- Abundância de táxons por campanha no período Seco e Chuvoso.....	61
Tabela 10- Comunidade de macroinvertebrados bentônicos amostrados em outubro de 2019 a outubro de 2020 na Bacia do rio Formiga.....	64
Tabela 11 - Valores dos índices de Shannon (H') e Pielou (J'), no período chuvoso, dos pontos de amostragem na bacia do rio Formiga. (Houve diferença significativa entre os pontos pelo teste Kruskal-Wallis $H_c = 23,6$ e $p = 00,04$).....	70
Tabela 12- Valores dos índices de Shannon (H') e Pielou (J'), no período seco, dos pontos de amostragem na bacia do rio Formiga (não houve diferença significativa entre os pontos pelo teste Kruskal-Wallis).....	70
Tabela 13- Resultados que somaram 80% da explicação dos agrupamentos da Análise de SIMPER. Área 1: área natural (pontos 1 a 4); área 2: área impactada (pontos 5 e 6).....	72
Tabela 14- Macroinvertebrados bentônicos presentes na bacia do rio Formiga e suas respectivas pontuações do BMWP	74
Tabela 15- Avaliação da qualidade da água por meio do índice BMWP'.....	75
Tabela 16- Valores encontrados para o Índice Average Score per Taxon (ASPT) nos pontos amostrados da bacia do rio Formiga.....	77
Tabela 17- Pontuação obtida pelo índice % EPT e EPT/ Chironomidae para os macroinvertebrados bentônicos encontrados na bacia do rio Formiga.....	77

Tabela 18- Índices bióticos aplicados para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos da bacia do rio Formiga.....	79
Tabela 19- Métricas aplicadas para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos da Bacia do rio Formiga.....	82
Tabela 20- Abundância dos táxons amostrados na bacia do rio Formiga, classificados por seu grau de tolerância, conforme Callisto <i>et al.</i> (2004).....	83

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	15
REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
Impactos Ambientais nos ecossistemas aquáticos	17
Macroinvertebrados Bentônicos.....	19
Macroinvertebrados como bioindicadores de qualidade de água	20
Biomonitoramento.....	23
METODOLOGIA	26
Área de estudo.....	26
Localização da bacia do rio Formiga.....	26
Hidrologia.....	27
Clima e topografia	29
Seleção dos pontos de coletas	29
Material e Métodos.....	34
Tratamento dos dados	38
RESULTADOS E DISCUSSÃO	42
Caracterização do Uso e Ocupação do Solo	42
Protocolo de avaliação de habitats.....	44
Análise física, química e biológica da água.....	46
Temperatura da água.....	48
Condutividade Elétrica- CE.....	49
Potencial Hidrogeniônico- pH.....	51
Oxigênio dissolvido- OD	52
Fósforo total- P.....	54
Nitrogênio total- N.....	55
Matéria Orgânica	57
Comunidade de macroinvertebrados bentônicos da bacia do rio Formiga	60
Índices Bióticos	74
BMWP	74
BMWP-ASPT.....	76
Porcentagem EPT e Razão EPT/Chironomidae	77
Fatores abióticos e Estrutura da comunidade bentônica.....	80
Espécies indicadoras na bacia do rio Formiga.....	84
Produto Técnico.....	87

CONCLUSÃO.....	87
REFERÊNCIAS.....	90
ANEXO A: Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats	107
ANEXO B- Ficha de campo- Coleta de Macroinvertebrados	113
ANEXO C:Ficha de Triagem e Identificação de macroinvertebrados	114
ANEXO D- Licença de Pesca Científica- Categoria D	115
ANEXO E- Termos de parcerias.....	116
ANEXO F- Comprovação do Produto técnico.....	121
APÊNDICE- Produto Técnico.....	122
APRESENTAÇÃO	120
1. MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS	120
2. ÁREA DE ESTUDO	122
3. OBJETIVOS	122
4. PONTOS DE AMOSTRAGENS.....	123
5. MATERIAL E MÉTODOS.....	127
5.1 Amostragem.....	127
5.2 Processamento	128
6. TRATAMENTO DOS DADOS.....	130
7. RESULTADOS	133
7.1 Abundância	136
7.2 Riqueza	136
7.3 Índice de Diversidade de Shannon (H') e Equitabilidade de Pielou (J').....	138
7.4 Similaridade	139
7.5 Constância.....	140
7.6 Índice Biótico	141
7.6.1 BMWP.....	141
8. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	143
9. FASE DE PLANEJAMENTO.....	144
10. ANÁLISE E DISCUSSÃO.....	144
11. AÇÕES AMBIENTAIS.....	145
12. RELATÓRIO FOTOGRÁFICO	145
13. REFERÊNCIAS	148

INTRODUÇÃO

O rápido crescimento da urbanização e a busca pelo desenvolvimento econômico têm causado à exploração inconsequente dos recursos naturais e, o uso e ocupação do solo não planejado nas bacias hidrográficas (GUIMARÃES; RODRIGUE; MALAFAIA, 2017; LOPES *et al.*, 2020), e em consequência, causado uma série de impactos ambientais.

Os impactos da degradação na qualidade ecológica associados ao assoreamento e à eutrofização, à fragmentação de contínuos fluviais, à introdução de espécies exóticas e às alterações em regimes de vazões são os principais impactos antrópicos sobre os ecossistemas aquáticos (REID *et al.*, 2019).

Segundo Ribeiro (2004) os afluentes (cursos d'água que desaguam em outros rios) menores são os primeiros a serem impactados com urbanização. A situação piora quando essas áreas cortam cidades e drenam para um canal principal, onde os resíduos são liberados no meio ambiente sem qualquer tratamento prévio, tornando-se, assim, contribuintes consideráveis para a degradação ambiental.

Os corpos d'águas no Cerrado são altamente ameaçados pela regulação do fluxo (construção de barragens), poluição, assoreamento e espécies invasoras (CALLISTO *et al.*, 2019; MACEDO *et al.*, 2018; REID *et al.*, 2019; SÁNCHEZ-BAYO e WYCKHUYS, 2019). Além desses impactos o crescente consumo da água afeta na qualidade dos recursos hídricos disponibilizados (GANGLOFF *et al.*, 2016) e ameaça biodiversidade aquática (REID *et al.*, 2019).

Dessa forma, a associação do monitoramento biológico com as análises físico-químicas da água permite uma caracterização completa do ecossistema aquático, abrangendo os aspectos biológicos e a interação entre o meio físico, que se faz cada vez mais necessário para o manejo dos recursos hídricos. O biomonitoramento vem sendo aplicado como uma ferramenta essencial para avaliar e gerenciar os recursos hídricos (BUSS *et al.*, 2015; RUARO *et al.*, 2020), sendo que diversos estudos em ambientes aquáticos têm utilizado os macroinvertebrados bentônicos, devido ao seu potencial para programas de monitoramento de impacto antrópico de longo prazo (SIMBOURA *et al.*, 1995; EMERE e NASIRU, 2007; SPAAK e BAUCHROWITZ, 2010; ARIMORO *et al.*, 2015). O estudo dos riachos nesta região é de grande importância, visto que toda a bacia hidrográfica depende da manutenção de suas nascentes e entorno.

A região selecionada para o desenvolvimento do atual projeto foi a bacia do rio Formiga, inserida no cerrado mineiro. Esse rio é considerado um importante manancial de abastecimento

de água para o município de Formiga- MG. A bacia do rio Formiga ocupa uma área de 144 km², é constituída por 198 nascentes e fornece água para a zona rural e zona urbana. (ANA, 2020).

O monitoramento biológico dos riachos, portanto se faz necessário por proporcionar subsídios para um futuro plano de gestão e gerenciamento dos recursos hídricos da bacia do rio Formiga, fornecendo informações científicas aos tomadores de decisão do SAAE (Serviço Autônomo de Água e Esgoto de Formiga), autarquia municipal responsável pelo abastecimento de água da cidade

Diante da crise hídrica de 2014, o SAAE instituiu o Programa “Vida Nova Rio Formiga” onde o Decreto nº 7.122, de 18 de agosto de 2017, regulamenta a Lei nº 5.082, de 11 de janeiro de 2016 , que criou o projeto. Esse programa visa a conservação e preservação das nascentes e cursos d’água da bacia do rio Formiga que apresenta uma série de impactos antrópicos, como: desmatamento das matas ciliares para a agropecuária com o consequente assoreamento dos canais, a lixiviação de fertilizantes e agrotóxicos, contaminação por despejos de esgotos humanos e industriais, entre outros.

O objetivo principal desse trabalho é avaliar a qualidade da água na bacia do rio Formiga através do uso dos invertebrados aquáticos, a fim de subsidiar o SAAE em futuras tomadas de decisões. Até então o biomonitoramento ainda não era contemplado no programa de avaliação da qualidade da água da bacia do rio Formiga pelo programa do SAAE. Como objetivo específico este trabalho propôs verificar a variação sazonal na comunidade dos macroinvertebrados.

Visando alcançar o objetivo as seguintes hipóteses foram testadas:

- A estrutura e composição da comunidade dos macroinvertebrados bentônicos difere espacialmente na bacia do rio Formiga em função da qualidade da água.
- Há diminuição da riqueza taxonômica dos bioindicadores de boa qualidade de água nos pontos amostrais próximo da cidade, devido o lançamento de efluentes domésticos e industriais.

Além disso, um outro objetivo do presente estudo foi e a confecção do Produto Técnico, por meio da elaboração do Estudo Complementar do volume I do EIA e RIMA da Barragem de Captação de água do rio Formiga/MG.

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Impactos Ambientais nos ecossistemas aquáticos

Os ecossistemas de água doce estão entre os que mais sofrem com os impactos ambientais, desafiando uma longa história de extração de seus recursos para atender às demandas humanas (DUDGEON, 2010; DUDGEON *et al.*, 2006; NIETO *et al.*, 2017; REVENGA *et al.*, 2005). Além disso, a situação da qualidade ambiental em perímetros urbanos tem se agravado devido ao crescimento demográfico e ao desenvolvimento econômico, prejudicando a estrutura e funcionamento de ecossistemas (BOOTH *et al.*, 2016). Esses ecossistemas são especificamente frágeis, por causa de alterações humanas generalizadas, como canalização, poluição e construção de barragens e reservatórios (TURAK *et al.*, 2016). Além desses impactos as queimadas, tanto em áreas protegidas como em áreas onde há remanescentes de vegetação nativa, causa uma série de mudanças climáticas globais, acarretando o aumento do desmatamento para agricultura (STRASSBURG *et al.*, 2017).

A modificação no uso da terra em áreas marginais dos riachos é claramente um dos fatores mais graves que impactam a biodiversidade aquática (DALA-CORTE *et al.*, 2016; GREGORY *et al.*, 1991; JONES *et al.*, 1999). Os múltiplos usos do solo podem contaminar as águas, por causa das descargas de nutrientes, concentração de sedimentos no corpo d'água, oscilações na temperatura da água e aumento da poluição. Por conseguinte, as modificações na vegetação terrestre e no solo têm interferência na qualidade da água, com resultados negativos no índice de natalidade, sucesso reprodutivo, crescimento e desenvolvimento dos organismos aquáticos, incluindo os macroinvertebrados (SAUNDERS *et al.*, 2002; ABRAMOWICZ, 1996).

Um outro impacto recorrente é a remoção da vegetação ripária dos rios, a qual retira as barreiras naturais, tendo como consequência o carreamento de fertilizantes e herbicidas, além de desproteger as margens da erosão, o que favorece o transporte de sedimentos e o assoreamento do leito dos rios. Além disso, a ausência dessa vegetação intensifica o fluxo da correnteza, diminui a capacidade de retenção e infiltração da água no solo, e amplia os efeitos das enchentes e inundações (CALLISTO; GONÇALVES; MORENO, 2018).

Embora cada vez mais estudos estejam sendo desenvolvidos sobre os sistemas aquáticos tropicais, falta ainda esclarecer melhor o impacto da retirada da vegetação nativa sobre as

diferentes comunidades bentônicas, bem como os limites mínimos da sua preservação para evitar o declínio da biodiversidade (BREJÃO *et al.*, 2018; BRITO *et al.*, 2020).

O conhecimento dessas informações para orientar estratégias de gestão e legislação ambiental é fundamental, dada a expansão projetada de terras agrícolas para as próximas décadas, o que poderá levar à extinção de espécies e comprometer serviços ecológicos fundamentais como, por exemplo, a qualidade da água. A possibilidade de aumento da taxa de extinção na rica diversidade dos trópicos é particularmente relevante, já que essas regiões detêm a grande maioria da água doce do mundo (BARLOW *et al.*, 2018).

A avaliação da qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos tropicais é, portanto, extremamente importante para a gestão e conservação da água, dos recursos naturais e para a proteção da biodiversidade aquática (SÁNCHEZ-BAYO; WYCKHUYS, 2019). Esta avaliação pode permitir a implementação de práticas de gerenciamento mais eficientes para proteger e reabilitar os serviços de integridade e ecossistema, uma vez que resulta em um diagnóstico (BALDERAS *et al.*, 2016; REVENGA *et al.*, 2005).

Sabe-se que a ação humana é capaz de provocar perdas taxonômicas, principalmente em comunidades mais sensíveis com espécies especialistas (ou seja, espécies com nicho mais estreito), o que pode levar à homogeneização biótica (DEVICTOR *et al.*, 2010; MONDY *et al.*, 2016; LEITÃO *et al.*, 2016). Todavia, alguns autores chamam a atenção para o fato de os distúrbios humanos afetarem não somente a composição e riqueza taxonômicas, mas também a estrutura das comunidades de invertebrados bentônicos (ARCHAIMBAULT *et al.*, 2010; MONDY *et al.*, 2016; DING *et al.*, 2017).

Estas alterações afetam a qualidade das águas em função da desestruturação do ambiente físico, químico e biológico o que pode reduzir a abundância e diversidade dos organismos bentônicos (GOULART e CALLISTO, 2003; ALLAN, 2004). Em adição, essas ameaças podem ser observadas em múltiplas escalas espaciais (local, regional, global) e temporais, de modo que a biodiversidade é influenciada por um complexo e interconectado sistema (ROCKSTRÖM *et al.*, 2009; STEFFEN *et al.*, 2015; FIRMIANO *et al.*, 2017).

Isto é especialmente importante em ecossistemas de água doce, onde existem taxas mais altas de degradação e perda de espécies do que nos ecossistemas terrestres ou marinhos (REID *et al.*, 2019). Uma preocupação importante é que, após a interferência humana, a restauração e recuperação do ambiente para um estado anterior pode ser difícil, quando não impossível (VAN NES *et al.*, 2016), principalmente em cenários de perda de organismos fundamentais, situação em que não se poderia conhecer o estado natural (SOGA e GASTON, 2018).

Dessa forma, entender como as atividades antrópicas influenciam a qualidade de ecossistemas aquáticos é essencial na perspectiva de preservação de ecossistemas degradados, visando restabelecer sua integridade ecológica (JORGENSEN, 2015).

Macroinvertebrados Bentônicos

Os macroinvertebrados bentônicos possuem tamanho maior que 0,5 mm (ESTEVES, 2011), sendo organismos de hábito bentônico, ou seja, vivem fixados às pedras, cascalhos, folhas ou enterrados em sedimentos, lama ou areia (ZARDO *et al.*, 2013). Os macroinvertebrados são representados por diferentes táxons: Insecta, Annelida, Nematoda, Crustacea, Mollusca e alguns Turbellaria e Bryozoa (ROSENBERG e RESH, 1993; KUHLMANN *et al.*, 2012)

Como integrantes da comunidade aquática, os macroinvertebrados atuam na decomposição tanto de detritos como das folhas de matas ciliares. Sua alimentação é baseada em microrganismos e outros invertebrados, mas também servem de alimento, fornecendo energia para outros níveis tróficos superiores, tais como aves aquáticas, anfíbios, répteis e peixes, sendo importantes em diversas cadeias alimentares (GRAÇA, 2001; CALLISTO *et al.*, 2019). Além disso, são particularmente importantes por participarem da ciclagem de nutrientes, bem como da liberação de nutrientes na corrente d'água, durante o processo de construção de tocas e tubos, conhecidos como bioturbação (FERRO, 2013).

Os organismos bentônicos possuem ainda diferentes hábitos alimentares, restritos pelo tipo de processamento dos alimentos, sendo por essa razão divididos nos seguintes grupos funcionais (MERRIT e CUMMINS, 1996; ALLAN 1995):

- Fragmentadores: podem ser herbívoros ou detritívoros, alimentam-se de tecido vegetal;
- Coletores: podem ser detritívoros ou filtradores, alimentam-se de matéria orgânica particulada fina (MOPF),
- Raspadores: possui uma alimentação baseada em perifíton fixados em superfícies sólidas e orgânicas;
- Predadores: possuem alimentação baseada em invertebrados aquáticos ou de pequenos vertebrados;
- Parasitas: alimentam-se de outros organismos vivos.

- Generalistas: participam de mais de uma guilda trófica, conforme a disponibilidade de alimento (BARBOLA *et al.*, 2011)

A comunidade bentônica está presente em vários tipos de ambientes aquáticos, tais como nascentes, riachos, rios, lagos, reservatórios e pântanos. Nesses ambientes, podem ser encontrados em diversos habitats: em zonas hiporréicas (grego: *hipo* (sob) e *rheos* (rio), em sedimentos, na superfície da água, em sistemas aquáticos temporários (tais como poças que se formam após as chuvas) e em águas salobras, salgadas ou hipersalinas (CALLISTO *et al.*, 2021).

Essas variações estão associadas a diferenças nas características físicas do habitat, qualidade da água, colonização histórica, frequência e magnitude das perturbações (CLARKE *et al.*, 2008; LIGEIRO *et al.*, 2010; MCGARVEY e TERRA 2015).

Cada rio e riacho apresenta um padrão de distribuição particular da diversidade biológica entre os grupos taxonômicos (LIGEIRO *et al.*, 2010; HUGHES *et al.*, 2012; MCGARVEY e TERRA, 2015). Essa distribuição implica também em um uso diferenciado de recursos, o que pode ser observado no desenvolvimento de diferentes populações e comunidades em variados tipos de substrato (TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2008; MERRITT; CUMMINS; CAMPBELL, 2014).

Portanto, fatores como a complexidade de habitats juntamente com outras variáveis limnológicas, são determinantes na composição e estrutura da comunidade bentônica (FERREIRA; SOUZA; MORAES, 2020).

Macroinvertebrados como bioindicadores de qualidade de água

Entende-se por “bioindicador” um grupo de espécies ou comunidades biológicas cuja quantidade, distribuição e presença possam indicar o tamanho de impactos ambientais em um ecossistema (CALLISTO; GONÇALVES; MORENO, 2018), bem como a alteração de suas funções vitais ou sua composição química (KAPUSTA, 2008).

O uso de bioindicadores ou indicadores biológicos permite a avaliação integrada dos efeitos ecológicos causados por diferentes fontes de poluição (ROSENBERG e RESH 1993; CALLISTO; GONÇALVES; MORENO, 2018). Neste sentido, os bioindicadores podem medir as condições ecológicas e o nível de desequilíbrio ao qual um determinado ambiente está sujeito (MARTINS *et al.*, 2015; FERREIRA, 2006).

Os macroinvertebrados bentônicos são organismos muito recomendados para avaliações de mudanças do ambiente (MARTINS *et al.*, 2015). Esses organismos possuem estreita relação com os habitats físicos, oferecendo respostas aos fatores que atuam em escala espacial que afetam sua composição taxonômica, sua distribuição e a abundância das comunidades (DOHET *et al.*, 2008).

Os macroinvertebrados são eficazes indicadores de qualidade de água e têm sido frequentemente utilizados em bioavaliação, isso porque possuem sensibilidade a alterações ambientais em consequência de ações antropogênicas, amostragem simples e grande espectro de respostas ecológicas (MORAIS, 2017; CALLISTO, CASTRO, FRANÇA, 2020). É um excelente indicador biológico devido às seguintes características: possuem baixa mobilidade ao longo do leito do rio, habitam o sedimento aquático ao longo do maior período de seu ciclo de vida, alimentam-se de materiais no sedimento, apresenta ampla distribuição geográfica, sua amostragem é relativamente fácil e de baixo custo (BARBOUR *et al.*, 1999; BUSS, BAPTISTA, NESSIMIAN, 2003).

Os macroinvertebrados bentônicos são alguns dos bioindicadores de impacto ecológico mais onipresentes e amplamente utilizados pela sua capacidade de responder previsivelmente a modificações em ambientes lóticos (KLEMM *et al.*, 2003; BONADA *et al.*, 2006; FERREIRA *et al.*, 2017). Além disso, a estrutura de seus agrupamentos aparece fortemente correlacionada com a condição do ecossistema, em escalas local e regional (FERREIRA *et al.*, 2014; LIGEIRO *et al.*, 2013; MACEDO *et al.*, 2016). Sendo assim, a partir de avaliações adequadas de suas comunidades pode-se conseguir informações sobre distúrbios antropogênicos em ecossistemas lóticos (LIBÓRIO e TANAKA, 2016) e melhorar a gestão ecológica de pequenas barragens hidrelétricas (LINARES, CALLISTO, MARQUES, 2018).

De acordo com Gichana *et al.* (2015), as atividades humanas sobre os corpos hídricos podem afetar a distribuição dos macroinvertebrados bentônicos ao longo do leito dos rios. Entender essas dinâmicas e interações é importante para a compreensão da interferência das atividades antrópicas nesses ambientes aquáticos (WANG, ZHANG, YANG, 2016). Isso pode fornecer informações importantes para ajudar na gestão ambiental.

A utilização destes insetos aquáticos se justifica segundo descrito por Rosenberg e Wiens (1976); Myslinski e Ginsburg (1977); Lynch *et al.*, (1988); Hare e Campbell (1992); Goodyear e McNeill (1999); Callisto, Moretti, Goulart (2001); Macedo *et al.*, (2016); Morais *et al.*, (2016):

a) são cosmopolitas e abundantes em todos os tipos de ambientes aquáticos; b) a maioria dos organismos é visível a olho nu; c) a maioria possui características ecológicas bem conhecidas; d) são sedentários (ou com mobilidade restrita), por isso permanecem em uma pequena área e possuem um longo ciclo de vida; e) são bentônicos, permitindo a associação com as condições do sedimento; f) são facilmente coletados com equipamentos de baixo custo; g) possui a vantagem de avaliar a qualidade da água tanto na coleta quanto a longo prazo, o que permite caracterizar os efeitos dos impactos em diferentes escalas temporais; h) capacidade de responder rapidamente a mudanças em seus ambientes.

Uma das repostas dos macroinvertebrados quando os ambientes naturais sofrem alterações é sensibilidade, em que os táxons sensíveis são perdidos e os tolerantes prevalecem (DAVIES e JACKSON, 2006; KING e BAKER, 2014). Conforme a tolerância às adversidades ambientais, pode-se classificar os macroinvertebrados bentônicos em três grupos principais: a) organismos sensíveis ou intolerantes, b) organismos tolerantes e, c) organismos resistentes (GOULART e CALLISTO, 2003).

O primeiro grupo é formado principalmente por insetos aquáticos das ordens Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera (EPT), os quais compõem ricas comunidades em riachos pedregosos de baixa e média ordem. Esses organismos são sensíveis a perturbações ambientais e ocorrem em águas limpas e bem oxigenadas, pois necessitam de elevadas concentrações de oxigênio dissolvido na água, sendo geralmente encontrados em ambientes com alta diversidade de habitats e micro habitats (GOULART e CALLISTO, 2003). Portanto, as comunidades EPT são frequentemente consideradas como indicadores de boa qualidade de água (ROSENBERG e RESH, 1993).

As ninfas de efemérida, por exemplo, são consideradas boas bioindicadoras, pois são bastante diversas, abundantes em riachos em boas condições ecológicas (BAUERNFEIND e MOOG, 2000; DEDIEU *et al.*, 2016, representam múltiplos níveis tróficos (BRITAIN, 1991) e são relativamente fáceis de identificar (DOMÍNGUEZ *et al.*, 2006).

O segundo grupo é composto principalmente por representantes das ordens Heteroptera, Odonata e Coleoptera. Neste grupo a necessidade de concentrações de oxigênio dissolvido é menor, já que parte dos representantes deste grupo, como os Heteroptera, adultos de Coleoptera e alguns Pulmonatas (Gastropoda) utilizam o oxigênio atmosférico (GOULART e CALLISTO, 2003).

O terceiro grupo é formado principalmente por larvas de Chironomidae e outros Diptera e por toda a classe Oligochaeta. Estes organismos são capazes de viver em condição de anóxia (redução total de oxigênio) por várias horas. São detritívoros e se alimentam de matéria orgânica depositada no sedimento, o que favorece a sua adaptação aos mais diversos ambientes (GOULART e CALLISTO, 2003).

Para melhor compreender essa classificação de Goulart e Callisto (2003) quanto à tolerância frente às adversidades ambientais, foi criado um esquema que divide os ambientes classificados em preservados, de baixo impacto e alto impacto, distribuindo os organismos bentônicos de acordo com o limite de tolerância.

Vários métodos podem ser utilizados para interpretar os dados fornecidos pelos bioindicadores. Esses métodos podem ser amplamente agrupados sob dois tópicos: métodos para avaliar a composição da comunidade (medidas de diversidade, taxa indicativa, medidas de similaridade) e métodos para determinar a função da comunidade (abundância das espécies, composição das espécies, produtividade primária e função do ecossistema) (QUEIROZ *et al.*, 2000)

Biomonitoramento

O biomonitoramento já foi estabelecido como uma ferramenta-chave para avaliar e gerenciar recursos hídricos no mundo todo (RUARO e GUBIANI, 2013; BUSS *et al.*, 2015; RUARO *et al.*, 2020) e os macroinvertebrados estão entre os indicadores biológicos mais usados na avaliação da condição ecológica nos ambientes aquáticos (KARR e CHU, 1999; BONADA *et al.*, 2006).

O biomonitoramento é uma técnica que auxilia no diagnóstico dos ecossistemas. Trata-se de uma maneira de avaliar a qualidade das águas e a “saúde” de seus ecossistemas. Consiste no uso sistemático de respostas biológicas para avaliar mudanças ambientais, normalmente antropogênicas, com o intuito de usar esta informação em um programa de controle de qualidade (DANZE e VERCELLINO, 2018).

Assim, o estudo das variáveis biológicas, ou monitoramento biológico, pode ser definido como o uso sistemático das respostas de organismos vivos, especialmente aqueles que apresentam sensibilidade ou tolerância a vários fatores, para avaliar alterações ocorridas no ambiente (BUSS *et al.*, 2004) e utilizar as informações assim obtidas num programa de controle de qualidade do meio (SILVEIRA *et al.*, 2005).

Os principais métodos envolvidos em programas de biomonitoramento abrangem o levantamento e avaliação de modificações na riqueza de espécies e índices de diversidade; abundância de organismos resistentes; perda de espécies sensíveis; medidas de produtividade primária e secundária; sensibilidade a concentrações de substâncias tóxicas, entre outros (BARBOUR *et al.*, 1999). É fundamental ressaltar que por meio da aplicação de ferramentas

de avaliação ambiental é possível fiscalizar a perda real da diversidade, e assim manter a integridade dos ecossistemas aquáticos (MUGNAI *et al.*, 2010).

No Brasil, a Resolução CONAMA nº 357/05, que dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e estabelece diretrizes ambientais para o seu enquadramento, mostra o monitoramento como medição ou verificação de parâmetros de qualidade da água, que pode ser contínua ou periódica, usada para acompanhamento da condição e controle da qualidade do corpo de água. Em seu artigo 8º, parágrafo 3º, dispõe ainda sobre a utilização dos indicadores biológicos na avaliação da qualidade dos ambientes aquáticos, usando organismos e/ou comunidades aquáticas (BRASIL, 2005). A ideia de que espécies podem ser utilizadas para indicar certas condições ambientais tem sido verificada com bastante frequência ao longo da história.

A expansão de programas de monitoramento biológico a longo prazo, sob essa ótica, pode fornecer informações sobre mudanças temporais de condições ecológicas, pois os macroinvertebrados respondem às características naturais e aos impactos causados no ecossistema aquático (CALLISTO *et al.*, 2012).

O biomonitoramento utilizando os macroinvertebrados bentônicos é realizado, principalmente, por meio da aplicação de diferentes protocolos de avaliação, índices biológicos e multimétricos, tendo como fundamento a utilização de bioindicadores de qualidade de água e habitat (GOULART e CALLISTO, 2003). Em conjunto com o biomonitoramento, o levantamento da complexidade do habitat físico auxilia na compreensão da composição e estrutura de comunidades de macroinvertebrados em riachos (FERREIRA *et al.*, 2014; MACEDO *et al.*, 2014).

Uma das formas de avaliar a complexidade de habitats físicos é a aplicação de um protocolo de avaliação rápida (PAR) de rios, que verifica atributos como substrato de fundo, complexidade do habitat submerso, qualidade dos remansos, estabilidade e proteção contra assoreamento, e grau de proteção fornecido ao ambiente pela cobertura vegetal ripária (RODRIGUES *et al.*, 2008). Ao final do procedimento, os valores atribuídos a cada situação ambiental são somados e comparados a uma condição de referência descrita como ideal, ou seja, aquela que mostra os melhores aspectos do habitat relacionados no PAR de integridade ambiental, contribuindo para uma caracterização final (MINATTI-FERREIRA, 2004).

O enfoque de avaliação rápida de habitats tem sido desenvolvido no sentido de obter uma descrição geral da qualidade do habitat físico, pontuando vários atributos de ótimo a pobre, com a utilização de observações visuais e um mínimo de medidas ambientais (HANNAFORD *et al.*, 1997). Dessa forma, a averiguação de habitats utilizando protocolos simplificados pode

ser um componente importante em programas de monitoramento ambiental, fornecendo uma oportunidade para verificar os níveis de impactos antrópicos em trechos de bacias hidrográficas (GALDEAN *et al.*, 2000; CALLISTO *et al.*, 2002).

O sistema integrado análise de métricas biológicas e informações sobre uso da terra, habitat físico condições e qualidade da água concedem a avaliação ecológica em múltiplos escalas espaciais (MACEDO *et al.*, 2016, FERREIRA *et al.*, 2017, CASTRO *et al.*, 2017).

Para complementar o biomonitoramento, deve-se realizar o monitoramento das características físico-químicas da qualidade da água, avaliando pH, condutividade, temperatura, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), fosfato, nitrato e nitrito, entre outros parâmetros que permitem compreender as condições atuais do ambiente. No entanto, além do alto custo dessas análises, são necessários períodos longos de amostragem para afirmar as causas e os efeitos de uma possível contaminação (LIMA *et al.*, 2018).

Segundo Goulart e Callisto (2003), o monitoramento de variáveis físicas e químicas tem certas vantagens na avaliação de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos: identificação imediata de alteração nas propriedades físicas e químicas da água; constatação precisa da variável alterada, e determinação destas concentrações alteradas. Contudo estas análises apresentam algumas desvantagens, como a descontinuidade temporal e espacial das amostragens. A amostragem de variáveis físicas e químicas oferece somente uma fotografia momentânea do que pode ser uma situação altamente dinâmica (WHITFIELD, 2001).

As avaliações químicas da água e da estrutura física do habitat bem como das condições da paisagem ribeirinha não conseguem explicar nem a metade das mudanças das condições biológicas (HUGHES, 2019; USEPA, 2016) além de serem extremamente sensíveis ao esforço de amostragem e variações naturais (HUGHES, 2019), ou seja, podem apresentar dados imprecisos e resultados inconclusivos.

Nessa conjuntura, para o monitoramento e avaliação dos recursos hídricos devem ser usadas as análises físicas e químicas em associação com o biomonitoramento. A união dessas análises melhora o diagnóstico da qualidade ambiental dos ecossistemas por serem complementares e convergentes (DORNFELD, 2006).

Em resumo, verifica-se a necessidade de um constante monitoramento do meio ambiente, com a finalidade de averiguar as modificações que levam à perda da saúde dos ecossistemas naturais, conseqüentemente à profundas repercussões sociais e econômicas (MARTINHO *et al.*, 2016). E esse monitoramento contínuo funciona como um alerta da qualidade ambiental, ou das respostas procuradas, sendo os bioindicadores e os biomarcadores,

ferramentas ideais para essa avaliação (VAN DER OOST *et al.*, 2003; BORGES *et al.*, 2010; BORGES *et al.*, 2013; BORGES,2015).

METODOLOGIA

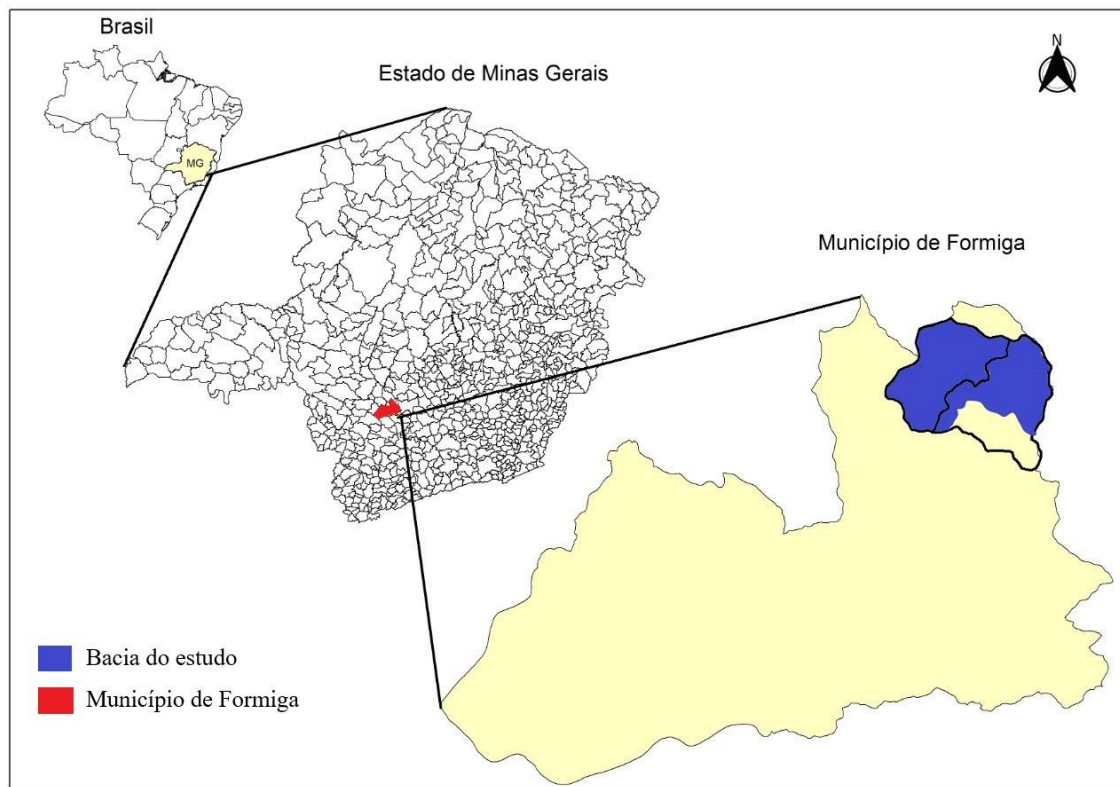
Área de estudo

Localização da Bacia do rio Formiga

A área de estudo selecionada foi a Bacia do rio Formiga- MG que possui 142 km² de área e aproximadamente 198 nascentes conhecidas (figura 1), a qual, aflui para o lago de Furnas na Bacia do Rio Grande- MG. A bacia do rio Formiga compreende as seguintes sub- bacias: sub-bacia do ribeirão Barra Mansa com 60,39 km², sub-bacia do rio Padre Trindade de área de 82,45 km²e duas menores que são a sub-bacia Morro das Pedras e Córrego do Fidelis (BRASIL, 2016).

A bacia do rio Formiga é localizada no Sudeste do Brasil, no Cerrado, na Microrregião de Formiga e Mesorregião Centro-Oeste do Estado de Minas Gerais, conforme a divisão geográfica do Estado. Grande parte da Bacia encontra-se no município de Formiga – MG (BRASIL, 2016). A área da pesquisa foi escolhida devido a importância que desempenha para cidade por seu potencial hídrico, que abastece uma grande parte da zona rural e toda população urbana do município.

Figura 1- Mapa da localização da bacia do rio Formiga em Minas Gerais



Fonte: SIQUEIRA, 2019.

O perímetro urbano de Formiga está localizado na latitude $20^{\circ}27'52.38''$ S e na longitude $45^{\circ}25'38.40''$ W. Possui divisa com os seguintes municípios: a norte – Pains, Córrego Fundo, Arcos, Santo Antônio do Monte e Pedra do Indaiá; a sul – Candeias e Cristais; a oeste – Pimenta e Guapé; e a leste – Itapecerica. O município possui cerca de 67.683 habitantes, distribuídos em uma área de aproximadamente $1.501,915 \text{ km}^2$ (IBGE, 2019).

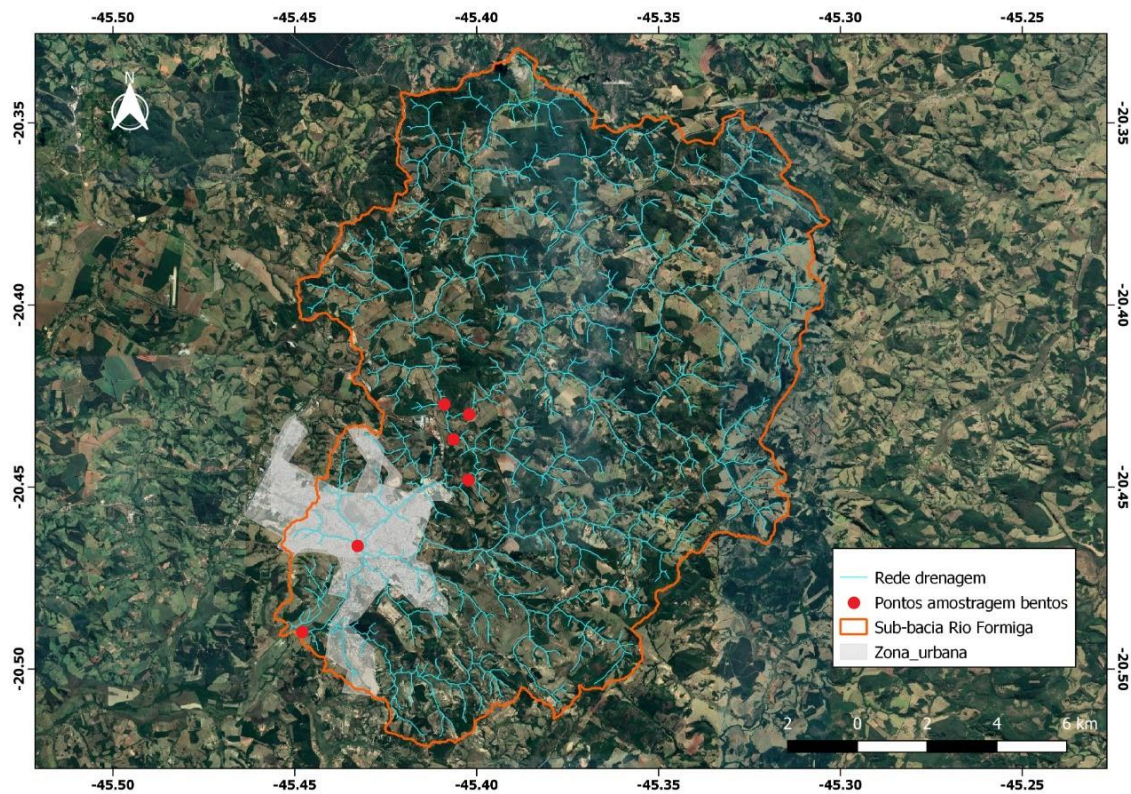
Hidrologia

Formiga é um município favorecido pela extensa quantidade de corpos hídricos existentes nessa região. Como por exemplo, podem ser destacados os seguintes rios Pouso Alegre, Rio Santana, rio Lambari, rio Mata Cavalo e o rio Formiga, esse último cruza a região central do perímetro urbano (FORMIGA, 2016). A rede de drenagem (Figura 2) da área é formada pelos Córregos Buritis e Cachoeira do Areião, tributários do Ribeirão Barra Mansa. O córrego Morro das Pedras se junta aos afluentes Ribeirão do Morro Cavado e formam o Rio Padre Trindade que, por sua vez, se une ao Ribeirão Barra Mansa formando o rio Formiga.

Após junção, ele percorre aproximadamente 30 km até desaguar no Lago da Hidrelétrica de Furnas (Rio Grande) (FORMIGA, 2006).

A Figura 2 expõe a rede de drenagem e os pontos de amostragem na bacia do rio Formiga, é possível observar a rede de drenagem e o perímetro urbano.

Figura 2- Mapa da Bacia do rio Formiga mostrando a hidrologia e expondo os pontos de amostragem definidos.



Fonte: SIQUEIRA, 2019.

Clima e topografia

O clima do município de Formiga é Tropical de Altitude, apresentando temperatura média anual entre 21,8° C a 23.0°C (Plano Municipal de Saneamento Básico - PMSB, 2016). Pode ser caracterizado por ser mesotérmico, úmido, com chuvas torrenciais e chuvas orográficas (PMSB, 2016).

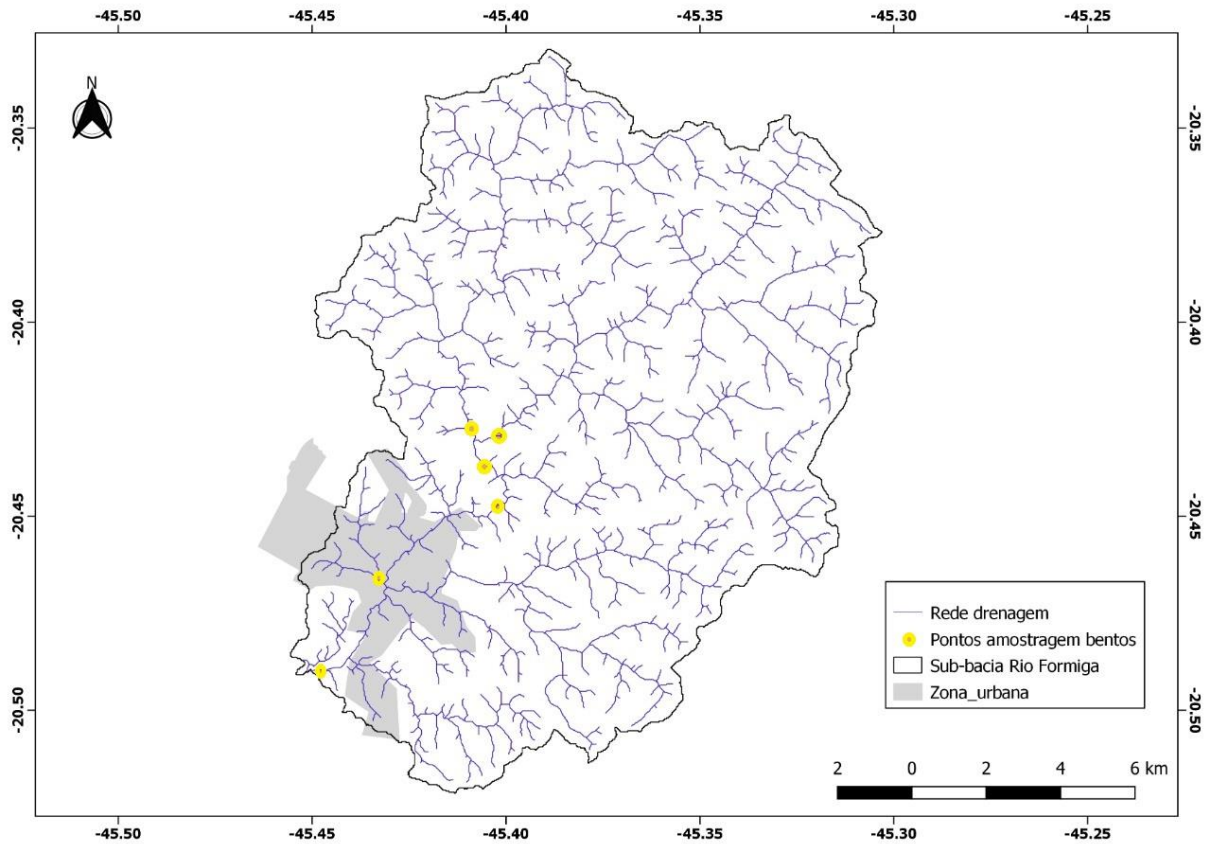
A vegetação da região é típica do Bioma Cerrado. Possui um relevo representado por morros de vertentes muito íngremes com topo aplainado e geralmente de rocha maciça, sendo encontrados na região os minérios de calcário, areia, argila e granito (BRASIL, 2016). O município possui uma altitude máxima de 1125 metros na Serra Capão da Mata, altitude mínima de 785 metros na Represa de Furnas e o ponto central da cidade apresenta 841,45 metros (FORMIGA, 2006).

Seleção dos pontos de coletas

O estudo foi realizado no período de outubro/2019 a outubro/2020, abrangendo as estações seca e chuvosa. Foram realizadas sete campanhas de amostragem com a seguinte distribuição: a primeira, segunda, terceira e sétima campanha na estação chuvosa; a quarta, quinta e sexta campanha na estação seca.

Para amostragem dos macroinvertebrados bentônicos foram selecionados seis pontos (figura 3), objetivando englobar as duas micro bacias a sub-bacia do rio Padre Trindade e a sub-bacia do ribeirão Barra Mansa, as quais formam a bacia do rio Formiga e o rio Formiga, propriamente.

Figura 3- Mapa da bacia do rio Formiga, com os pontos de amostragem distribuídos.



Fonte: SIQUEIRA, 2019.

Os pontos de amostragem P1, P2, P3 e P4 estão localizados na zona rural, essas estações de coleta possuem uma característica comum são afluentes pouco impactados.

O primeiro ponto está localizado no Ribeirão Barra Mansa, que tem como principal afluente o Córrego Cachoeira do Areião. O ribeirão possui um canal com largura média de 1,5 m a 2,0 m, profundidade média de 0,30 cm a 1,0 m, fundo de solo arenoso, canal sinuoso e com depósito de matéria orgânica. Margens com mata ripária presente, mas impactada.

O segundo ponto está localizado no Rio Padre Trindade. Este rio possui como principal afluente o Ribeirão Morro Cavado, mas também o Córrego Morro das Pedras. O rio possui um canal com largura média de 2,0 m a 3,5 m e profundidade média de 0,50 cm a 2,0 m. Possui quedas de água formando pequenas cachoeiras, fundo de rio com solo principalmente rochoso, mas também arenoso, as margens possuem mata ripária pouco conservada.

O terceiro ponto está localizado no rio Formiga, logo após a junção do Rio Padre Trindade com o Rio Barra Mansa. Esse ponto foi escolhido com o objetivo de realizar uma amostragem após a junção dos afluentes. O rio Formiga possui uma largura média de 2,0 m a 2,5 m, profundidade média de 0,5 cm a 1,5 m, possui solo arenoso, e canal pouco sinuoso. A

mata ciliar esquerda está pouco preservada e a direita muito impactada, sendo que esse ponto possui um areal.

O quarto ponto está localizado no rio Formiga, antes da barragem do SAAE. Este foi selecionado para averiguar a comunidade de macroinvertebrados antes do perímetro urbano e da barragem. Nesse trecho, o rio possui uma largura média de 2,0 m a 3,5 m, com profundidade média de 0,5 m a 2,0 m, solo predominante arenoso e o canal é pouco sinuoso. Possui mata ciliar pouco impactada na margem esquerda, já na margem direita a parte da mata riparia foi retirada, devido obras para tratamento de água.

Os quatro pontos que foram caracterizados acima estão localizados na zona rural de Formiga, a o montante do perímetro urbano.




Já o quinto ponto está localizado no rio Formiga no centro do perímetro urbano. Nesse trecho o rio possui largura média de 2,0 m a 3,0 m, com profundidade média de 0,30 m a 1,0 m, solo predominante arenoso, mas também possui solo argiloso, não possui mata ciliar e é pouco sinuoso. O rio possui um afluente principal que é o rio Mata Cavallo, por isso o ponto está localizado após a junção desse afluente.

E por último, o sexto ponto está localizado no rio Formiga, após o perímetro urbano, o objetivo dessa escolha foi amostrar a comunidade de insetos aquáticos presente no rio depois das descargas dos efluentes. Nesse trecho o rio possui largura média de 2,0 m a 3,0 m, profundidade média de 0,80 m a 1,5 m, canal levemente sinuoso, solo predominante argiloso, mas com presença de areia e depósito de matéria orgânica e também possui mata ciliar impactada.

Portanto a principal diferença entre as estações de amostragem são os impactos antrópicos, onde os pontos P1, P2, P3 e P4 estão na zona rural, por isso são pouco impactados, já os pontos P5 e P6 estão localizados no interior e após o perímetro urbano, por isso são pontos impactados.

Na tabela 1 são apresentadas as coordenadas geográficas, nome do afluente e as fotos dos pontos amostrais.

Tabela 1- Identificação, localização e coordenadas dos pontos de coleta Bacia do rio Formiga.

Ponto/ Localização/ Coordenadas UTM	Foto
<p>P1- Ribeirão Barra Mansa 23K 457353, 7741168</p>	
<p>P2- Rio Padre Trindade 23K 458078, 7740927</p>	
<p>P3- Rio Formiga (a jusante da ponte do Chaparral) 23K 458078, 7740927</p>	

P4- Rio Formiga (a montante da
barragem do SAAE)

23K 458028, 7738915



P5- Rio Formiga (próximo a ponte
Três Irmãos)

23K 454823, 7736912



P6- Rio Formiga (a jusante do
perímetro urbano)

23K 453295, 7734260



Fonte: Elaborada pela autora, 2021.

Material e Métodos

Para o estudo dos macroinvertebrados bentônicos as amostras foram coletadas bimestralmente e em triplicadas em cada ponto, sendo que cada campanha foi realizada em um dia. Visando amostrar o período chuvoso e seco da região, as coletas ocorreram de outubro de 2019 a outubro 2020, totalizando sete campanhas. O universo amostral da pesquisa totalizou em 126 amostras.

As amostragens dos macroinvertebrados, em cada ponto, foram realizadas em um trecho medindo 50 metros de comprimento, sendo que neste trecho foi realizada uma observação dos habitats presentes (troncos, cascalhos, vegetação e/ou raiz submersa), para realização da coleta, conforme INAG (2008). As amostragens foram autorizadas por meio da Licença de Pesca Científica- Categoria D (Anexo D), solicitada junto ao Instituto Estadual de Floresta (IEF).

Os parâmetros físico-químicos (potencial hidrogeniônico (pH), ORP, concentração de íons, condutividade, TDS, salinidade, resistividade e oxigênio dissolvido (OD)) foram aferidos por meio da sonda Multiparâmetros (Portable Multiparameter Water Quality Meter, Bante900P). Para isso, a sonda foi inserida na água corrente na profundidade de cerca de 10 a 15 cm, e o valor obtido no visor, após a estabilidade dos números, foi anotado.

O teor de matéria orgânica, fósforo total e nitrogênio total foram aferidos pelo Laboratório Água e Terra. As amostras de água foram coletadas na lâmina d'água, em frascos identificados e preparados pelo laboratório. A primeira coleta foi feita em junho, na quinta campanha, contemplando a estação seca. Já a segunda coleta foi realizada no mês de outubro, na sétima campanha, para amostrar a estação chuvosa.

A descrição geral dos ambientes foi analisada a partir das características do hábitat físico dos riachos nos pontos amostrados, por meio de um Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) da Diversidade de Habitats, proposto por Callisto *et al.* (2002), e modificado por Carvalho *et al.*, (2014) e Radkte (2015) (ANEXO A).

De acordo Soares *et al.* (2020), o protocolo avalia um conjunto de 22 parâmetros, que englobam as seguintes características: estabilidade das bordas e interferência antrópica na vegetação nativa; manutenção e composição de mata ripária; presença de lixo e modificação do odor; homogeneização do leito, por meio da avaliação de assoreamento; disponibilidade de habitats; modificações no canal natural e atributos gerais do regime de vazões do afluente. O PAR atribui para cada parâmetro categórico, valores entre 0 (pior condição) e 4 ou 5 (melhor condição).

Esse protocolo contribuiu na padronização dos dados elaborando um panorama qualitativo de cada ponto amostral, resultando em uma avaliação completa das condições ecológicas dos habitats. Essa padronização dos dados tem como objetivo garantir a estabilidade do índice. (Simon 2000).

Para essa caracterização dos habitats em cada afluente a amostragem foi efetuada em uma extensão proporcional à largura do rio. O comprimento foi variado em cada trecho de amostragens, como por exemplo o trecho foi menor no ponto P1, com 40 metro de comprimento, isso porque o riacho possui comprimento de 1,0 m e o maior no ponto P4 máximo foi de 120 metros, e o rio possui comprimento de 3 metros de extensão.

Conforme Macedo *et al.*(2014), o comprimento deste troço deve ser definido por meio da fórmula: média da largura do riacho x 40. Em cada trecho de amostragem foram definidos 11 transectos transversais (perpendiculares ao trecho do riacho) determinados de “A” a “K”, no qual foram averiguadas medidas do habitat físico.

As amostras dos organismos bentônicos em pontos P1, P3, P4, P5 e P6, foram coletadas utilizando um amostrador tipo suber (Figura5) com malha de 0,5 mm de abertura, sendo suportada por uma armação metálica com largura 48 cm, com abertura de 34 cm e um cabo com comprimento de 1,84 cm. Também foi utilizada uma rede de amostragem no ponto P2 que possui uma malha 0,5 mm, largura de 65 cm e com abertura de 40 cm.

Ressalta-se que as duas redes amostrais possuem a mesma espessura de malha (0,5 mm), o que diferiu foi o método de coleta, por isso foram utilizadas devido a diferença de substrato, a rede manual foi usada no ponto P2, que possui solo rochoso, por estar localizado em uma queda d'água.

De acordo com a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (Cetesb,2012), a amostragem da macrofauna é feita utilizando redes de malha 0,5-0,6 mm, assim como no biomonitoramento de rios e reservatórios. Isso ocorre devido à macrofauna, ou macrobentos, compreender os indivíduos que são retidos pela peneira com espaçamento de 0,5 mm (equivalente a ABNT nº 35).

O esforço amostral foi padronizado por meio da fixação do tempo de captura, sendo que para o amostrador tipo suber, o tempo de amostragem nos pontos P1, P3, P4, P5 e P6 foi em média de 4 minutos, e para amostrador sem cabo no ponto P2 foi em média 3 minutos, por cada triplicada, isso para compensar área de cada amostrador.

Figuras 4 e 5: Amostrador tipo surber e B: Rede de amostragem realizando a varredura



Fonte: Fotografia da autora, 2021.

Em campo, cada amostra foi coletada, transferida para potes plásticos de 1 litro, etiquetados e fixadas em uma solução de formaldeído a 0,37%. A identificação do ponto e das amostras foram feitas em Ficha de Campo, adaptada (ANEXO B) do INAG, (2008).

O material da primeira e segunda campanha foram triados no laboratório UNIFOR (Centro Universitário de Formiga), conforme a Figura 6, as demais campanhas foram triadas em um laboratório provisório.

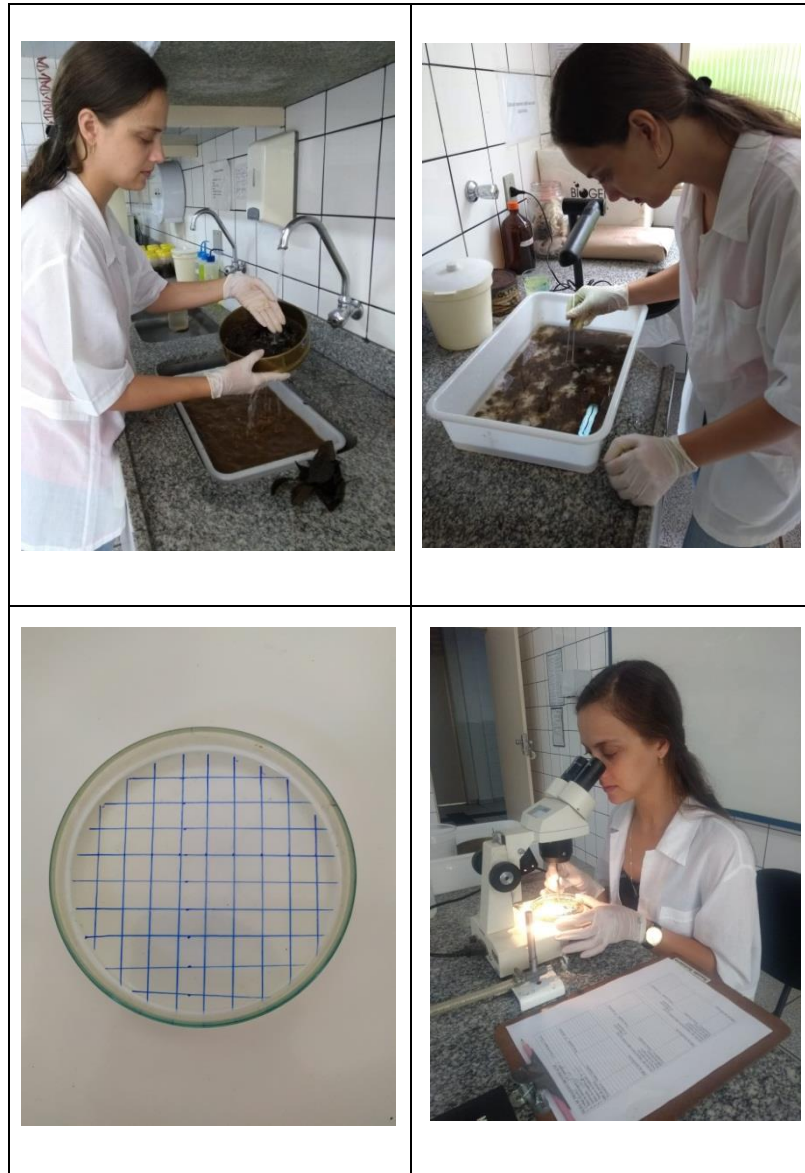
As amostras foram lavadas sobre peneiras de 0,50 e 1,0 mm, após esse procedimento, as mesmas foram colocadas em uma bandeja branca e iluminadas, com a finalidade de retirar materiais como galhos, folhas e pedras, os quais dificultam as análises. Os indivíduos triados foram preservados em álcool 70%.

Os organismos foram observados com auxílio de lupa estereoscópica, onde a amostra foi analisada em pequenas sub- amostras distribuídas em placas de Petri, as quais possuíam fundo quadriculado, para realizar a averiguação completa da amostra.

No presente estudo os macroinvertebrados foram identificadas ao menor nível taxonômico possível com auxílio de chaves de identificação específicas: Fernández e Domínguez, 2001; Salles *et al.*, 2004; Bis e Kosmala, 2005; Costa *et al.*, 2006; Sundermann *et al.*, 2017; Dias *et al.*, 2007, Pereira *et al.*, 2007; Mungnai *et al.*, 2010; Hamada *et al.*, 2014.

Após a identificação, os exemplares de cada espécie foram fotografados com aparelho celular e foram armazenados no eppendorf com álcool 70 %. Para registrar os dados da triagem, foi adaptado um formulário (ANEXO C) do protocolo da CETESB(2012), onde se descreveu a identificação da amostra, o nome científico do exemplar e abundância de cada taxa identificado.

Figura 6- Procedimentos no laboratório- UNIFOR



Fonte: Fotografia da autora.

Tratamento dos dados

Análise dos dados

Com a finalidade de analisar se a distribuição da macrofauna bentônica é diferente ao longo da bacia, foram amostrados pontos nos afluentes e no rio Formiga (principal).

A fim de determinar a diversidade dos pontos foram calculadas as seguintes métricas (tabela 2):

Tabela 2- Parâmetros utilizados na análise matemática dos dados da fauna de macroinvertebrados bentônicos

Parâmetro	Referência
Diversidade	Shannon-Wiener (1949) e Equitabilidade de Pielou
Riqueza	Estimador não- paramétrico
Similaridade	Índice Sorensen

Fonte: Tabela elaborada pela autora com dados extraídos Magurran (1988).

Com o objetivo de verificar se a diversidade dos bioindicadores diminui, devido a qualidade da água, as amostras foram coletadas em pontos estratégicos no perímetro urbano (P5 e P6) e antes do mesmo (P1, P2, P3 e 4).

Foi aplicado o índice de diversidade de Shannon-Wiener (Magurran, 1988), ao nível de família, para as comunidades bentônicas coletadas em cada ponto na estação seca e chuvosa. Além disso, esse índice foi aplicado para a comunidade total amostrada nas estações chuvosa e seca.

A riqueza foi calculada realizando o somatório do número de táxons presentes em cada ponto de amostragem.

Além disso, foi usado o índice de Equitabilidade de Pielou (Washington, 1984), ao nível de família. O qual é a medida da similaridade das abundâncias de diversas espécies em uma comunidade, apontando se há ou não dominância de uma espécie ou de uma população (MARGALEF, 1983).

Análise estatísticas dos dados

Todas as análises foram realizadas no programa estatístico PAST (*Paleontological statisitc software*) (HAMMER *et al.*, 2001).

Os dados de abundância relativa, riqueza e diversidade foram testados quanto à normalidade pelo teste de Shapiro-Wilk.

Para verificar se a estrutura da comunidade bentônica difere ao longo dos pontos amostrados foram realizada as Análise de Variância (*Two-Way* ANOVA. Para avaliar diferença entre as médias foi realizado ANOVA seguida de Tukey para dados normais e Mann Whitney seguida de Kruskall Wallis para não normais. Análises que envolveram mais de 1 fator (comparação entre pontos e estações) foi utilizada ANOVA two-way. Para visualizar o agrupamento dos pontos amostrais em função da abundância das espécies, foi realizada uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA) com os autovalores extraídos a partir do agrupamento em um índice de similaridade o Bray-Curtis, pois os dados utilizados foram quantitativos. O resultado foi corroborado pela análise de NMDS (Escalonamento Multidimensional não métrico). Para verificar se realmente o agrupamento é estatisticamente significativo e se tem uma possível similaridade na composição de famílias dos insetos aquáticos entre os pontos à jusante da cidade (área natural) e os pontos do perímetro urbano (área impactada) foi realizado o teste de similaridade ANOSIM (Análise de Similaridade) (Clarke e Warwick, 2002) que, por meio de um valor de correlação, permite observar diferenças nos ambientes em função da composição dos macroinvertebrados. Para verificar quais táxons mais contribuíram para as diferenças nas áreas, foi realizado o teste SIMPER (similaridade de porcentagens).

Os grupos verificados e testados foram agrupados em um cluster de similaridade a partir de uma matriz qualitativa obtida utilizando o índice de similaridade Sorensen (ODUM, 1972). Os valores podem variar de zero (todos táxons diferentes) a um (táxons em comum).

Para os dados abióticos, foi realizada a Análise de Componentes Principais (PCA), que é uma metodologia exploratória que tem como objetivo evidenciar similaridade ou diferenças entre as amostras em um determinado conjunto de dados (SOUZA *et al.*, 2006). Por isso foi utilizada para verificar o agrupamento dos pontos em da zona rural (área natural) e do perímetro urbano (área impactada) em função da qualidade da água. Os dados inseridos na PCA foram pH, CE, OD, temperatura, P, N e M.O.







A fim de verificar a relação entre as variáveis bióticas e abióticas realizou-se a Análise de Correspondência Canônica (CCA). De acordo com Rodriguez e Lewis (1997), a CCA é

indicada como um dos métodos mais eficaz na análise de gradiente de comunidade. É uma análise de ordenação usada para relacionar a abundância ou características de espécie com os parâmetros químico-físicos (GOTELLE *et al.*, 2011).

Para a caracterizar a qualidade da água em função dos bioindicadores, foi aplicado o índice BMWP (Biological Monitoring Working Party Score System). Este índice qualitativo considera a presença/ausência de famílias de macroinvertebrados bentônicos, considerando o grau de tolerância ou sensibilidade aos poluentes orgânicos, sendo 1, o valor atribuído para os organismos mais tolerantes e 10, o valor atribuído para os organismos mais sensíveis aos impactos (SILVEIRA, 2004).

Depois da identificação dos táxons, cada família presente na amostra recebe uma pontuação e se estabelece um somatório geral para cada fragmento coletado, que é abrangido em um intervalo de classes de I a V (BUSS *et al.*, 2003). Cada classe mostra um estado da qualidade da água, o que pode demonstrar, em um extremo, água muito limpas e no outro, fortemente poluída, conforme a tabela 3.

Tabela 3- Classes de qualidade de água e significado dos valores do BMWP'.

Classe	Qualidade	Valor	Significado	Cor
I	Ótima	> 150	Águas prístinas (muito limpas)	
	Boa	101- 120	Águas não poluídas, sistema perceptível não alterado	
II	Aceitável	61- 100	Evidentes efeitos moderados de poluição	
III	Duvidosa	36- 60	Águas poluídas (sistemas alterados)	
IV	Crítica	15- 35	Águas muito poluídas (sistemas muito alterados)	
V	Muito Crítica	< 15	Água fortemente poluída (sistema fortemente alterado)	

Fonte: Adaptado de Alba-Tercedor & Sánches-Ortega (1988).

Além disto, foram comparados os índices bióticos Average Score per Taxon (ASPT), Razão de EPT e razão de EPT/Chironomidae em cada ponto amostral, além da análise qualitativa das espécies coletadas. O índice ASPT complementa o BMWP, é usado de modo a corrigir a interferência do tamanho dos afluentes no valor total obtido pelo BMWP', visto que, os afluentes maiores possuem grande diversidade de taxa. Para que essa correção seja realizada, é feito um cálculo: o valor total do BMWP' é dividido pelo número de famílias coletadas (BAPTISTA, 2008). Quanto maior o valor encontrado, melhor será qualidade do ambiente (SILVA; EVERTON; MELO, 2016), conforme a tabela 4:

Tabela 4- Valores de referência para o índice ASPT e o diagnóstico da água.

Valor ASPT	Avaliação da qualidade da água
> 6	Água limpa
5- 6	Qualidade duvidosa
4- 5	Provável poluição moderada
< 4	Provável poluição severa

Fonte: Silva, Everton & Melo, 2016.

O índice EPT (Porcentagem de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), contém informação sobre todos os organismos destas ordens presentes na coleta, sendo que o resultado obtido proporciona a classificação da qualidade da água (tabela 5). Para realizar o cálculo basta dividir a abundância relativa dos organismos em relação ao número total de indivíduos coletados (GONÇALVES e MENEZES, 2007).

$$\text{EPT} = \frac{\text{n}^\circ \text{ indivíduos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera)} \times 100}{\text{N}^\circ \text{ total de indivíduos}}$$

Tabela 5- Pontuação obtida pela Porcentagem de EPT encontrados na bacia hidrográfica do rio Formiga.

Porcentagem de EPT	Qualidade da água
75 % - 100 %	Muito Boa
50% - 74 %	Boa
25% - 49%	Regular
0 %- 24 %	Ruim

Fonte: GONÇALVES, 2007

A razão EPT/Chironomidae é realizada a partir da soma de todos os organismos das ordens Ephemeroptera (E), Plecoptera (P) e Trichoptera (T) coletados em um ponto amostral (tabela 6), sendo o resultado dividido pelo somatório de indivíduos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, mais o total de indivíduos da família Chironomidae, conforme a equação:

$$\frac{\sum EPT}{\sum EPT + \text{Chironomidae}}$$

Quando a qualidade da água é boa recebe valores próximo de 1, pois abundância relativa de EPT será maior no local (Tabela 6).

Tabela 6- Intervalos dos valores da razão entre EPT/Chironomidae e classes de qualidade da água

Intervalos da razão entre EPT/Chironomidae	Qualidade da água	Grau de poluição Orgânica
1 a 0,80	Boa	Pode apresentar alguma poluição
0,79 a 0,60	Regular	Com baixa poluição orgânica
0,59 a 0,30	Ruim	Com significativa poluição orgânica
0,29 a 0,00	Muito Ruim	Com severa poluição orgânica

Fonte: Strieder *et al.*, 2002.

Para correlacionar o uso e ocupação do solo com a ocorrência das espécies, o mapa uso e ocupação do solo, foi analisado qualitativamente. Além disso foi aplicado, na sexta campanha, o Protocolo de Avaliação Rápida dos Habitats (PAR) com o objetivo de realizar uma caracterização do entorno e agregar informações à discussão.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Caracterização do Uso e Ocupação do Solo

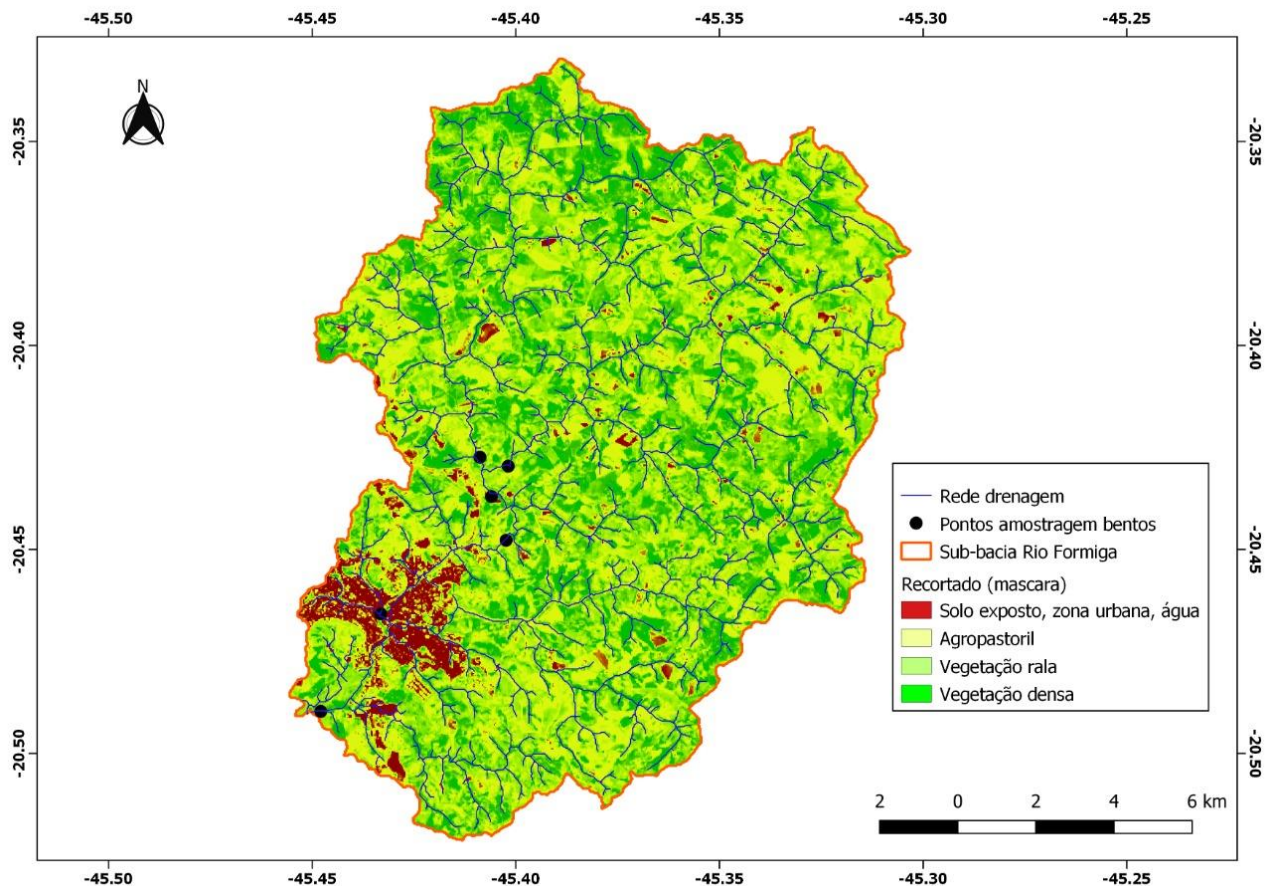
A bacia do rio Formiga é caracterizada por regiões rurais e urbanas e possui uma rede hidrográfica formada por 4 sub-bacias que formam o rio Formiga. A caracterização do uso e ocupação do solo, foi realizada através de uma observação da distribuição dos pontos amostrais no mapa.

A partir do Mapa de Uso e Ocupação de Solo (Figura 7) foi possível observar que os pontos P1, P2, P3 e P4 estão distribuídos nas áreas de Agropastoril, Vegetação rala e vegetação

densa. O ponto P5 está localizado em Solo exposto e Zona Urbana. O ponto P6 está localizado na área de agropastoril e vegetação rala, com influência de efluentes domésticos e industriais.

As áreas de cultivo e pastagem apresentam riscos à qualidade na água, visto que o uso de fertilizantes e defensivos amplamente aplicados na agricultura e resíduos derivados da criação intensiva de animais são tidos como as principais causas de perdas de qualidade de água (REZENDE; HELLER, 2002).

Figura 7- Mapa de uso e ocupação do solo e pontos amostrais, na bacia do rio Formiga.



Fonte: Siqueira, 2019

As alterações no uso e ocupação do solo nas bacias hidrográficas, como a modificação da cobertura natural por uso antrópico (urbanização, pastagem e agricultura), interferem no fluxo de energia, nos habitats físicos nos corpos hídricos e, por conseguinte, nas comunidades bentônicas (ALLAN, 2004; MACEDO *et al.* 2014). O aumento ou redução da diversidade dos macroinvertebrados bentônicos está associada com a saúde do ecossistema que depende do tipo de uso e ocupação do solo (EPA OHIO, 1987).

Observou-se que as estações amostrais analisadas na área agropastoril/ vegetação densa (P1, P2,P3 e P4) apresentaram uma riqueza maior que nas estações amostrais na área urbana (P5) e na área agropastoril/ vegetação rala (P6). Esses resultados obtidos no estudo, corrobora com a pesquisa de Santos e Melo (2017), onde a redução da diversidade dos organismos é diretamente proporcional ao grau do uso e ocupação do solo, indicando o seu impacto na qualidade da água.

Protocolo de avaliação de habitats

A manutenção dos habitats no leito é importante para comunidade aquática. O assoreamento e erosão são fatores que prejudicam esta manutenção, visto que a chegada de sedimentos no leito diminui a diversidade dos habitats, a lâmina d'água de várias formas negativas (RODRIGUES; MALAFAIA, CASTRO, 2010; BERKMAN e RABENI, 1987) e prejudicando assim a prestação de serviços ecossistêmicos.

A realização do protocolo neste estudo foi essencial visto que os pontos de coletas apresentam atributos e características que se diferenciam conforme a geologia, relevo e as atividades antrópicas ao entorno (BRITO, 2016). Após as etapas de seleção, 22 métricas de habitat físico e qualidade de água foram realizadas, sendo que os pontos amostrados se dividiram em duas regiões, natural e impactada, segundo avaliação do PAR aplicado na bacia do rio Formiga (tabela 7).

Utilizando a planilha do protocolo, observou-se o uso do solo do entorno, alguma evidência de poluição e erosão, a vegetação ripária, comprimento do rio, cobertura do dossel, componentes inorgânicos e orgânicos do substrato e a largura da vegetação ripária.

Tabela 7- Conservação de habitats categorizadas para a bacia do rio Formiga

Ponto	Valor	Condição
P1	77	Natural
P2	91	Natural
P3	68	Natural
P4	64	Natural
P5	36	Impactada
P6	40	Impactada

Fonte: A própria autora, 2021.

Os trechos P1, P2, P3 e P4 apresentaram condições naturais, com pontuações de 64 a 77. Esta condição natural se deu pela boa preservação da mata riparia e da cobertura vegetal, que proporciona uma maior estabilidade nas margens e a entrada de matéria orgânica alóctone no sistema. Consequentemente ocorreu uma redução nos processos de erosão e assoreamento, resultando em uma maior diversidade de habitats para a comunidade bentônica.

O ponto P1 obteve a pontuação de 77, isso ocorreu por ter apresentado um valor mediano nas características: erosão próxima do rio, devido um barranco localizado na margem direita do riacho. Além disso, o tipo de fundo que é homogêneo construído por 70% de areia e 30% de lama e por último a presença de planta aquática é pequena.

O trecho P2 apresentou condição ótima pela avaliação do PAR, que pode ser explicado pela boa preservação da mata riparia, ausência de erosão, estabilidade das margens, presença de corredeiras bem desenvolvidas. Resultados similares foram abordados no estudo dos autores Menezes *et al.*, 2018, os pontos que tiveram maiores pontuações possuíam alta concentração de teor de OD e alta abundância de macroinvertebrados. Os autores também observaram que o ambiente que circunda a área amostrada influencia diretamente as comunidades bentônicas.

Os pontos de amostragem P3 e P4, ambos obtiveram pontuações semelhantes 68 e 64 respectivamente, devido a homogeneização dos habitats. Esses pontos possuem em comum algumas características, como por exemplo a mata ciliar é preservada na margem esquerda, já na margem direita é parcialmente alterada e com pouca estabilidade, com presença de estrada e vegetação rala. A homogeneização dos habitats se deu pela composição do substrato que é arenoso e pela alteração na mata riparia do lado direito desses pontos. Esse fator impacta diretamente as famílias que necessitam de micro habitats para se estabelecer no ambiente, seja pelo hábito alimentar ou pela reprodução.

O trecho P5 apresentou a menor pontuação (36), sendo considerado um ponto de amostragem com condições impactadas, já que possui fortes alterações antrópicas, devido à ausência da mata ciliar; assoreamento no leito; alteração no substrato apresentando baixa profundidade e lama; despejos de efluentes industriais e domésticos sem tratamento prévio, tornando a água turva com odor característico de ovo podre e com presença de espumas e por fim devido o tipo de ocupação das margens já que esse ponto localiza-se no perímetro urbano.

A retirada da mata riparia pode acelerar os processos erosivos e acarretar o assoreamento, provocando modificações no habitat, perturbação de recursos alimentares, modificação na composição e na estrutura da fauna aquática, aumento de turbidez (ROSA *et al.*, 2018).

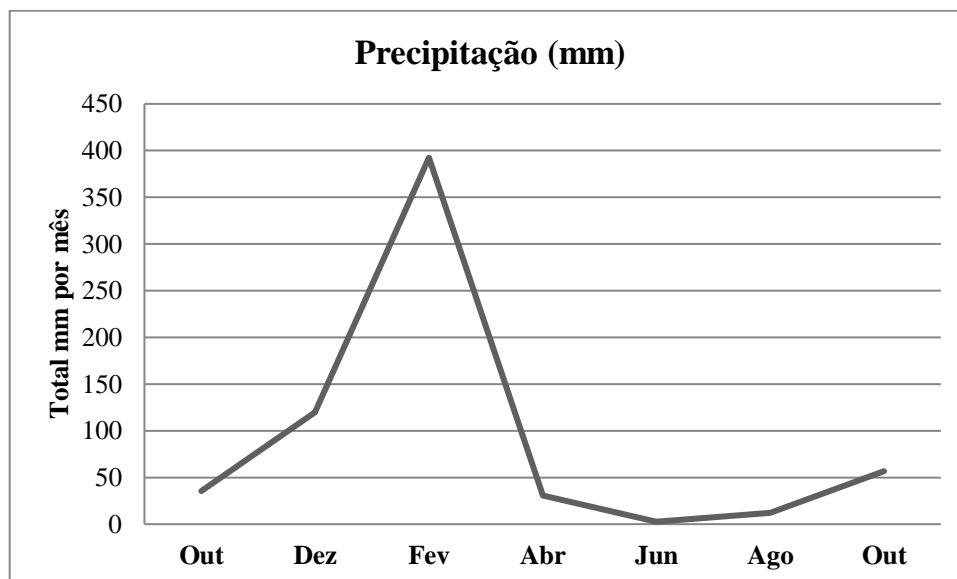
O ponto P6 também apresentou uma baixa pontuação (40) sendo classificado como uma área impactada. Esse ponto possui a maioria dos impactos do ponto P5, sendo diferença é o uso e ocupação do solo e das margens desse trecho, pois ele está localizado após o perímetro urbano. Apesar disso possui presença da mata ciliar parcialmente alterada por pastagens e pisoteamento de bovinos, além de receber o emissário da coleta de esgoto proveniente da cidade.

Análise física, química e biológica da água

A precipitação é um fator de grande influência nas medições dos parâmetros, pois modifica a velocidade, a vazão e a oferta de oxigênio, entre outros, o que pode acarretar impacto na comunidade bentônica, isso ocorre devido a interação da pluviosidade com os fatores como a declividade e as características da margem (YOKOYAMA *et al.*, 2012).

De acordo com Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), segue os dados da precipitação ao longo das sete campanhas realizadas (figura 8):

Figura 8- Distribuição da precipitação pluvial para cada coleta.



Fonte: Elaborada pela autora, fonte de dados Inmet, 2021.

Observa-se que as estações de seco e chuva foram bem definidas, sendo que o período chuvoso englobou a primeira, segunda e terceira campanha e o período seco abrangeu a quarta, quinta e sexta campanha. A última (sétima) campanha ocorreu novamente no período chuvoso em outubro 2020.

A Resolução CONAMA nº 357/ 2005 aborda a classificação dos corpos hídricos em classes de qualidade ambiental, que são determinadas a partir dos valores referências dos parâmetros físicos- químicos de acordo como os usos preponderantes. Em seu artigo 42, dispõe que caso os corpos hídricos não sejam enquadrados, as águas doces serão consideradas Classe 2, exceto se a qualidade da água for superior ou inferior aos valores estabelecidos por essa classe”.

Neste trabalho, os afluentes ainda não foram submetidos ao processo de enquadramento, exceto o ponto P4 (Rio Formiga) que é de Classe 2, conforme o SAAE.

Os parâmetros condutividade elétrica e temperatura foram mensurados devido à sua relevância na manutenção da vida aquática e suas funções ecológicas. Mas não foram úteis para realização do enquadramento, uma vez que a Resolução CONAMA nº 357/2005 não estabelece limites para estes parâmetros.

A Tabela 8 mostra os valores dos parâmetros analisados, bem como o enquadramento nas classes de uso em cada trecho amostrado. Este tipo de enquadramento de classe por trecho foi realizado baseado no estudo da autora Bersch (2020), que apresenta classes diferentes no mesmo afluente em diferentes pontos. Isso é possível devido à variação dos parâmetros químicos ao longo do afluente, desde a nascente até a foz.

Tabela 8- Valores médios dos parâmetros químicos da água das estações seca e chuvosas, nos pontos amostrais.

	OD (mg. L- 1)	pH	P (mg. L-1)	N (mg. L-1)	Cond. (mS/cm)	M.O (mg. L-1)	Temperatura	Classes
P 1	7,92	6,17	0,21	7,47	41,05	41,20	18,81	1
P 2	8,17	6,10	0,17	7,78	44,36	41,20	19,73	1
P 3	7,93	6,27	0,03	5,39	44,48	50,39	21,33	1
P 4	7,25	6,33	0,03	5,20	48,99	84,87	23,31	2
P 5	4,97	6,34	0,60	16,14	93,7	100,96	23,38	4
P 6	4,66	6,33	0,45	19,15	130,1	91,76	24,39	4

Fonte: Própria autora, 2021

Conforme a tabela, as análises consideraram que os pontos P1, P2, P3 devem atender aos requisitos da Classe 1, os parâmetros utilizados foram OD, pH, N e P. Vale salientar que os valores da Condutividade ficaram abaixo de 45 mS/cm e os valores da M.O. também ficaram abaixo de 50 mg. L-1, exceto P3 que ficou 50,39 o que também justifica o agrupamento desses pontos na Classe 1. Nesta classe a água pode ser destinada ao consumo humano depois de um tratamento simplificado; atividades de entretenimento como mergulho e natação; irrigação para

frutas e hortaliças que serão ingeridas sem pele; proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas e à proteção aquática.

O ponto P2 atende os requisitos da Classe 2, observando-se que os valores dos parâmetros P e N estão no limite. O valor da Condutividade está abaixo 100 mS/cm. Nessa classe a água pode ser destinada ao consumo humano depois do tratamento convencional; proteção aquática; à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques e jardins; à aquicultura e pesca; campos de lazer e esportes, os quais o público pode ter contato e à proteção aquática.

Os pontos P5 e P6, foram enquadrados na Classe 4, sendo que os parâmetros mais observados foram OD e N. Nota-se que a variável M.O. apresentou valores acima 100 mS/cm. Nessa classe a água é destinada à navegação e à harmonia paisagística.

Temperatura da água

A temperatura é uma variável importante na estrutura da comunidade bentônica em ecossistemas lóticos, visto que sua variação anual é possivelmente responsável pela grande maioria da variação geográfica e pela presença e/ou ausência dos macroinvertebrados (WARD; STANFORD, 1982).

A temperatura da água durante o estudo variou entre de 14,7° C (P1) a 25,5° C (P6), sendo que a diferença entre as amostragens está relacionada com a sazonalidade e a diferença diária com hora da coleta.

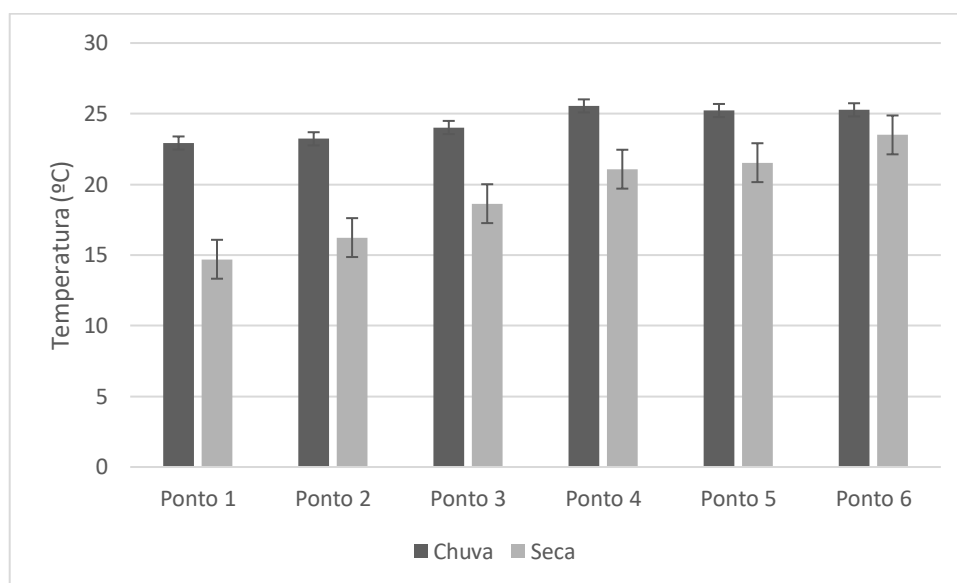
Essa variação durante o dia pode ter ocorrido porque os pontos não eram próximos e a campanha era realizada das 07:00 da manhã às 16:30 da tarde, o que pode ter sido um fator que influenciou a variação da temperatura.

De acordo com a figura 9, observou-se que a temperatura oscilou entre 22,9° C e 25,2° C no período chuvoso e entre 14,7° C e 23,5 no período seco, períodos que coincidem com o verão e o inverno da região. Os valores obtidos no período chuvoso mostram uma condição típica do verão, quando as temperaturas do ar e da umidade são mais altas. Nessa estação praticamente não houve variação na temperatura. Quando se tem a união da umidade do ar elevada com a nebulosidade, isso resulta em elevado equilíbrio térmico, o que diminui as amplitudes térmicas diárias (MAITELLI, 2005).

Já no período seco, durante o inverno, quando as temperaturas do ar e umidade são baixas, a temperatura variou de 14,7° C (P1) a 23,5° C (P6). Os pontos P1, P2 e P3 tiveram temperaturas baixas e os pontos P4, P5 e P6 tiveram temperaturas elevadas.

Os resultados demonstram aumento da temperatura média da água dos pontos coletas à medida que desce o rio, por exemplo no P5 na malha urbana e P6 a montante do perímetro urbano. Este resultado pode estar relacionado com a ausência da mata ciliar, o que contribui para a elevação da temperatura (Silveira 2004). Esta situação foi observada no ponto P5 com temperatura de 21,53°C. Além desse fator o despejo de efluentes domésticos e industriais/ orgânico nos pontos P5 e P6 interfere na temperatura da água, que tende aumentar (ESTEVEVES, 1998; MENEZES *et al.*, 2018).

Figura 9- Variação da temperatura média seca/ chuva nos pontos de amostragem



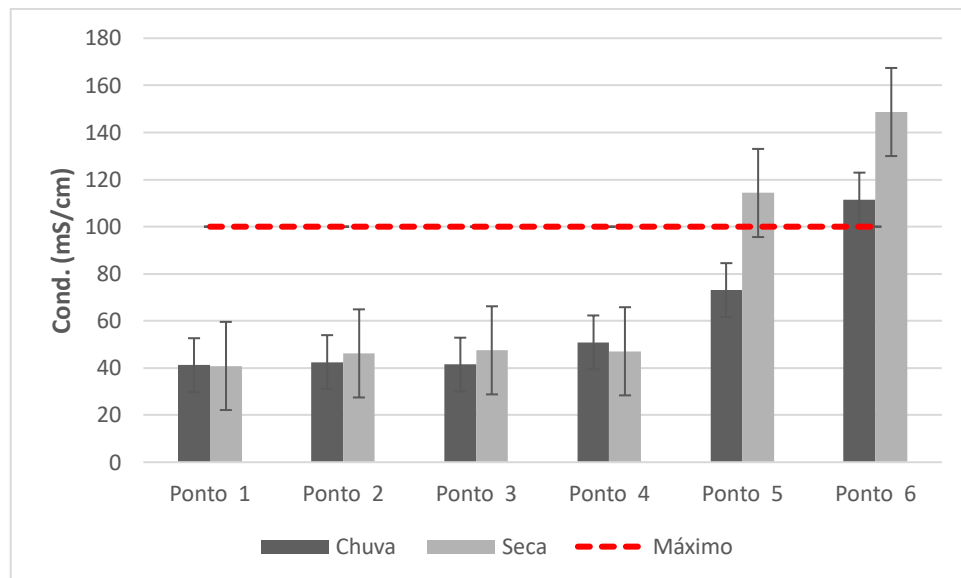
Fonte: Próprio autora, 2021.

Condutividade Elétrica- CE

A condutividade elétrica da água é considerada um parâmetro importante na Limnologia, pela razão de proporcionar informações relevantes sobre o metabolismo do ecossistema aquático e sobre fenômenos importantes que ocorrem na sua bacia de drenagem (ESTEVEVES, 2011). Além dessas informações conforme Piñeiro Di Blasi *et al.* (2013) esse parâmetro pode determinar e controlar a qualidade de água, isso porque é associado a concentração de diferentes íons e elementos presentes no meio.

Para esse parâmetro foram registrados valores entre 41, 23 mS/cm até 111,53 mS/cm no período chuvoso e 40,86 mS/cm até 148,68 mS/cm no período seco, (figura 10). De acordo Araújo e Oliveira (2013) e Von Sperling (2005) os níveis superiores a 100 mS/cm indicam ambientes impactados.

Figura 10- Variação da Condutividade Elétrica média seca/chuva nos pontos de amostragem.



Fonte: Própria autora, 2021.

A condutividade elétrica apresentou valores médios abaixo de 50 mS/cm nos pontos P1, P2, P3 e P4, sendo que não houve diferenças significativas entre as estações. Esses pontos apresentam pouca influência de atividades antrópicas. Conforme Brigante *et al.* (2003), baixos valores de CE permite que as águas sejam caracterizadas como naturais.

Esses resultados corroboram com a análise de riqueza através da ANOVA ($H_c = 26,72$ e $p = 0,0050$), em que os pontos P1, P2, P3 e P4 diferem dos demais pontos.

A CE é influenciada pela quantidade de sólidos dissolvidos em destaque os sais minerais, a mobilidade dos íons, a carga elétrica de cada íon e a temperatura (ESTEVES, 1998).

Já no ponto P5 houve uma diferença significativa entre estações ($p = 0,0050$), na estação seca 73,1 mS/cm e na estação chuvosa 111,53 mS/cm. Esse aumento no valor, segundo Esteves (2011), pode estar associado a uma grande diluição dos íons. Menezes *et al.* (2018) constataram um aumento na CE, acima de $100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, em pontos com bastante influência de atividades antrópicas.

Por fim, no P6 os valores de condutividade elétrica foram superiores 100 mS/cm. Nota-se que esses dois últimos pontos possuem a influência dos efluentes domésticos e industriais do município de Formiga. A variável CE depende das concentrações iônicas e da temperatura da água e reflete indiretamente o teor de poluentes, uma vez que os níveis de condutividade superiores a $100 \mu\text{S}/\text{cm}$ mostram que os ambientes se encontram impactados (CETESB, 2017).

Todavia, não há limites legais para esse parâmetro na Resolução do CONAMA n° 357 (2005) (BRASIL, 2012).

Potencial Hidrogeniônico- pH

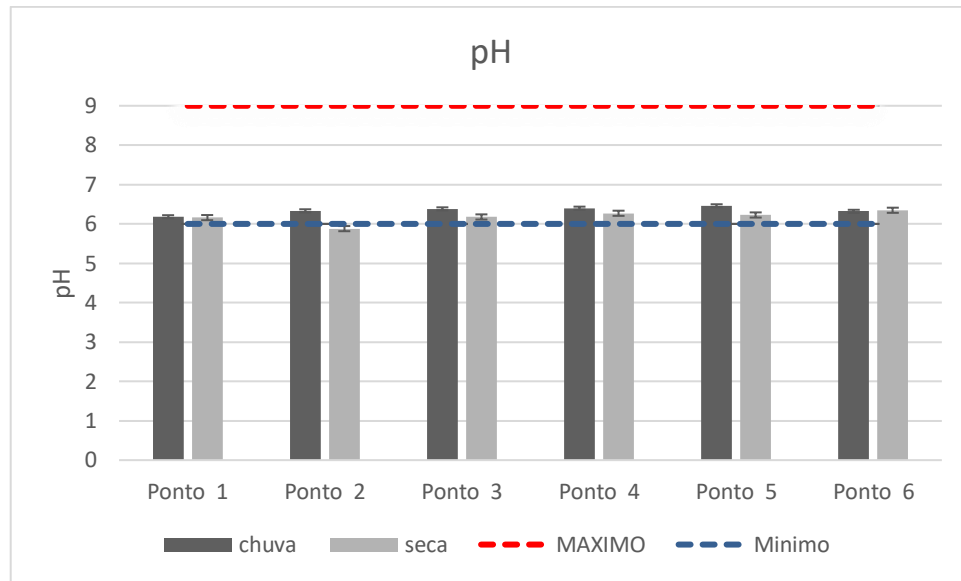
O potencial hidrogeniônico (pH) é um parâmetro importante no monitoramento aquático, visto que influencia vários processos biológicos e químicos nos ecossistemas aquáticos naturais (WETZEL, 2001). A influência do pH no corpo hídrico acontece devido às alterações provocadas na fisiologia das espécies, podendo prejudicar o equilíbrio e as reações químicas se a água estiver ácida ou alcalina (ARAÚJO; OLIVEIRA, 2013)

O pH apresentou maior valor na campanha chuvosa no P5 com 6,46 e o menor valor na campanha seca no P2 com 5,88. Esse valor baixo pode indicar que houve um maior processo de decomposição de matéria orgânica nesse ponto, pois a mensuração foi realizada próxima a um remanso, que continha uma grande quantidade de folhas, galhos e flores em decomposição. Esse local foi selecionado por não ter correnteza rápida com o objetivo de facilitar a medição.

Von Sperling (2005) afirma que os valores de pH estão correlacionados a fatores naturais, como exemplo, a oxidação da matéria orgânica e fotossíntese, desagregação de rochas, absorção de gases atmosféricos, e também a fatores antrópicos como o despejo de efluentes industriais e domésticos, entre outros.

O parâmetro pH apresentou maior valor na campanha chuvosa no P5 com 6,46 e o menor valor na campanha seca no P2 com 5,88. Segundo a Resolução do CONAMA 357/2005 e o Ministério da Saúde (BRASIL,2016) esta faixa (mínimo e máximo) é adequada para a manutenção da vida aquática, por ser consideradas águas próximas da neutralidade (Figura 11).

Figura 11- Variação do pH médio seca/chuva nos pontos de amostragem.



Fonte: Própria autora, 2021

É possível observar que os valores obtidos não tiveram diferença significativa entre ($p=0,005006$) os pontos amostrais e entre as campanhas nas estações seca e chuvosa, por isso essa variável foi considerada dentro dos parâmetros admitidos para a comunidade bentônica.

A interdependência entre a diversidade e alterações no pH e na condutividade está descrita na literatura. Silveira (2004) confirma que baixos valores de pH influenciam diretamente na comunidade de insetos bentônicos, ao mesmo tempo que Almada e Würdig (2000) verificaram maiores abundâncias em águas com pH neutro.

Oxigênio dissolvido- OD

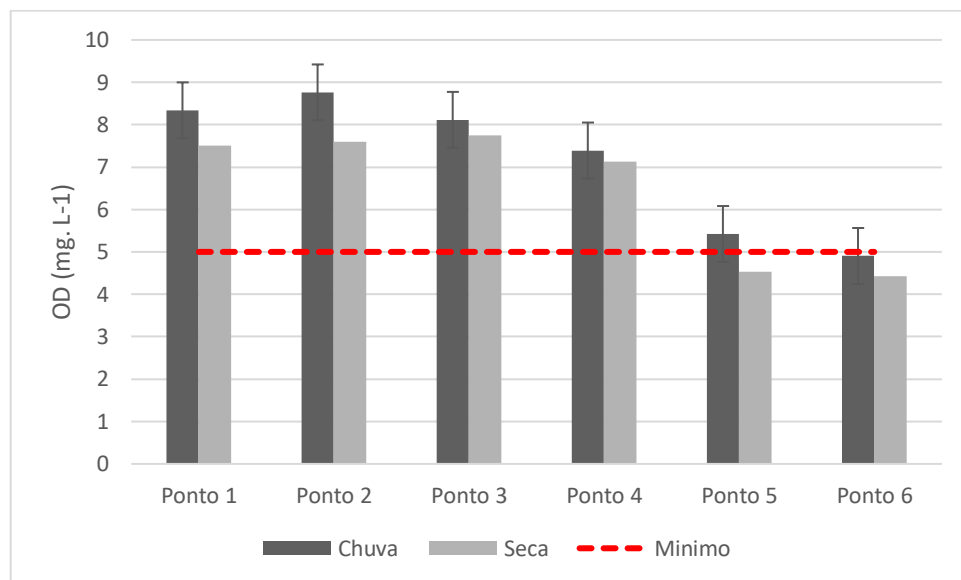
O OD é uma variável química necessária para sustentar as condições de vida dos seres aquáticos. É fundamental para os organismos aeróbios, tornando-se, portanto, um dos fatores indispensáveis para a caracterização dos corpos hídricos e um indicador da saúde dos bentos, sendo sua principal fonte a dissolução do oxigênio da atmosfera e a fotossíntese (ESTEVES, 1998; PAULA *et al.*, 2018).

Os maiores valores do OD foram registrados no período chuvoso. Os pontos P1, P2 e P3 apresentaram a maior concentração média de OD 8,34;8,76 e 8,11 mg.L⁻¹respectivamente (figura 12). Esses pontos ficam situados na zona rural, com características semelhantes que são a presença da mata riparia, corredeiras rápidas e com pouca interferência antrópica, destaca-se que nesses pontos a temperatura foi baixa.

Segundo Menezes *et al.*, (2018), elevadas concentrações de OD estão associadas ao grau de preservação das áreas próximas aos pontos de amostragem e à baixas temperaturas. De acordo Alvarado e Aguilar (2009), em condições naturais, as concentrações do oxigênio dissolvido têm um intervalo de 8 a 10 mg. L⁻¹.

Conforme Krupek *et al.* (2008), a correnteza rápida é um fator que influencia os níveis de oxigênio dissolvido na água, isso ocorre devido turbulência que é capaz de elevar a solubilidade e disponibilidade deste parâmetro.

Figura 12: Variação do Oxigênio Dissolvido médio seca/chuva nos pontos de amostragem.



*Em vermelho apresentando o valor mínimo de 5 mg. L⁻¹, que é para Classe 2.

Fonte: Própria autora, 2021

No período de seco, verificou-se que os pontos P5 (4,53 mg. L⁻¹) e P6 (4,43 mg. L⁻¹) apresentaram os menores valores do OD. Esses valores enquadram o rio na classe 3 que é no mínimo 4 mg. L⁻¹, de acordo com a Resolução CONAMA n° 357/2005. O ponto P6, mesmo no período chuvoso, também apresentou o valor de 4.90 mg. L⁻¹.

A disponibilidade do oxigênio depende de vários fatores, sendo os principais a temperatura e a vazão. Esses pontos possuem uma característica comum que é ausência e/ou substituição da mata ciliar, que, conforme Paula (2018), contribui para a elevação da temperatura e tem como consequência a redução da concentração de OD.

Esses valores obtidos também podem estar relacionados ao intenso aporte de matéria orgânica, devido ao lançamento de efluentes industriais e domésticos no rio Formiga. De acordo

com Oliveira e Henkes (2013), a alta carga orgânica (fósforo e nitrogênio) presente nos efluentes domésticos, contribui com a redução do OD nos ecossistemas aquáticos, já que, com a matéria orgânica sofre a decomposição a matéria orgânica pelos microrganismos, onde os mesmos usam o oxigênio para realizar a respiração celular (GUIMARÃES; RODRIGUES, 2012).

O lançamento pontual de emissários de esgoto sem tratamento, como por exemplo no ponto P5, impacta negativamente a qualidade da água diminuindo o potencial de autodepuração dos corpos hídricos. Conforme Piazza *et al.* (2017) e Jesus *et al.* (2019), a ausência de uma rede esgoto adequada (coleta e tratamento) pode influenciar de forma expressiva a qualidade da água, pois afeta principalmente a autodepuração dos corpos hídricos.

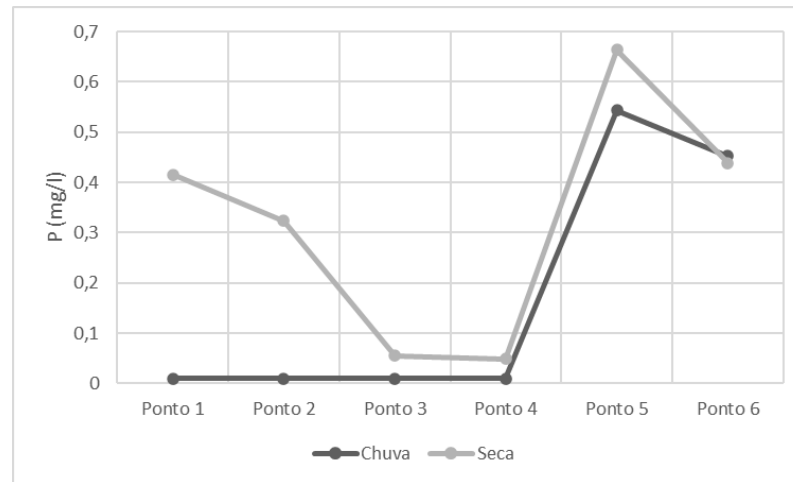
Fósforo total- P

A presença de fósforo nos rios pode ser decorrência da dissolução de compostos do solo (em pequena escala) ou em virtude da ação antrópica, proveniente dos despejos de esgotos domésticos e industriais, excrementos de animais e fertilizantes (FAY; SILVA, 2006).

Nos pontos P1, P2, P3 e P4 os resultados demonstraram baixas concentrações de fósforo (Figura 13) durante o período chuvoso, com os valores de 0,01 mg. L⁻¹. Já nos pontos de amostragem P5 e P6 os valores registrados foram altos, 0,54 mg. L⁻¹ e 0,45 mg. L⁻¹ respectivamente.

Destaca-se que mesmo com o aumento do volume de água é possível observar elevado aumento na concentração do P. Isso pode ocorrer devido a quantidade de matéria orgânica, já que de acordo Silveira (2004), grandes precipitações podem aumentar a quantidade da matéria orgânica no corpo hídrico e acarretar um aumento da decomposição, havendo, conseqüentemente, uma maior concentração de P.

Figura 13- Variação do Fósforo total médio seca/chuva nos pontos de amostragem



Fonte: Própria autora, 2021

No período seco o ponto P5 obteve o valor mais alto, 0,664 mg. L⁻¹, essa variação pode ser justificada devido ao emissário de esgoto, que localiza próximo ao ponto de amostragem. Como afirma CETESB (2016), o valor do fósforo se eleva por causa das descargas de esgotos sanitários, industriais e a matéria orgânica fecal.

Já o valor mais baixo, 0,055 mg. L⁻¹ no P-3, pode ser explicado devido à junção dos dois afluentes principais da bacia, o que aumenta o volume da água e tem como consequência a dissolução do fósforo, explicando a diminuição dessa variável nos pontos P3 e P4, em relação a P1 e P2.

Maiores valores de P nos pontos P-1 (0,41 mg. L⁻¹) e P-2 (0,32 mg. L⁻¹) pode ser justificado pela lixiviação agrícola, pois estão próximos a área agrícola (CETESB, 2016).

Nitrogênio total- N

A concentração de Nitrogênio é um parâmetro fundamental de classificação das águas naturais e é geralmente empregado na constituição de índices de qualidade das águas (FAY; SILVA, 2006; CETESB, 2016)

Esse parâmetro possui várias formas na água, tais como molecular, amônia e nitrato, sendo um elemento fundamental para o crescimento de algas, mas em grandes quantidades pode acarretar seu desenvolvimento acelerado (FAY; SILVA, 2006). Esse elemento pode estar presente em efluentes industriais e domésticos, fertilizantes e em excrementos animais (SILVA *et al.*, 2010).

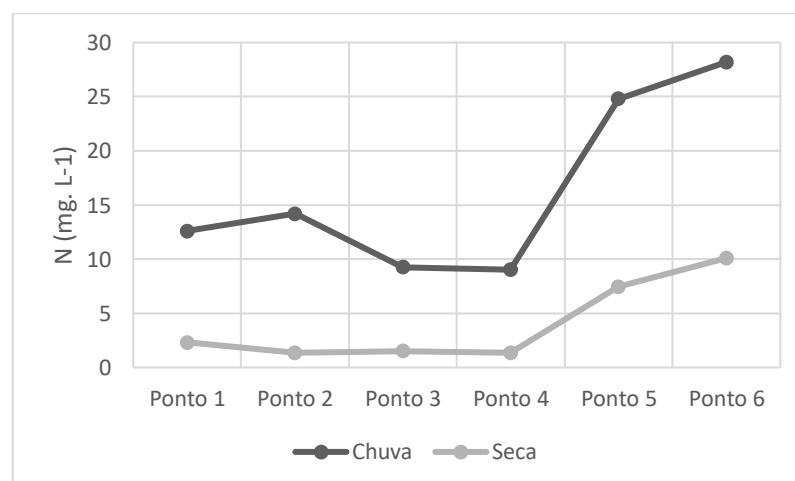
Na estação chuvosa é possível observar que a concentração do Nitrogênio total resultou em uma maior variação que no período seco (Figura 14) com valores altos nos seis pontos de amostragem. Durante esse período os pontos P1 (12,6 mg. L⁻¹) e P2 (14,2 mg. L⁻¹) apresentaram valores altos de N que podem ser justificados por esses afluentes serem os principais receptores da lixiviação das duas sub-bacias, do Ribeirão Barra Mansa e a do Rio Padre Trindade. De acordo com o mapa de Uso e ocupação solo, é possível observar uma área expressiva de atividade agropastoril em ambas as bacias.

A concentração do N está diretamente relacionada com uso e ocupação do solo da bacia, devido o processo de lixiviação do solo e o consequente escoamento de defensivos agrícolas, uma das fontes principais de N total em áreas rurais (PADILLA; GALLARDO; MANZANO, 2018).

Ainda na estação chuvosa, nos pontos P3 e P4 foram registradas as concentrações de 9,26 mg. L⁻¹ e 9,03 mg. L⁻¹, de nitrogênio, respectivamente, enquadrando esse trecho do rio na Classe 4 (BRASIL, 2005). A redução desses valores, comparados aos P2 e P2, pode ter sido influenciado pelo o grande volume d'água dos afluentes somados à precipitação que promoveram a diluição do N total nessa área.

Já nas estações de coletas P5 e P6 observa-se claramente elevação dos níveis do nitrogênio tanto no período seco quanto chuvoso. Esses resultados justificam-se por esses pontos amostrais serem receptores de esgotos, domésticos e industriais.

Figura 14- Variação do Nitrogênio total médio seca/chuva nos pontos de amostragem



Fonte: Própria autora, 2021

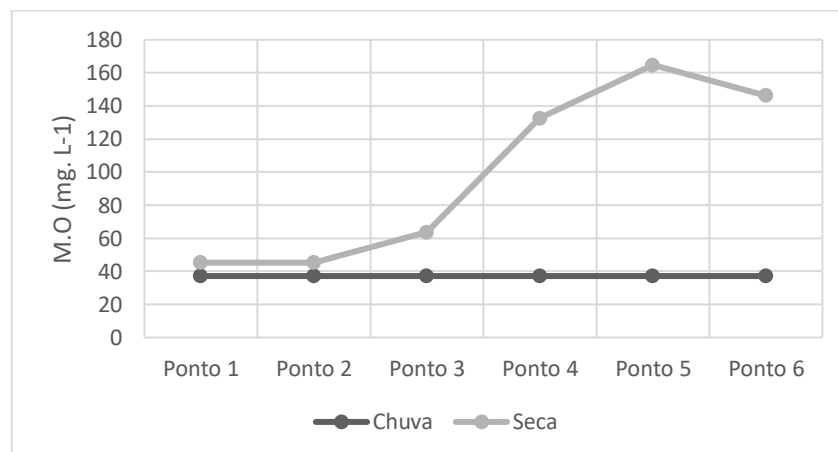
No período seco o valor do Nitrogênio total variou de 7,47 mg. L⁻¹(P-5) para <1,36 mg. L⁻¹(P-2 e P-3). Em um estudo prévio Franco *et al.* (2012) verificaram que em áreas antropizadas há concentrações mais altas de fósforo e nitrogênio total, principalmente devido aos despejos de esgoto doméstico.

Matéria Orgânica

A concentração da Matéria Orgânica no período seco foi gradativamente aumentando, sendo que os pontos menos impactados apresentaram valores baixos e os pontos impactados valores altos do teor MO (figura 15).

Os teores de matéria orgânica no período chuvoso foram estáveis apresentando uma concentração de 37,15 mg. L⁻¹, nos seis pontos amostrais.

Figura 15- Variação da concentração média da Matéria Orgânica seca/chuva nos pontos de amostragem



Fonte: Própria autora, 2021

No período seco os valores triplicaram nos pontos P5 e P6 com os valores de 164,76 mg. L⁻¹ e 146,37 mg. L⁻¹. Essa elevada variação da M.O, pode ser explicada devido a diminuição da vazão do rio no período da seca e maior acúmulo de M.O no trecho, pois a mesma não é diluída e nem carreada por não haver precipitação. Além disso, todo ano, especificamente em abril a Prefeitura de Formiga realiza uma limpeza nas margens do rio, onde é feita retirada da vegetação, tendo como consequência a adição dos restos vegetais ao rio.

De acordo com Silveira (2004) a carga de efluentes domésticos, industriais e agrícolas no corpo hídrico aumenta o teor de matéria orgânica e de nutrientes (especialmente de nitrogênio e fósforo) nestes ecossistemas aquáticos.

Já os pontos P1, P2 e P3 foi de 45,24 mg. L⁻¹, 45,24 e 63,63 mg. L⁻¹ respectivamente, esse teor de M.O pode ser explicado pela contribuição alóctone, devido a presença da mata ciliar. Segundo Silveira (2009), os sistemas lóticos são importantes para bacia hidrográfica, por contribuírem com a entrada da matéria orgânica e inorgânica.

O ponto amostral P4 apresentou maior concentração de M.O., 132,mg. L⁻¹. A densa mata riparia na margem esquerda pode ser responsável por esse aumento devido a contribuição alóctone como folhas, frutos, galhos, insetos, entre outros (TUNDISI E MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Além desse fator este ponto é localizado a montante da barragem, por isso tem um fluxo menos lótico tendo um acúmulo de M.O.

Através da análise da PCA observou-se um possível agrupamento dos pontos à montante (P1 a P4) e à jusante da cidade (P5 e P6) em função das variáveis físico-químicas. O total da variância dos dados explicada no primeiro eixo foi de 80 %, enquanto o segundo eixo teve 15,5 % e o total geral da variância explicada pelos dois primeiros eixos foi de 95,5%. (Figura 16).

As variáveis mais importantes do primeiro componente foram a condutividade elétrica e oxigênio dissolvido, já as variáveis do segundo foram o pH e fósforo total. Por meio da análise do agrupamento em função das variáveis apresentadas, foi possível observar três possíveis grupos, sendo que os pontos P1 e P2 formou um grupo com menor variação de dados e estão mais próximos dos pontos P3 e P4, esses formam o segundo grupo. Já o terceiro grupo é formado pelos pontos P5 e P6.

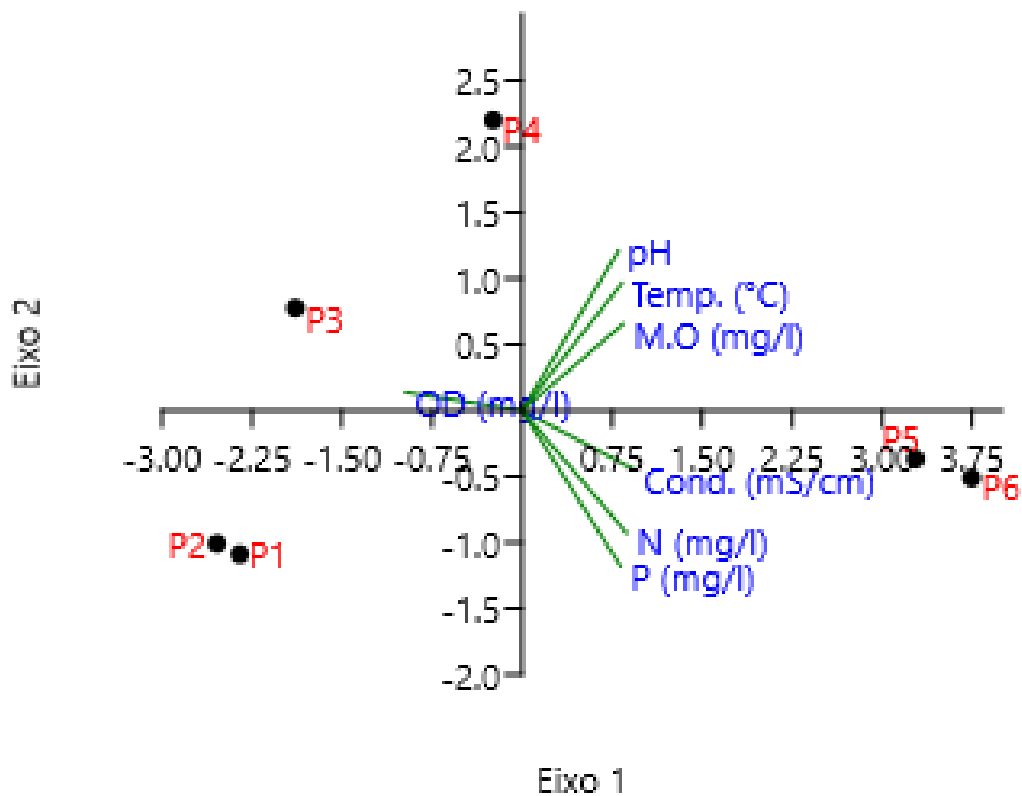
O primeiro grupo engloba os pontos P1 e P2, a variável que correlacionou foi o Oxigênio, indica que são pontos que possuem uma boa qualidade ambiental. Nesses pontos foram registrados uma alta diversidade dos EPT, que conforme Graça & Coimbra (1998), são famílias que dependente de altas concentrações de oxigênio dissolvido, correnteza e um tipo específico de substrato, como por exemplo essas aéreas possuem substrato rochoso e cascalho.

O segundo grupo formado pelos pontos P3 e P4, as variáveis que correlacionaram foram P e pH, indicando que são pontos que possuem parâmetros que indicam a boa qualidade da água, como por exemplo o valor do Fósforo foi de 0,03 para ambos pontos.

O terceiro grupo formado pelos pontos P5 e P6, uma das variáveis que correlacionou foi a Condutividade Elétrica que apresentou valores altos, indicando que são pontos impactados e que tem um conjunto de variáveis comum.

É possível verificar no gráfico que as variáveis responsáveis pela separação dos pontos foram o oxigênio dissolvido, a condutividade, o pH e o P. Esses resultados corroboram com a análise qualitativa do PAR, visto que as estações de amostragem agrupadas em áreas naturais e alteradas possuem atributos e características similares, que influenciam diretamente nos parâmetros físico-químicos.

Figura 16- Análise de componentes principais apresentando a separação as áreas amostradas da bacia rio Formiga em função das variáveis físico-químicas (Auto-valor eixo 1= 8.08527; Auto-valor eixo 2=1.60844)



Fonte: Própria autora, 2021

Comunidade de macroinvertebrados bentônicos da bacia do rio Formiga

A riqueza da comunidade bentônica foi representada por 56 táxons, divididos nos seguintes filos: Arthropoda, Mollusca, Nematoda, Nematomorpha, Annelida. Dentre eles, o Filo Arthropoda é o mais representativo, destacando a Classe Insecta, com 41 famílias. Foi coletado um total de 10.076 organismos da comunidade bentônica nos pontos amostrais.

A quinta campanha realizada na estação seca (junho) representou 19 % da abundância total, com 2091 indivíduos. A terceira campanha, realizada na estação chuvosa (fevereiro), representou apenas 7 % da abundância total, sendo possível verificar a influência sazonal na composição da comunidade bentônica (tabela 9).

Tabela 9: Abundância de táxons por campanha.

Período	Campanha	Abundância
Chuva	1 ^a	1747
Chuva	2 ^a	1440
Chuva	3 ^a	744
Seca	4 ^a	1224
Seca	5 ^a	2009
Seca	6 ^a	1657
Chuva	7 ^a	1255
Total		10.076

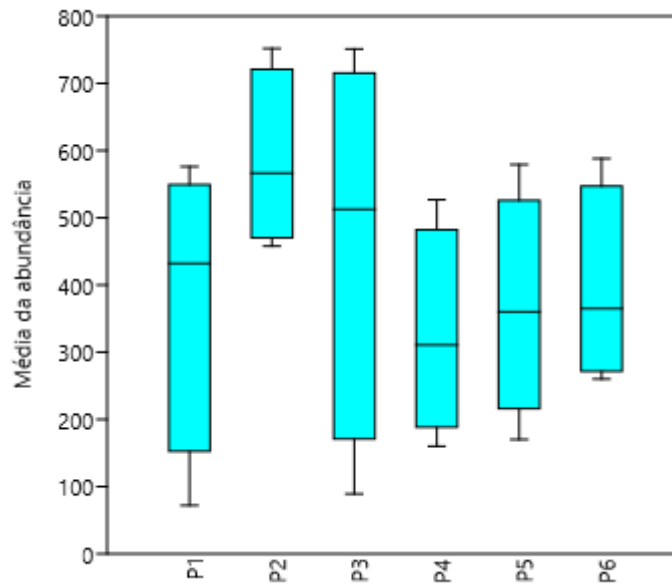
Fonte: Própria autora, 2021

De acordo com Hauer e Resh (1996) entre os períodos chuvosos e secos, ocorre alteração das características do substrato, da disponibilidade de habitats e alimento, interferindo na distribuição dos macroinvertebrados em seu nicho ecológico. Além dessas modificações, na estação chuvosa, tem as enxurradas provocadas pelas precipitações que podem carregar partes dos organismos bentônicos (CETESB, 2012). E na estação seca, sem esse fluxo intensificado, os macroinvertebrados tem estabilidade nos seus hábitats.

Porém, ao realizar a análise estatística da abundância, não foi possível verificar essa diferença significativa entre os pontos amostrados considerando as estações (seca e chuvosa) ($F= 1,407$ e $p= 0,3052$) e levando em conta a abundância total (desconsiderando o efeito sazonal) ($F= 1,575$ e $p= 0,2403$). Isso pode ser efeito dos elevados valores de desvio-padrão das amostras e a complexidade dos mesohábitats aumentando assim o coeficiente de variação dos dados (figura 17).

Esse resultado ocorre devido a estabilidade na abundância dos organismos entre as duas estações do ano, que pode ser explicada pela substituição dos táxons, nas quais as comunidades biológicas se adaptam a condição de acordo com as mudanças ambientais, principalmente pluviométricas (PIO *et al.*, 2018).

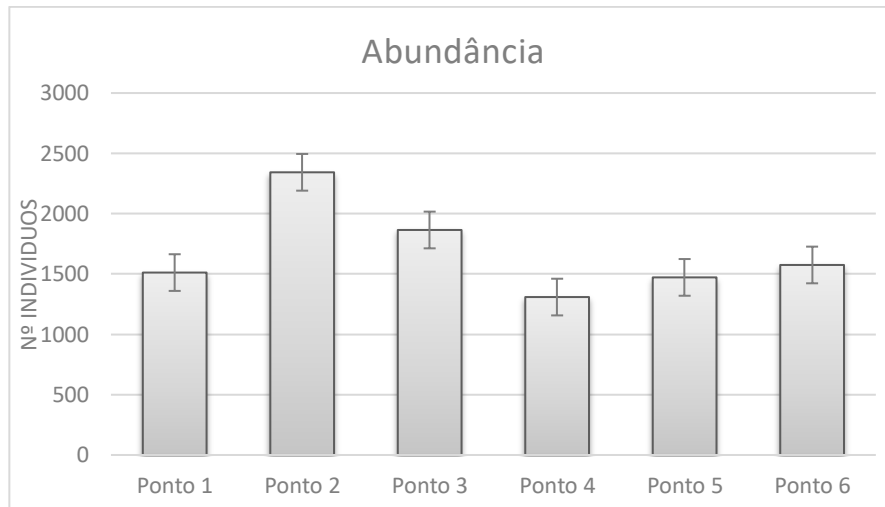
Figura 17: Box plot da abundância média com desvio padrão dos macroinvertebrados coletados nas estações de coleta.



Fonte: Própria autora, 2021

Na figura 18 foi possível verificar a abundância total dos táxons por ponto amostrado somadas as sete campanhas. O ponto que se destacou foi P2 com 2343 indivíduos com o maior valor, seguido por P3 com 1865 indivíduos e o menor valor P4 com 1369 organismos coletados.

Figura 18: Gráfico da abundância por estação de coleta.



Fonte: Própria autora, 2021.

Em relação a abundância (Figura 18), na estação de amostragem P2, as ordens EPT apresentaram a maior porcentagem de indivíduos, 60%. As famílias que se destacaram foram Baetidae (n= 601) e Perlidae (n= 491). A abundância elevada pode ser justificada pelo substrato rochoso, fluxo rápido, qualidade da água e as quedas d'água. Isso ocorre devido ao ponto estar localizado em uma área de cachoeira. Ressalta-se que as larvas dessas famílias têm preferência a esse conjunto de atributos, além disso é grupo formado por espécies sensíveis a poluição.

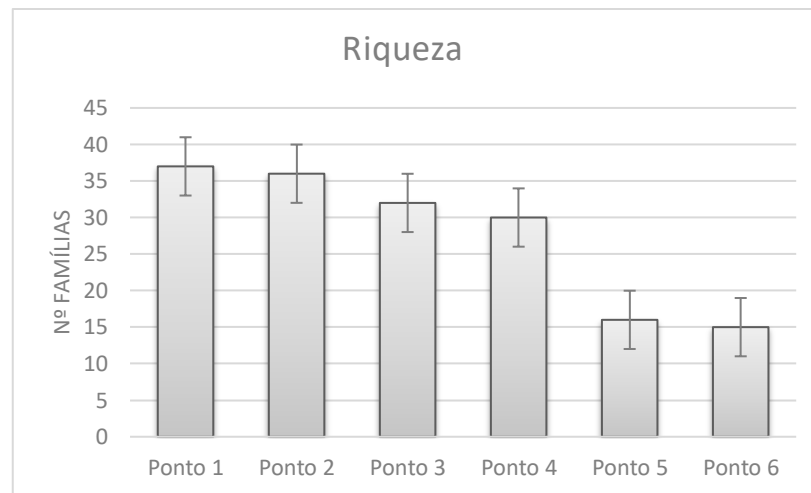
No ponto P6, a ordem Diptera foi a mais abundante, com 845 indivíduos representando 63% dos organismos coletados, sendo que a família Chironomidae (n= 696) foi a mais representativa. A classe Oligochaeta também foi abundante com 471 indivíduos coletados.

A abundância desses organismos pode ser justificada pela proximidade entre o ponto de coleta e um emissário de esgoto, o que aumenta o teor da matéria orgânica, e conseqüentemente abriga as espécies tolerantes a poluição. Trivinho- Strixino (2011), relata que esses organismos possuem como base alimentar a matéria orgânica depositada no fundo dos rios e lagos, não tem preferência quanto à diversidade de habitats e são capazes de habitar ambientes com baixo teor de oxigênio dissolvido.

Na Figura 19 é possível observar que a riqueza ao longo das estações amostrais, diminuiu. A menor riqueza foi encontrada no ponto P6 com 15 taxas, seguido por P5 com 16 taxa, pontos localizados no centro urbano e a jusante do mesmo. As estações de amostragens P1 e P2 por sua vez, apresentaram a maior riqueza, com 37 e 36 taxas respectivamente, seguido por P3 e P2 com 32 e 30 taxas respectivamente, pontos localizados a montante do perímetro urbano.

Segundo White e Walsh (2020), a redução da abundância de táxons sensíveis em riachos urbanos, e a conseqüente redução da riqueza, afirma que o escoamento de águas pluviais urbanas atua como um filtro ambiental, limitando o conjunto de espécies disponível para a formação da comunidade.

Figura 19: Gráfico da riqueza total por estação de coleta.



Fonte: Própria autora, 2021.

No período chuvoso o número de táxons foi maior (55) do que no período seco (45). De acordo com o teste Kruskal- Wallishouve diferença significativa quanto a riqueza ($H_c = 26,72$ e $p = 0,005006$). Na estação chuvosa os pontos P5 e P6 não diferiram entre si, mas diferiram dos demais pontos. Os pontos P1, P2, P3 e P4 não diferiram entre si. Já na estação seca apenas o ponto P6 diferiu dos demais pontos.

Na estação chuvosa conforme Callisto *et al.* (2001), tem o aumento da oferta de material alóctone, do volume da água, profundidade e largura do rio, esses fatores contribuí para aumento dos recursos alimentares e dos habitats. Um outro fator é que certos táxons são capazes de apresentar estratégias para resistir às perturbações promovidas pelo fluxo de água (WOODWARD *et al.*, 2015)

As comunidades de macroinvertebrados que habitam esses dois substratos diferentes, rochoso (natural) e alterado (impactado), foram diferentes, mostrando que os poluentes antropogênicos típico de rios urbanos pode modificar significativamente a composição e a biodiversidade da comunidade de macroinvertebrados (WILSON *et al.*, 2021)

A Tabela 10 apresenta a riqueza e a abundância dos macroinvertebrados registrados no período do estudo.

Tabela 10: Comunidade de macroinvertebrados bentônicos amostrados em outubro de 2019 a outubro de 2020 na Bacia do rio Formiga.

Classe/ Subclasse/ Filo/ Sub ordem	Táxons	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5	Ponto 6
Arachnida	Hydrachnidiae	1	1	1			
Oligochaeta		61	36	55	28	269	471
Hirudinea		1				190	150
Bivalvia		84	72	100	157	11	
Nematoda		1	1			18	11
Nematomorpha							1
Gastropoda	Physidae	2	19			151	3
	Planorbidae	1	11				
	Ampullariidae				2		
	Lymnaeidae					1	
	Hydrobiidae					1	
	Ancylidae	1	4		5	1	1
	Thiaridae					1	
Crustacea	ISOPODA	1			2		
Insecta	COLLEMBOLA	8	8	6	4	2	5
	MEGALOPTERA						
	Corydalidae	1					
	LEPIDOPTERA						
	Pyralidae				2		
	EPHEMEROPTERA						
	Caenidae	47		31			1
	Baetidae	333	601	663	425	3	4
	Leptohyphidae	5	106	78	15		
	Leptophlebiidae	0	19	15	2	1	
	TRICHOPTERA						
	Leptoceridae	166	47	34	40		
	Odontoceridae	7	4	3	7		
	Glossosomatidae	8	5	2			
	Hydroptilidae	33	72	57	26		
	Hydropsychidae	48	11	68	17		1
	Polycentropodidae		1	2			
	Xiphocentronidae	3	2				
	PLECOPTERA						
	Perlidae	14	491	53	1		
	COLEOPTERA						
	Elmidae	40	63	31	18	7	11
	Dytiscidae	2	10	3	10		

Gyrinidae	20	6	4	11	112	66
DIPTERA						
Chironomidae	394	380	340	328	507	696
Ceratopogonidae	18	12	34	4	37	13
Culicidae	35	7	13	24	1	3
Simuliidae	39	144	63	13	35	1
Psychodidae	2	32	3		108	132
Dixidae	6	2	9	6		
Tipulidae	1	4	1		2	
Chaoboridae		18			10	
HEMIPTERA						
Naucoridae	3	6	28			
Ochteridae	2	2				
Veliidae	13	37	45	8		
Notonectidae		5	2	58	2	
Gerridae	17	9	1	10		3
Belostomatidae	2	6	11	2		
Mesoveliidae	11	10	1	3	1	2
Hebridae	2					
ODONATA						
Gomphidae	4	8	7	8		
Libellulidae	19	41	26	18	1	
Calopterygidae	52	28	75	49		
Megapodagrionidae	1					
Aeshnidae	1					
Zygoptera	2	1				
Coenagrionidae		1		3		
Perilestidae				3		
TOTAL INDIVIDUOS						10.076

Fonte: Própria autora, 2021.

É possível observar que os taxos Trichoptera, Ephemeroptera e Odonata são os mais presentes nos pontos pouco impactados P1, P2, P3 e P4. Já nos pontos impactados P5 e P6 as taxas mais presentes são Diptera, Nematoda, Oligochaeta e Hirudinea (Tabela 10).

Duas famílias se destacaram, devido a sua abundância. Primeiramente Chironomidae, que estava presente em todos os pontos de coleta, totalizando 2645 indivíduos, o que representa 26 % dos insetos aquáticos coletados; Baetidae com 2029 indivíduos, que representa 20 % do total dos macroinvertebrados coletados.

A presença da família Chironomidae nos pontos de coletas pode ser justificada, devido a facilidade que esses indivíduos em ocupar vários tipos de ecossistemas aquáticos. Nos pontos

P5 e P6 esses foram mais abundantes, nota-se que nesses pontos os valores de oxigênio dissolvido foram baixos $4,53 \text{ mg. L}^{-1}$ e $4,43 \text{ mg. L}^{-1}$.

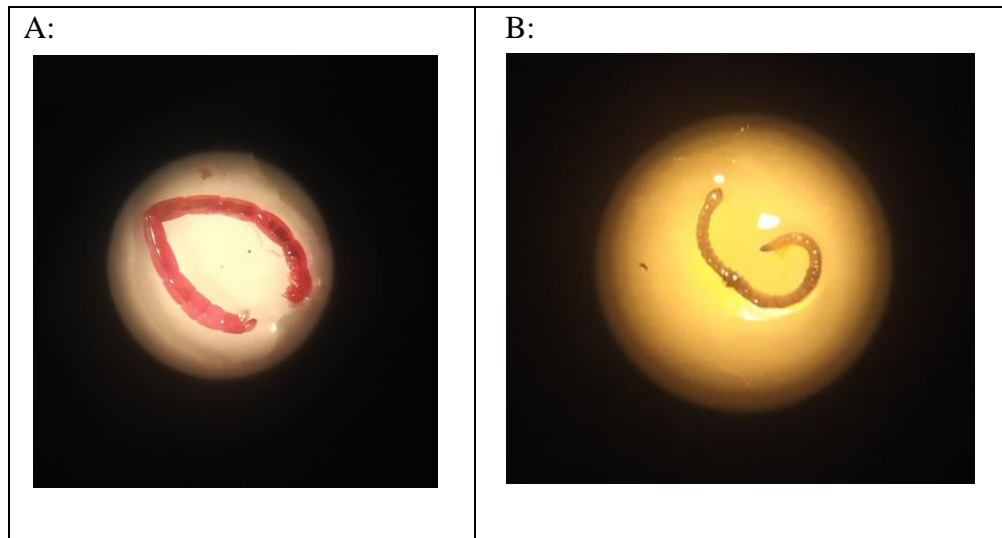
Conforme Hamada *et al.* (2014) a família Chironomidae habitam diversos ambientes aquáticos (rios, riachos, nascentes, lagos, lagoas, reservatórios e brejos) por isso é predominante na maioria dos habitats aquáticos impactados e preservados, sendo que as larvas vivem, no sedimento e na vegetação aquática, apresentando uma ampla faixa de condições nas quais podem habitar, fazendo com que esse seja um grupo cosmopolita.

O gênero *Chironomus*, também conhecida como “larva vermelha” foi coletado em alta densidade (Figura 20 A). Conforme Callisto, Gonçalves e Moreno (2012) esse gênero é encontrado em rios com elevados teores de matéria orgânica. Essas larvas possuem habilidade fisiológica para suportar ambientes adversos, podendo viver em locais com déficit de oxigênio, pelo motivo de terem hemoglobina, o que ajuda na absorção e armazenamento de oxigênio dissolvido disponível na água (HAMBURGER *et al.* 1994; ARMITAGE *et al.*, 1995).

A família Chironomidae, da ordem Diptera e a classe Oligochaeta são constituídas por alguns organismos que são tolerantes à poluição orgânica como efluentes domésticos e industriais, podendo, portanto, viver em águas poluídas (CALLISTO; GONÇALVES; MORENO, 2018).

A classe Oligochaeta (Figura 20 B), foi mais abundante nos pontos P5 e P6 o qual tem influência dos efluentes industriais e domésticos. Callisto, Gonsalves e Moreno (2012) afirmam que esses grupos estão associados a um determinado agente poluidor ou a um elemento natural potencialmente poluente. As amostras de matéria orgânica nos pontos P-4 ($164,76 \text{ mg. L}^{-1}$) e P-5 ($146,37 \text{ mg. L}^{-1}$) tiveram valores elevados, justificando a alta densidade desse organismo, devido seu hábito alimentar.

Figura 20: A- Chironomus (Diptera), B- Oligochaeta

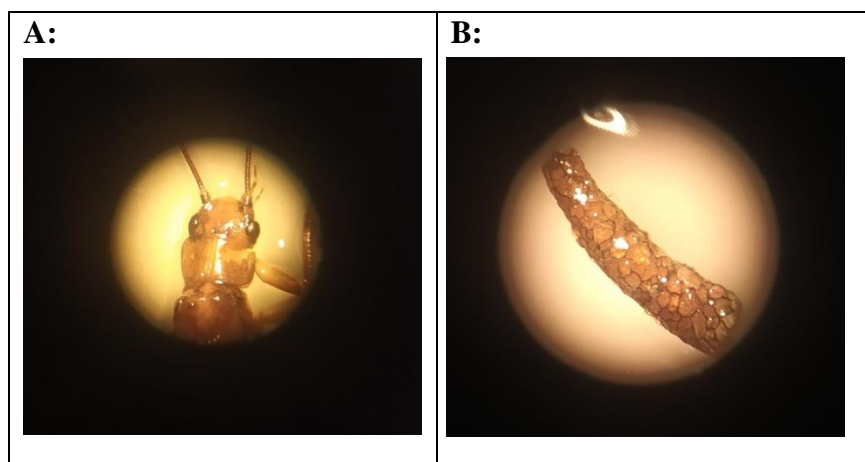


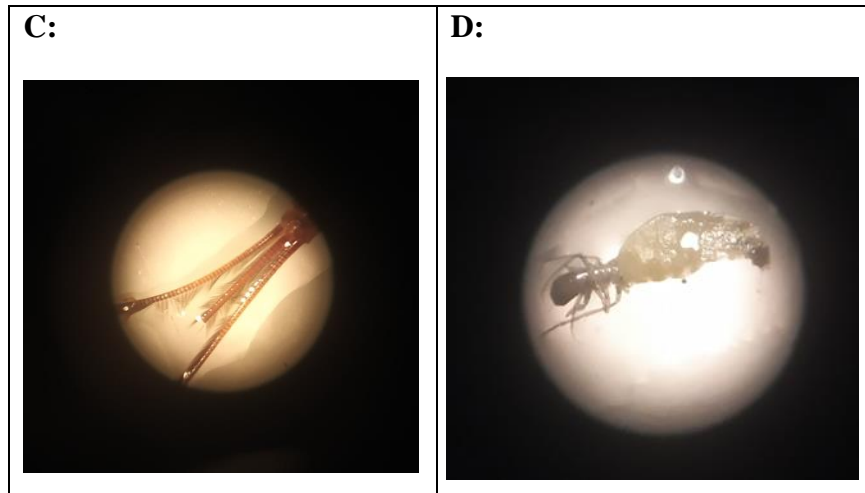
Fonte: Própria autora, 2021.

Nos pontos P1, P2, P3 e P4 observa-se que indivíduos do grupo EPT (Figura 21) foram abundantes, apresentando 12 famílias, totalizando em 3.562 indivíduos que representa 35 % dos macroinvertebrados coletados. Esses pontos apresentam mata riparia conservada, diversidade de habitats e pouca influência antrópica.

De acordo com a classificação de Goulart e Callisto (2003), EPT é formado por um grupo de famílias que são consideradas sensíveis às alterações ambientais e apresentam necessidade de altas concentrações de oxigênio dissolvido e preferencias por ambientes com alta diversidade de habitats e micro habitats (CALLISTO; GONÇALVES; MORENO, 2018)

Figura 21: A: Perlidae (Plecoptera), B: Odontoceridae (Trichoptera), C: Baetidae (Ephemeroptera), D: Hydroptilidae (Trichoptera)



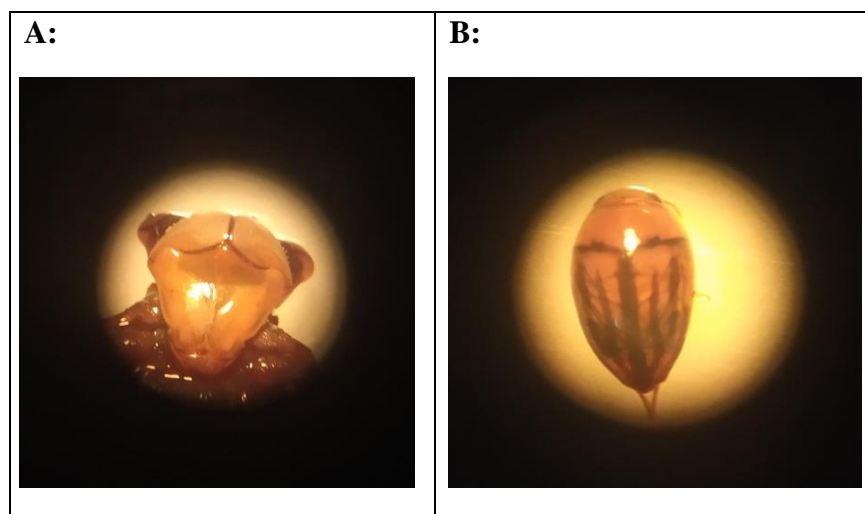


Fonte: Própria autora, 2021.

Grupos como Ephemeroptera (Figura 20 C), Plecoptera (Figura 23 A) e Trichoptera (Figura 23 B e D) - EPT, são conhecidos por serem mais sensíveis a modificações ambientais. Portanto, são considerados indicadores de boa qualidade de água (GOULART; CALLISTO, 2003).

Por fim as ordens que apresentaram uma densidade média foram: Odonata representada pela família Calopterygidae (Figura 22 A) e Coleoptera representada pela família Elmidae (Figura 22 B). Observa-se que essas famílias foram mais abundantes nos pontos P1, P2, P3 e P4. Essas duas ordens, conforme a classificação de Goulart e Callisto (2003), são organismos plásticos e tolerantes a alguma alteração no ambiente e precisam de concentrações de oxigênio dissolvido em menor quantidade se comparado com as sensíveis.

Figura22: A: Libellulidae (Odonata), B: Elmidae (Coleoptera)



Fonte: Própria autora, 2021.

A comunidade bentônica pode sofrer modificação na composição, abundância e riqueza e isso ocorre quando há alterações na qualidade dos ecossistemas aquáticos como por exemplo a perda da mata ciliar (GALDEAN; CALLISTO; BARBOSA, 2000), que diminui a disponibilidade de habitats para os indivíduos e a estabilidade das margens do canal (ZEQUI *et al.*, 2019).

Conforme Hepp e Restello (2007) os índices de riqueza, diversidade e equitabilidade podem ser utilizados como parâmetro de qualidade da água e confirmam ainda que altos valores desses parâmetros indicam uma qualidade boa da água.

No período chuvoso, verificaram-se os maiores valores médios do Índice de Shannon e da Equitabilidade de Pielou nos pontos P1, P2, P3 e P4, na área classificada como natural (Figura 11). Esse resultado mostra que esses pontos possuem uma alta diversidade e uniformidade entre o número de indivíduos pelo número de famílias. O ponto P2 apresentou os valores mais altos, $H' = 2,12$ e $J' = 0,73$, sendo considerado, nesse estudo, um dos pontos com maior diversidade de espécies com riqueza totalizando 36 táxons.

A estação amostral P2, possui características que favorecem a diversidade por exemplo possui mata ciliar preservada, grande variedade de habitats, substrato rochoso, além desses, apresenta os valores dos parâmetros químicos que estão em conformidade com a Resolução do CONAMA 357/2005, para o enquadramento na Classe 1.

Por outro lado, os pontos P5 e P6 na área impactada apresentaram os menores valores dos índices, totalizando 16 e 15 táxons respectivamente.

Essas estações amostrais são caracterizadas por serem impactadas pelos efluentes domésticos e industriais, possuem pouca variedade de habitats e não possuem mata ciliar preservada.

Tabela 11 - Valores dos índices de Shannon (H') e Pielou (J'), no período chuvoso, dos pontos de amostragem na bacia do rio Formiga. (Houve diferença significativa entre os pontos pelo teste Kruskal-Wallis $H_c = 23,6$ e $p = 00,04$)

Métricas	P1	P2	P3	P4	P5	P6
Shannon-Wiener (H')	1,93	2,12	1,93	1,84	1,07	1,28
Equitabilidade (J')	0,67	0,73	0,68	0,64	0,49	0,67

Fonte: Própria autora, 2021

O mesmo ocorreu no período seco (Tabela 12), em que os pontos que obtiveram maiores valores foram P1 e P3 que estão na área preservada, e os pontos com menores valores foram P5

e P6. É possível observar que houve variação nos valores dos índices entre os períodos chuvoso e seco.

Tabela 12- Valores dos índices de Shannon (H') e Pielou (J'), no período seco, dos pontos de amostragem na bacia do rio Formiga (não houve diferença significativa entre os pontos pelo teste Kruskal-Wallis).

Métricas	P1	P2	P3	P4	P5	P6
Shannon-Wiener (H')	2,17	1,86	2,03	1,65	1,61	1,17
Equitabilidade (J')	0,72	0,62	0,70	0,62	0,74	0,56

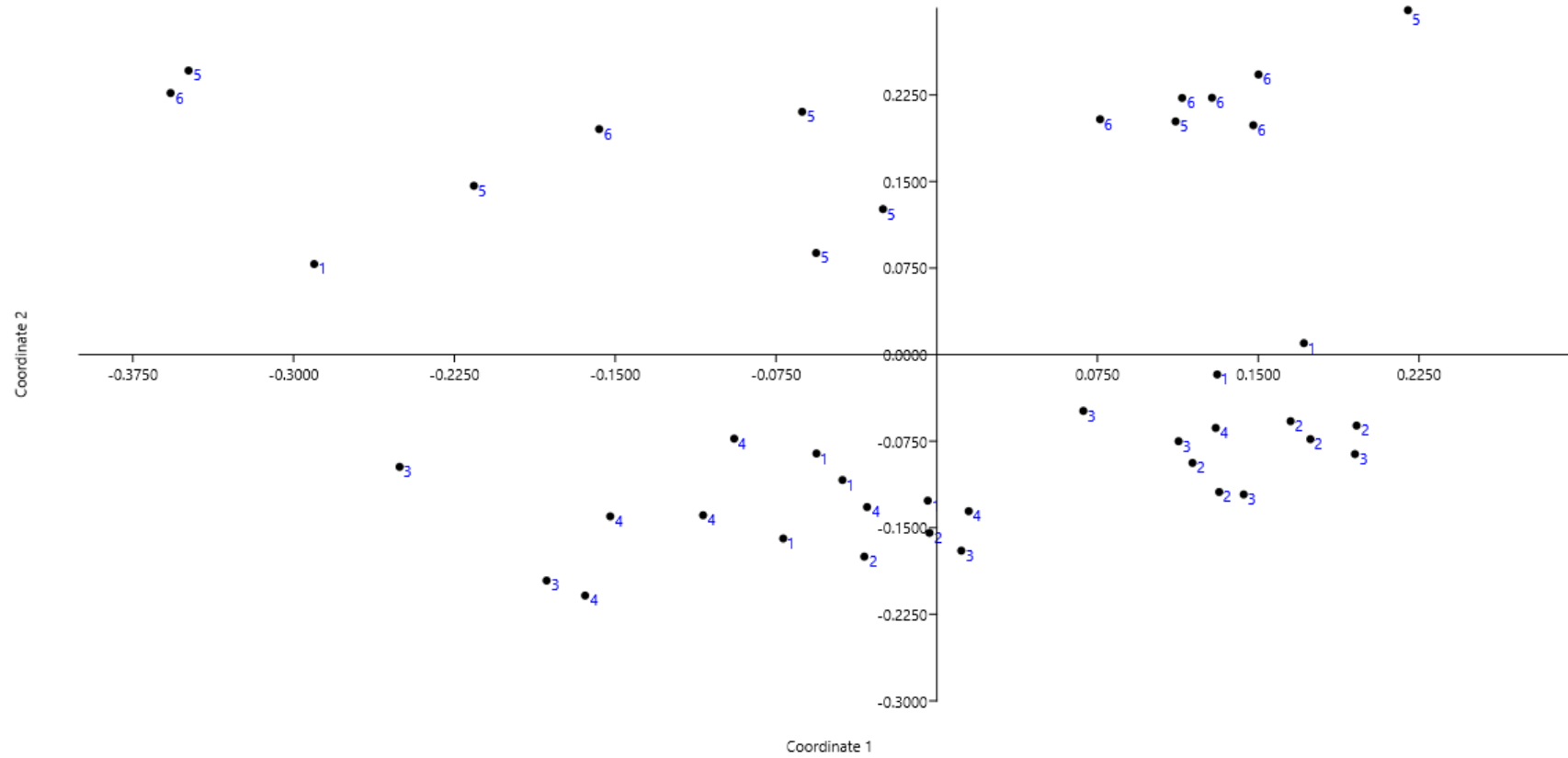
Fonte: Própria autora, 2020

Pela análise de comparação das médias da diversidade, no período chuvoso, formou-se o grupo constituído pelos os pontos P1 e P2, esse grupo é diferente do grupo composto pelos pontos P5 e P6. O grupo formado pelos pontos P3 e P4 é diferente do ponto P6.

Desse modo, nota-se que a avaliação somente da abundância não é suficiente para indicar a qualidade dos ecossistemas aquáticos, uma vez que a abundâncias não diferiram entre os pontos amostrais. A dominância de táxons resistentes nos pontos P5 e P6 proporcionam a homogeneidade na funcionalidade do ambiente, o que pode afetar alguns processos ecológicos. Os estudos dos autores Bersch (2020) e Farias, Azevedo e Molozzi (2016), corroboram com essa observação.

Por meio da análise de Coordenadas Principais (PcoA) foi observado a formação de dois grupos, em função da similaridade, um acima outro abaixo do eixo 1. O primeiro grupo representa as unidades amostrais do perímetro urbano (P5 e P6) e o segundo, da área natural (P1, P2, P3 e P4), sendo possível observar que houve a separação da área rural e área urbana. Ressalta-se que a maior separação foi dos pontos P5 e P6. A primeira e segunda coordenada explicaram 52% da variação observada, os autovalores foram Eixo 1 = 1,98 e Eixo 2= 1,07 (Figura 23).

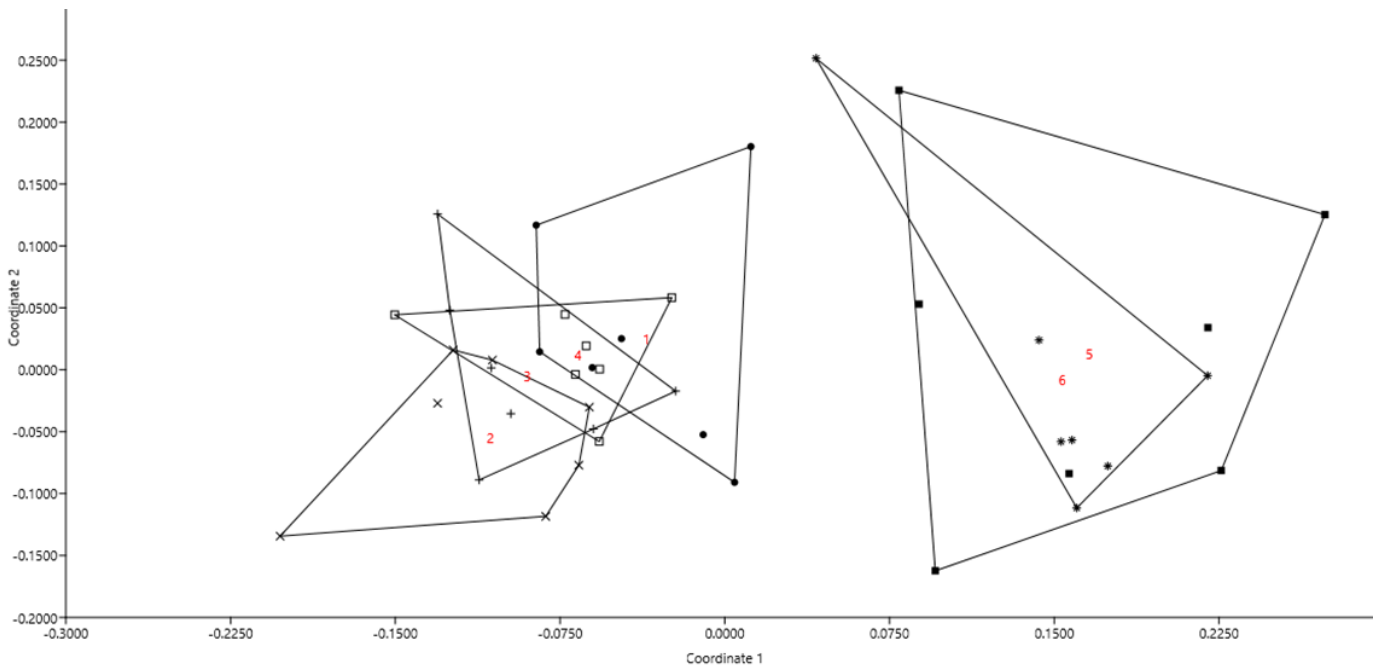
Figura 23-Análise de Coordenadas Principais (PCoA) baseada na abundância dos seis pontos de coleta (P1, P2, P3, P4 P5, e P6), no período chuvoso e seco, utilizando o índice de similaridade Bry- Curtis.



Fonte: Própria autora, 2021.

A análise de NMDS corrobora com a formação desses grupos sendo que os dois eixos somados explicam 86% do comportamento (Figura 24)

Figura 24-Escalonamento Multidimensional não métrico em função da similaridade das espécies (índice de bry-curtis) por estação de coleta. Stress= 0,15. R^2 eixo 1 = 0,59 e R^2 eixo 2 = 0,27.



Fonte: Própria autora, 2020

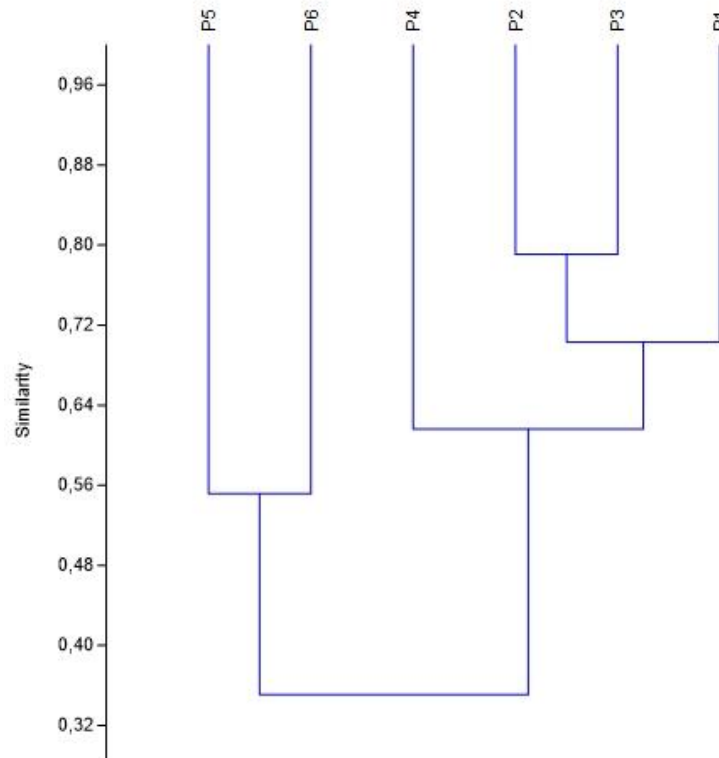
Analisando o padrão gerado, observa-se que, no gráfico os pontos P1, P2, P3 e P4 formaram um grupo, mas é possível verificar que houve uma maior dispersão dos polígonos, que significa uma diferença maior entre os pontos. Os pontos P5 e P6 também formaram um outro grupo, sendo possível observar que os polígonos tiveram uma sincronia, que significa que os são similares.

Para afirmar se áreas são mesmo diferentes estatisticamente foi realizada a Análise de Similaridade (ANOSIN), que evidenciou diferença entre as áreas, ($R= 0,40$ e $p = 0,0001$). Os pontos P1, P2 e P3 diferiram dos pontos P4 e P5. Os pontos P1 e P2, também não foram similares, mas pelo fato de serem similares com os pontos P3 e P4 formaram um grupo. Os pontos mais similares foram P5 e P6 formando o segundo grupo.

Realizando uma análise qualitativa através do Índice de Similaridade de Sorensen (Figura 25), os resultados mostraram que as comunidades bentônicas dos pontos amostrais (P1, P2, P3, P4) foram mais semelhantes entre si, esses pontos estão localizados em uma área pouco impactada, sendo considerada como área preservada. Da mesma forma, as comunidades

bentônicas dos pontos amostrais P5 e P6 também foram mais semelhantes entre si, já esses pontos estão localizados em uma área impactada.

Figura 25- Dendrograma de análise de agrupamento das estações amostrais por meio da similaridade de Sorensen entre famílias de macroinvertebrados amostrado no período de out/2019 a out/ 2020 na bacia do rio Formiga.



Fonte: Própria autora, 2021

Os resultados da Análise SIMPER (tabela 13) mostram a porcentagem dos principais táxons que contribuíram com o agrupamento dos pontos em dois grandes grupos.

Tabela 13: Resultados que somaram 80% da explicação dos agrupamentos da Análise de SIMPER. Área 1: área natural (pontos 1 a 4); área 2: área impactada (pontos 5 e 6).

Táxon	Av. dissim.	Contrib. %	Acumulada %	Área 1	Área 2
Baetidae	17,68	22,6	22,6	72,2	0,583
Chironomidae	12,59	16,09	38,69	51,5	77,9
Oligochaeta	10,05	12,84	51,53	6,43	47,9
Perlidae	3,601	4,602	56,13	20	0
Psychodidae	3,413	4,362	60,49	1,32	14
Hirudinea	3,378	4,318	64,81	0,036	15,3
Bivalvia	3,287	4,202	69,01	14,8	0,0833
Simuliidae	2,412	3,083	72,1	9,25	3
Physidae	2,28	2,914	75,01	0,75	8,75
Leptoceridae	2,209	2,823	77,83	10,3	0
Gyrinidae	1,917	2,45	80,28	1,46	8,42

Fonte: Própria autora, 2021.

As famílias exclusivas da área natural foram das ordens EPT (Perlidae, Leptoceridae, Odontoceridae e Glossosomatidae), Hemiptera (Veliidae, Naucoridae e Belostomatidae), e Odonata (Gomphidae) e Coleoptera (Dixidae). Nota-se que as famílias pertencem aos grupos intolerantes que são organismos sensíveis à poluição e tolerantes que são aqueles que suportam pouca poluição. A presença desses táxons na área natural confirma a boa qualidade da água nesses afluentes.

A distribuição dos macroinvertebrados bentônicos foi distinta nas duas áreas, com a presença de famílias sensíveis à poluição na área natural, e de famílias tolerantes a poluição na área impactada. Os autores Wilson *et al.* (2020) relatou uma abundância maior de táxons tolerantes em riachos impactados, cujo esses táxons eram relativamente insensíveis à qualidade ambiental.

Índices Bióticos

BMWP

Os resultados do BMWP foram obtidos por meio da somatória das famílias coletadas em cada estação de coleta, sendo os seis pontos de coleta classificados conforme a pontuação estipulada.

Segue a tabela 14 com os macroinvertebrados bentônicos presentes na bacia do rio Formiga com suas respectivas pontuações do BMWP, de acordo com o nível de saprobidade, conforme os autores Alba-Tercedor; Sánchez-Ortega (1988) e Junqueira *et al.* (2000):

Tabela 14- Macroinvertebrados bentônicos presentes na bacia do rio Formiga e suas respectivas pontuações do BMWP.

Taxa	BMWP'
Oligochaeta	1
Chironomidae, Culicidae	2
Psychodidae, Physidae, Planorbidae, Naucoridae, Veliidae, Gerridae, Belostomatidae, Mesoveliidae, Hebridae, Hydrobiidae, Notonectidae	3
Dytiscidae, Gyrinidae, Ceratopogonidae, Lymnaeidae, Thiaridae	4
Caenidae, Baetidae, Simuliidae, Dixidae, Tipulidae, Ampullariidae, Hydropsychidae, Elmidae	5
Hydroptilidae, Ancylidae, Corydalidae	6
Leptohiphidae, Leptoceridae, Gomphidae, Libellulidae, Megapodagrionidae, Hydrachnidiae, Polycentropodidae, Coenagrionidae	7
Glossosomatidae, Calopterygidae, Aeshnidae, Leptophlebiidae, Perilestidae	8
Odontoceridae, Xiphocentronidae, Perlidae	10

Fonte: Própria autora, 2021

Os seis pontos amostrais foram classificados conforme a pontuação obtida tabela 15. Os valores obtidos pelo índice variaram de 193 a 56, indicando que ao longo da bacia são encontradas águas com qualidade ótima à qualidade duvidosa.

Tabela 15:- Avaliação da qualidade da água por meio do índice BMWP'.

Pontos	BMWP	Classe	Qualidade
P1	193	I	Ótima
P2	187	I	Ótima
P3	171	I	Ótima
P4	153	I	Boa
P5	59	III	Duvidosa
P6	56	III	Duvidosa

Fonte: Própria autora, 2021

Os pontos amostrais P1, P2 e P3 foram qualificados como pertencentes à Classe I, o que significa que a água possui qualidade boa. Essa Classe é caracterizada por ter águas bem oxigenadas que indicam boa condição ambiental e viabilizam a sobrevivência de famílias mais sensíveis, o que resulta em uma pontuação alta do BMWP.

Nesses pontos as famílias mais abundantes pertencem ao EPT. De acordo com Bailey (2004) a diversidade e a riqueza de táxons do EPT, aumentam quando há maior quantidade de cobertura vegetal da na mata ciliar. Essas famílias recebem pontuação alta, devido a sua sensibilidade a poluição.

As famílias indicadoras desses pontos foram Baetidae (Ephemeroptera), Leptohiphidae (Ephemeroptera), Leptoceridae (Trichoptera), Hydroptilidae (Trichoptera), Hydropsychidae (Trichoptera) e Perlidae (Plecoptera), são consideradas indicadoras de boa qualidade de água, conforme BMWP.

Segundo Pereira Júnior *et al.* (2019), famílias da ordem Trichoptera precisam de afluentes com alto teor de oxigênio dissolvido e com uma menor carga de nutrientes, tendo potencial de ser indicadora de ambientes oligotróficos. Isso corrobora com esta pesquisa, visto que a família Leptoceridae foi mais abundante no ponto P1. Esse possui águas claras, baixo enriquecimento com nutrientes (Oligotrófico, P= 021), substrato areoso e com elevado teor de oxigênio.

O grupo Baetidae foi o mais abundante nesses pontos com 1597 indivíduos coletados. Segundo Buss *et al.* (2004) essa família possui duas vantagens: é facilmente encontrada em variados tipos de substratos, tais como folhiços, seixos e rochosos e sua identificação é fundamentada na forma imatura, não tendo necessidade de associar com a forma adulta. Por isso são consideradas ótimas indicadoras da integridade de riachos. Buss *et al.* (2002) também encontraram alta abundância da família Baetidae em locais com níveis intermediários de impactos.

Além disso dentre as famílias de Ephemeroptera coletadas no Brasil, Baetidae é mais abundante (Goulart e Callisto, 2005; Buss e Salles, 2007) e é a que possui maior número de espécies coletadas, já que é um grupo amplamente distribuídos em várias regiões (LUGO-ORTIZ; MCCAFFERTY, 2015; BARBER-JAMES *et al.*, 2008; SALLES, 2011).

Em relação à ordem Plecoptera, a família mais abundante foi Perlidae, em especial no P2. Esse ponto possui predominante um substrato rochoso, um fluxo rápido e águas claras. Giller e Malmqvist, (1998) relatam que as ninfas dessa família habitam sob pedras, preferencialmente, e ocasionalmente em qualquer lugar do rio onde haja altas concentrações de oxigênio.

Os pontos amostrais P5 e P6 obtiveram menor pontuação do BMWP, atingindo a Classe III considerada água poluída (sistema alterado). Esses pontos, que estão localizados no interior e à jusante do perímetro urbano, são os que apresentaram maior nível de degradação devido à carga de efluentes industriais e domésticos sem tratamento, ausência de vegetação ripária e assoreamento. De acordo com Menezes *et al.* (2018) os menores valores para as métricas, foram em pontos classificados como impactados e alterados.

P5 e P6 ainda tiveram as menores riquezas com abundância de Chironomidae com 1545 indivíduos coletados, seguido por Psychodidae com 240 indivíduos. O filo Annelida também foi abundante, com as Classes Oligochaeta e Hirudinea, totalizando 1080 indivíduos. Esses táxons apresentam pontuação baixa no BMWP, por serem tolerantes à poluição. Além disso são grupos muito conhecidos por mostrar uma alta resiliência a alterações ambientais e a impactos antropogênicos sendo por isso utilizados na bioindicação. Apresentam espécies tolerantes à poluição orgânica como efluente domésticos e industriais, podendo, portanto, habitar em águas poluídas. (RUIZ *et al.*, 2013; SERRA *et al.*, 2017).

A família Chironomidae é bastante utilizada em pesquisas de bioindicação, por ser considerada como um dos grupos mais importantes entre os macroinvertebrados, isso ocorre devido à alta abundância dessa família em diversos tipos de ambiente aquáticos (DOMINGUEZ e FERNANDEZ, 2009).

BMWP-ASPT

Os valores adquiridos a partir do índice ASPT para cada ponto de amostragem e seu respectivo diagnóstico são descritos na tabela 16. Os valores encontrados para a bacia variaram de 3,68 (P5) a 5,34 (P3), indicando qualidade duvidosa a provável poluição severa para os locais amostrados.

Tabela 16- Valores encontrados para o Índice Average Score per Taxon (ASPT) nos pontos amostrados da bacia do rio Formiga.

Pontos	ASPT	Família	Qualidade
P1	5,21	37	Duvidosa
P2	5,19	36	Duvidosa
P3	5,34	32	Duvidosa
P4	5,1	30	Duvidosa
P5	3,68	16	Severa
P6	3,73	15	Severa

Fonte: Própria autora, 2021

O BMWP-ASPT diferiu do índice anterior, de maneira que os pontos P1, P2, P3 e P4, foram classificados como ambiente de qualidade duvidosa, os valores variaram de 5,34 a 5,10, já os pontos P5 e P6, os resultados não diferiram, os pontos foram classificados como ambiente com provável poluição severa, obtiveram a pontuação de 3,68 e 3,73. Essa diferença é explicada pela quantidade de família encontradas em cada ponto, ou seja, quanto maior a diversidade, maior será o resultado obtido, conseqüentemente, melhor será a qualidade da água na estação de coleta.

De acordo com Walley e Hawkes, (1997), esse índice é realizado com o objetivo de tornar o BMWP mais eficaz e eficiente. Por isso é possível notar que os índices tiveram resultados semelhantes, corroborando para veracidade da classificação da qualidade ambiental dos pontos amostrados.

Porcentagem EPT e Razão EPT/Chironomidae

Os índices porcentagem de EPT e EPT/ Chironomidae (tabela 17) corroboraram com os demais índices. Os pontos P1, P2, P3 e P4 foram considerados pontos de qualidade boa a regular e os pontos P5 e P6, qualidade ruim a muito ruim, corroborando com as demais classificações.

Tabela 17- Pontuação obtida pelo índice % EPT e EPT/ Chironomidae para os macroinvertebrados bentônicos encontrados na bacia do rio Formiga.

Pontos	% EPT	Qualidade	EPT/CHIRO	Qualidade
P1	43,42	Regular	1,68	Boa
P2	57,82	Boa	3,57	Boa
P3	53,73	Boa	2,95	Boa
P4	40,4	Regular	1,62	Boa
P5	0,15	Ruim	0,003	Muito ruim
P6	0,29	Ruim	0,005	Muito ruim

Fonte: Própria autora, 2021

Os resultados do % EPT foram relevantes para os pontos P2 e P3, classificando como água de qualidade boa. Esse resultado pode ter sido influenciado pela quantidade de indivíduos da família Baetidae que no ponto P2 foi de 601 e no ponto P3 foi de 663. A família Baetidae é cosmopolita e muito abundante, tem uma ampla distribuição em boa parte do planeta e em ambientes diferentes dentro dos rios (DOMINGUEZ; FERNANDEZ, 2009; DOMINGUEZ *et al.*, 2006).

O índice EPT/ Chironomidae classificou os pontos P5 e P6 como ambientes de qualidade de água muito ruim, mostrando que o grau de poluição orgânica é severo. Esta classificação da estação de amostragem P5 é devido uma descarga de um efluente de esgoto próximo a esse ponto, o que também influencia a abundância da família Chironomidae, com 507 indivíduos. E no ponto P6 com 696 indivíduos, por ser uma estação de amostragem que recebe toda a carga de efluentes industriais e urbanos, já que está localizado a jusante do perímetro urbano.

De acordo com Lencioni *et al.* (2012) e Lencioni (2018) os parâmetros temperatura, constituição do substrato e impactos antrópicos são os principais fatores que determinam a distribuição e abundância da família Chironomidae. Ainda destacaram que certas espécies podem estar associadas a níveis elevados de perturbação e outras podem se adaptar em ambientes de boa qualidade.

Os resultados similares dos índices bióticos aplicados (BMWP, ASPT, % EPT e EPT/ Chironomidae) em relação à qualidade da água das estações amostrais, evidenciam a veracidade da sua classificação de qualidade e a importância de utilizar macroinvertebrados bentônicos como organismos bioindicadores (tabela 18).

A diferença entre os índices, mesmo que de forma pequena, pode estar relacionada à ausência da identificação dos níveis taxonômicos mais baixos ou os resultados podem estar disfarçados por espécies generalistas que possuem valores medianos nestes índices.

Tabela 18- Índices bióticos para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos da bacia do rio Formiga.

Pontos	BMWP	ASPT	EPT/CHIRO	% EPT
P1	Ótima	Duvidosa	Boa	Regular
P2	Ótima	Duvidosa	Boa	Boa
P3	Ótima	Duvidosa	Boa	Boa
P4	Ótima	Duvidosa	Boa	Regular
P5	Duvidosa	Severa	Muito ruim	Ruim
P6	Duvidosa	Severa	Muito ruim	Ruim

Fonte: Própria autora, 2021.

Conforme a tabela é possível analisar que o índice que apresentou maior divergência foi a porcentagem de EPT.

Gonçalves e Menezes (2011), realizaram um estudo que tinha como objetivo realizar a comparação entre quatro índices bióticos (BMWP, porcentagem de EPT, ASPT e HFBI) de avaliação da qualidade da água, usando macroinvertebrados, com o intuito de apresentar qual o índice mais indicado. Foi relatado que o índice HFBI foi o que menos apresentou as condições de qualidade da água e não foi possível identificar o índice mais recomendado, uma vez que a comparação das categorizações mostra inconsistências na comparação dos valores obtidos da qualidade da água e estrutura da comunidade bentônica.

Conforme a tabela 18 é possível observar que os índices apresentaram padrões similares, com exceção da porcentagem de EPT, já que segundo Gonçalves e Menezes (2011), a categorização realizada por esse índice pode ser influenciada por algumas famílias. Por exemplo os indivíduos da ordem Ephemeroptera são organismos adaptados a substratos rochosos e não são frequentes em substratos arenosos, o que pode afetar os resultados.

Isso foi observado no presente estudo, já que os pontos P2 e P3 tiveram o dobro de abundância de indivíduos do grupo EPT, 1359 e 1006 respectivamente. Esses pontos possuem substratos predominantemente rochoso, justificando a categorização realizada pelo índice.

Corroborando com o estudo dos autores, não é possível indicar qual é o índice mais eficaz e sim observar os padrões apresentados pelos três índices (BMWP, ASPT e EPT/CHIRO), que consideraram que a qualidade da água dos pontos P1, P2, P3 e P4 é superior que a qualidade dos pontos P5 e P6.

Dessa forma a partir dos resultados obtidos pelos Índices Bióticos e métricas, é possível separar duas áreas no estudo, a primeira pode ser considerada como área com pouca interferência humana, abrangendo os pontos P1, P2, P3 e P4, que foram classificados como ambientes de qualidade boa e uma segunda área como área impactada que é formada pelos pontos P5 e P6, que foram classificados como ambientes de qualidade ruim.

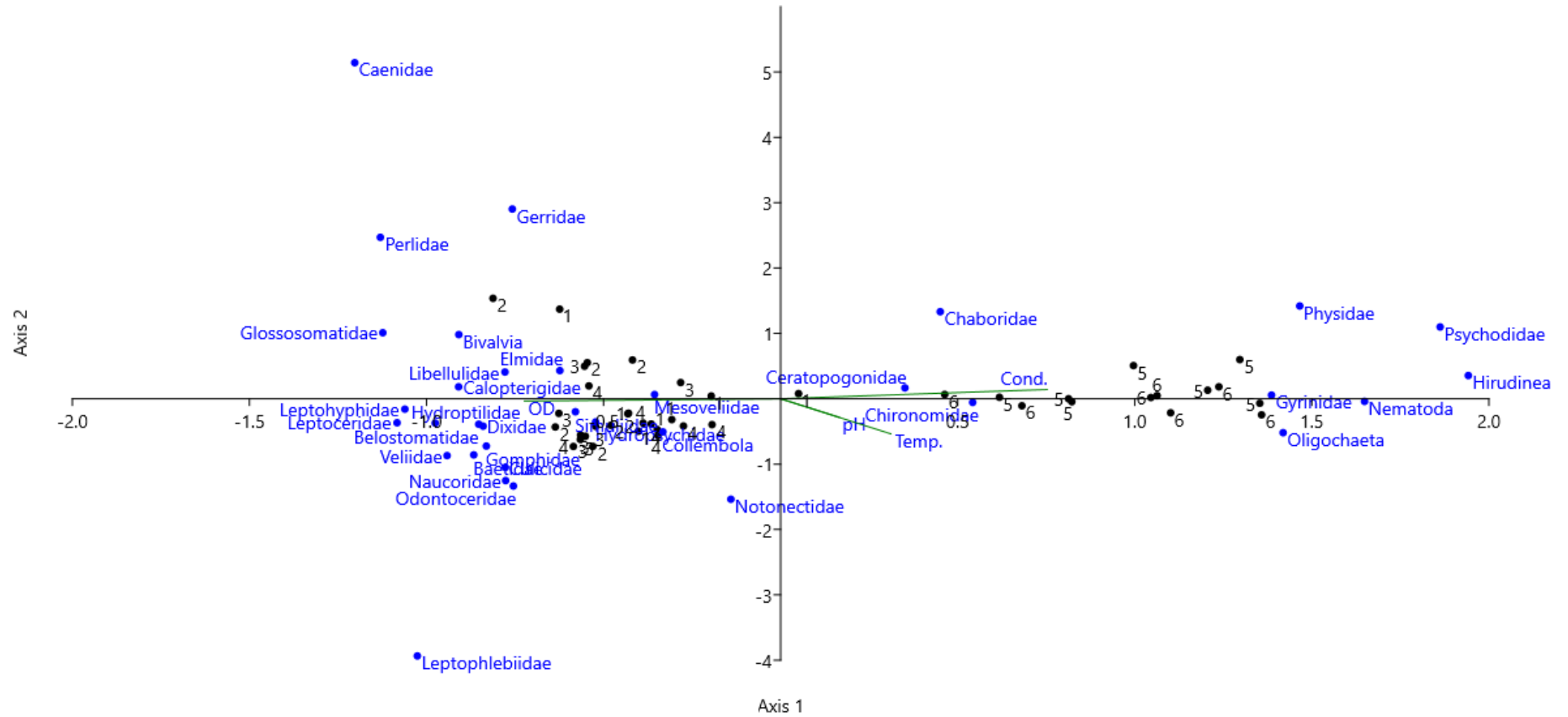
Fatores abióticos e Estrutura da comunidade bentônica

A caracterização limnológica das águas da bacia do rio Formiga apresentou ter influência de vários impactos antrópicos, os quais acarretam alterações nos parâmetros físicos, químicos e biológicos ao longo dos afluentes estudados.

Os resultados dos Índices Bióticos (Índices de equitabilidade, similaridade e de diversidade) e abióticas (parâmetros físico-químicos), indicam águas com melhor qualidade nos trechos a montante do perímetro urbano (P1, P2, P3 e P4), e em contraste com águas de qualidade ruim nos pontos no interior (P5) e a jusante do perímetro urbano (P6). Por isso a separação em área natural (P1 a P4) e impactada (P5 a P6) foi tão evidente em todas as análises apresentadas e discutidas.

A Análise de Correspondência Canônica (CCA) traz uma correlação entre as variáveis abióticas e os dados faunísticos nas estações de amostragens. Os autovalores dos componentes extraídos (Eixo 1= 0,41 e Eixo 2= 0,093), explicaram 86 % das variações na qualidade da água entre os pontos de coleta correlacionados com a ocorrência dos organismos (Figura 26).

Figura 26- Diagrama de ordenação gerado pela Análise Correspondência Canônica utilizando as variáveis abióticas, dados faunísticos, e estações de amostragens da bacia hidrográfica do rio Formiga.



Fonte: Própria autora, 2021.

O oxigênio dissolvido, em eixo negativo, influenciou os grupos sensíveis e os grupos tolerantes como já esperado, como por exemplo, Leptohiphidae, Leptoceridae, Hydroptilidae e Libellulidae, Elmidae, Calopterygidae, observando-se que houve agrupamento dos pontos P1, P2, P3 e P4. Essa variável influenciou diretamente na distribuição das famílias sensíveis, sendo possível observar que foram presentes apenas nesses pontos que tiveram altas concentração de Oxigênio dissolvido.

O aumento Condutividade Elétrica influenciou os grupos resistentes, como por exemplo, Chironomidae, Physidae, Hirudinea, Nematoda, Oligochaeta. Também se observa que os pontos P5 e P6 ficaram mais próximos e distantes dos demais pontos.

Os resultados desses índices corroboram a classificação natural obtida por meio PAR e a qualidade da água ótima obtida por meio do BMWP, para os pontos P1, P2, P3 e P4. Nesses pontos é possível observar um melhor estado de conservação, pois possuem mata ciliar, margens estáveis, alta diversidade de habitats, fundo diversificado e além disso são localizados na área rural (Figura 19). E também para estações de amostragens P5 e P6 que tiveram classificação de alterado pelo PAR e de qualidade duvidosa pelo BMWP. A ausência da mata riparia foi observada no ponto P5, tendo como consequência a alteração do afluente e da estrutura do fundo, fatores que podem ter contribuído para os valores baixos das métricas.

A área com qualidade alterada/duvidosa no presente estudo, apresentou ausência da mata ciliar, cargas de efluentes industriais e doméstico, dentre outros impactos. De acordo com Callisto, Castro, França (2020), os menores resultados do PAR estavam relacionados aos impactos nas áreas de entorno e na margem. Menezes *et al.* (2018), também registraram valores baixos em todas as métricas associadas em pontos classificados como alterados, quando comparados com o ambiente natural.

Os Índices de porcentagem de EPT e EPT/ Chironomidae, para os pontos P5 e P6 apresentaram menores valores, classificando esses ambientes com qualidade ruim e muito ruim, sendo enquadrados na Classe 4 (água de qualidade baixa). Nesses pontos a diversidade de EPT foi baixa e a abundância de indivíduos da família Chironomidae foi elevada, o que pode ser justificado pelos valores dos parâmetros químicos: baixo valor para oxigênio dissolvido (abaixo de $5,0 \text{ mg.L}^{-1}$), enquanto Nitrogênio, Fosforo total, Condutividade Elétrica e Matéria Orgânica, apresentaram valores altos. foram

No presente estudo, observou-se que a estação de amostragem com águas de pior qualidade apresentou os parâmetros bioquímicos alterados e que os resultados dos Índices de EPT estavam de acordo com as análises química da água, corroborando o estudo de Campello *et al.* (2005). Além disso, é possível observar que os resultados dos Índices Bióticos e

Abióticos, seguiram o mesmo padrão de classificação para as estações de amostragem, sendo possível afirmar que a área de pesquisa foi dividida em dois ambientes, uma área natural com águas de qualidade boa e outra impactada com águas de qualidade ruim (Tabela 19).

Tabela 19- Métricas aplicadas para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos da Bacia do rio Formiga.

Métricas	P1	P2	P3	P4	P5	P6
Abundância	1512	2343	1865	1309	1472	1575
Riqueza de Táxons	37	36	32	30	16	15
Índice de Shannon	2,05	1,99	1,98	1,74	1,34	1,22
Equitabilidade	0,69	0,67	0,69	0,63	0,61	0,61
% EPT	Regular	Boa	Boa	Regular	Ruim	Ruim
EPT/ Chironomidae	Boa	Boa	Boa	Boa	Muito ruim	Muito ruim
Índice de BMWP	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Duvidosa	Duvidosa
Índice de ASPT	Duvidosa	Duvidosa	Duvidosa	Duvidosa	Severa	Severa
PAR	Natural	Natural	Natural	Natural	Impactada	Impactada
Classes	1	1	1	2	4	4

Fonte: Própria autora, 2021

Espécies indicadoras na bacia do rio Formiga

As alterações na estrutura da comunidade bentônica têm várias escalas espaço-temporais, em função disso têm sido usadas como indicadoras de qualidade ambiental, possibilitando verificar e avaliar os impactos ocorridos nos ecossistemas (PAULA, 2008). Isto é, a presença de certos indivíduos pode indicar se a qualidade da água é boa ou ruim, dependendo da sua capacidade de tolerar as alterações ambientais.

Os bioindicadores foram divididos conforme Callisto *et al.* (2004) e Pimenta *et al.* (2009) em três grupos de acordo com sua tolerância: organismos sensíveis (representantes de Trichoptera, Plecoptera, Ephemeroptera), organismos tolerantes (representantes de Coleóptera, Heteroptera, Odonata) e organismos resistentes (Díptera, Oligochaeta). Sendo assim, os insetos aquáticos coletados no presente estudo foram classificados quanto aos graus de tolerância, indicando sua função de bioindicadores (Tabela 20).

Tabela 20- Abundância dos táxons amostrados na bacia do rio Formiga, classificados por seu grau de tolerância, conforme Callisto *et al.* (2004).

Grau de tolerância	Bioindicadores	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5	Ponto 6
Intolerante	Trichoptera	265	142	166	90	0	1
	Plecoptera	14	491	53	1	0	0
	Ephemeroptera	385	726	787	442	4	5
Tolerante	Coleoptera	62	79	38	39	119	77
	Heteroptera	50	75	88	81	3	5
	Odonata	79	79	108	81	1	0
	Megaloptera	1	0	0	0	0	0
Resistente	Diptera	495	599	463	375	700	845
	Annelida	62	36	55	28	459	621
	Mollusca	88	106	100	164	166	4
	Nematoda	1	1	0	0	18	11
	Nematomorpha	0	0	0	0	0	1

Fonte: Própria autora, 2021

Após a avaliação dos bioindicadores, os resultados obtidos apontam a presença de táxons resistentes em todos os pontos amostrados. Todavia, as maiores abundâncias foram nos pontos P5 e P6, indicando condições ambientais favoráveis para espécies resistentes aos impactos ambientais.

A presença da maioria dos táxons intolerantes das Ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), nas amostragens dos macroinvertebrados bentônicos evidenciaram que os pontos P1, P2, P3 e P4 possuem ambiente com melhor qualidade.

Os tipos de substratos registrados na área natural, foram rochosos e arenosos, favorecendo a presença do grupo sensível. De acordo com Pierre e Kovalenko, (2014) e Dias-Silva *et al.*(2013), esses tipos de substratos possuem uma maior riqueza de famílias, isso ocorre devido o ambiente suportar uma maior quantidade insetos aquáticos.

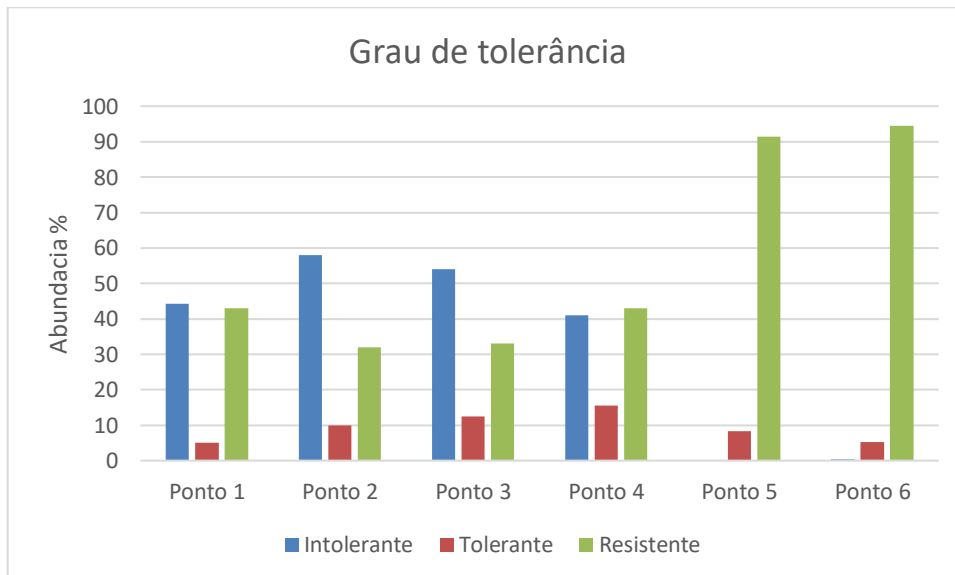
A condição da área impactada, pôde ser verificada pela presença de famílias resistentes à poluição, tais como Chironomidae (Diptera) e Oligochaeta (Annelida), corroborando o estudo prévio de Ferreira *et al.* (2012), que relataram maior abundância dos grupos resistentes, representados por Oligochaeta e Chironomidae, nos pontos amostrais com taxa de degradação elevada.

Já o grupo tolerante estava presente nas áreas naturais e impactadas, como já era esperado, com exceção a ordem Megaloptera que foi registrada apenas no ponto P1. As ordens

Coleoptera, Hemiptera/Heteroptera e Diptera possuem um grau de tolerância a ambientes eutrofizados, mas certas espécies são encontradas em ambientes não poluídos, por isso são considerados organismos tolerantes (COSTA *et al.*, 2011)

Conforme Callisto e Moreno (2006), a espécie indicadora é a que tem uma pequena tolerância às alterações ambientais e, quando presentes em área específica, reflete um conjunto de condições particulares daquele ambiente (Figura 27). Por isso é essencial determinar as famílias indicadoras. Neste estudo as representantes foram: na área preservada a família Baetidae e na área impactada a família Hirudinea. Essas espécies possuem um padrão de variação característico de cada área, uma sensível à poluição e outra resistente a poluição, respectivamente.

Figura 27: Grau de tolerância dos grupos por ponto de amostragem na bacia do rio Formiga.



Fonte: Própria autora, 2021.

É possível observar no gráfico a distribuição dos grupos nas estações de amostragem, os pontos P1, P2, P3 e P4 foram os que tiveram a maior porcentagem do grupo intolerante/sensíveis, representando 44%, 58%, 54% e 41% dos indivíduos coletados, respectivamente. E nos pontos P5 e P6 o grupo resistente teve a maior porcentagem, 91,5 % e 94,5 % respectivamente dos indivíduos coletados.

E essa capacidade de sensibilidade às modificações do meio ambiente é que define a escolha dos bioindicadores, sendo que os mais usados são aqueles que conseguem diferenciar as variações naturais e alterações antrópicas, podendo apontar a presença e o tamanho de um determinado impacto (Callisto *et al.*, 2004).

PRODUTO TÉCNICO

Os resultados desse estudo, geraram um produto técnico (APÊNDICE I), que constitui o Estudo Complementar do volume I do EIA - Estudo de Impacto Ambiental e RIMA - Relatório de Impacto Ambiental da Barragem de Captação de Água do rio Formiga – MG, feito em 2019, tendo sido contratado pelo empreendedor SAAE – Serviço Autônomo de Água e Esgoto sob a responsabilidade técnica da empresa Ferreira Costa Engenharia e Consultoria LTDA.

Protocolado por um termo de comprovação de uso gerado pelo coordenador do EIA, como exigência para complementação do processo de licenciamento, da construção da nova barragem de captação de água do rio Formiga, sendo sua comprovação apresentada no ANEXO F.

CONCLUSÃO

O estudo dos insetos aquáticos na avaliação da qualidade da água da bacia do rio Formiga demonstrou que alguns dos afluentes apresentam sinais de degradação ambiental. Por isso a análise da estrutura da comunidade bentônica revelou a importância dos macroinvertebrados como bioindicadores da saúde do ecossistema aquático.

Os afluentes a montante, no interior e a jusante do perímetro urbano se diferenciam pelos parâmetros físico-químicos e biológico (macroinvertebrados bentônico), corroborando com as hipóteses.

O Protocolo de Caracterização Ambiental mostrou que os pontos P1 (Ribeirão Barra Mansa), P2 (Rio Padre Trindade), P3 (Rio Formiga, após junção dos afluentes P1 e P2) e P4 (Rio Formiga próximo a barragem do SAAE) apresentaram condições naturais, tendo pouca influência antrópica, já que os principais atributos foram preservação da mata ciliar, estabilidade das margens, substratos diversificados e oferta de habitats.

Os pontos P5 (Rio Formiga dentro do perímetro urbano) e P6 (Rio Formiga a montante do perímetro urbano) apresentaram condições impactadas, sendo que as principais interferências antrópicas foram descargas de efluentes domésticos e industriais; ausência da mata ciliar e substituição por massa asfáltica/ construções; assoreamento e modificação no substrato do rio.

Os ambientes aquáticos classificados como rios de Classe I (P1, P2 e P3) e Classe II (P4), apresentaram uma comunidade bentônica mais diversificada e com alta representatividade

de organismos sensíveis a poluição como os EPT. Nesses pontos foram registrados altos valores de oxigênio dissolvido, um dos parâmetros essenciais para esses organismos.

Os demais trechos de amostragem (P5 e P6) foram classificados como rio de Classe 4 e apresentaram uma comunidade bentônica pouco diversificada. Nessas estações de coleta os valores dos parâmetros químicos acarretaram o desequilíbrio da comunidade, como por exemplo foram registrados baixos valores de OD, altos valores de Condutividade Elétrica, Fosforo, Nitrogênio total e Matéria Orgânica.

Corroborando com o resultado do PAR, as classificações (Resolução do CONAMA) e o índice BMWP indicaram a qualidade da água na área natural como ótima, o que foi validado com os resultados dos Índices Shannon e Equitabilidade de Pielou. Nessa área os táxons que contribuíram para classificação foram Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera apresentando uma alta diversidade de famílias e uma alta abundância.

Na área impactada houve a dominância de Chironomidae, Oligochaeta e Hirudinea e a qualidade da água, conforme BMWP, foi duvidosa, o que também foi comprovado pelos índices de Shannon e Equitabilidade de Pielou.

O índice de porcentagem de EPT/Chironomidae também corroborou com os resultados anteriores, classificando a área natural com a qualidade boa e a área impactada com qualidade ruim.

Já o Índice ASPT foi divergente, mas seguiu a mesma separação das áreas, área natural com qualidade duvidosa e área impactada provável poluição severa.

A estrutura e composição das espécies foi diversificada em função da qualidade da água, pois a análise do grau de tolerância das espécies comprovou que os grupos sensíveis foram distribuídos nos pontos classificados com boa qualidade ambiental e o tolerante foi distribuído nos pontos classificados com qualidade ruim, essa distribuição dos macroinvertebrados afirma a primeira hipótese.

A diversidade dos insetos aquáticos foi divergente após a entrada dos efluentes, já que as estações de amostragens a montante do perímetro urbano sem essa interferência antrópica, apresentaram a maior diversidade das famílias. Por outro lado os pontos que possuem interferência antrópica que é o ponto localizado no interior do perímetro urbano apresentaram uma diversidade baixa e o ponto a jusante do perímetro apresentou a menor diversidade amostrada no estudo.

O estudo aponta a viabilidade e utilidade de se aplicar os macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores no monitoramento da qualidade de água da bacia do rio Formiga, mostrando que esses indicadores biológicos quando associado com as condições averiguadas

por meio do monitoramento tradicional, resulta em um diagnóstico da qualidade ambiental bem fundamentado, por englobar todos os parâmetros que constitui o ecossistema aquático

Ressalta-se ainda que o biomonitoramento é um método de avaliação vantajoso, uma vez que possui um baixo custo, considera os aspectos espaciais e temporais, além do fato dos macroinvertebrados apresentarem níveis variados de sensibilidade a poluentes, o que reflete os impactos ocorridos no ambiente por um bom período de tempo, já que esses organismos aquáticos possuem um período de vida relativamente longo.

REFERÊNCIAS

- ABRAMOWICZ, J.N. Impetiled waters, impoverished the future: the decline of freshwater ecosystems. **Paper 128**. Washington, DC: World watch Institute, 1996.
- ALBA-TERCEDOR, J.; SÁNCHEZ-ORTEGA, A. **Un método rápido y simple para evaluar La calidad biológica de las aguas corrientes basado en El Hellawell (1978)**. *Limnética*, v. 4, p. 51-56, 1988.
- ALLAN, J. D. Landscapes and rivers capes: The influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 35, p. 257–284, 2004..
- ALLAN, J. D. **Stream ecology. Structure and function of running waters**. London: Chapman e Hall. 1995. 388p.
- ALMADA, C. M. W.; WÜRDIG, N. L., Avaliação da Fauna Bentônica em Ambiente Aquático. In: Centro de Ecologia/UFRGS. **Carvão e Meio Ambiente**. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS, p.784-791, 2000.
- ALVARADO, J. J.; AGUILAR, J. F. Batimetría, salinidad, temperatura y oxígeno disuelto en aguas del Parque Nacional Marino Ballena, Pacífico, Costa Rica. **Revista de Biología Tropical**, v. 57, p. 19-29, 2009.
- ANA. **Projeto Santuário das Águas**. 2020. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/programas-e-projetos/programa-produtor-de-agua/pasta-projetos/projeto-12#wrapper>. Acesso em: 29 jun. 2020.
- ARAÚJO, M. C.; OLIVEIRA, M. B. M. Monitoramento da qualidade das águas de um riacho da Universidade Federal de Pernambuco, Brasil. **Revista Ambiente & Água. Taubaté**, v. 8, n.3, p. 247-257, set./dez. 2013
- ARCHAIMBAULT, V., USSEGLIO-POLATERA, P., GARRIC, J., WASSON, J.G., BABUT, M. Assessing pollution of toxic sediment in streams using bio-ecological traits of benthic macroinvertebrates. **Freshw. Biol.**, v. 55, p. 1430–1446, 2010. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02281.x>. Acesso em: 20 jun. 2020
- ARIMORO, F. O., ODUME, O. N., UHUNOMA, S. I. & EDEGBENE, A. O. Anthropogenic impact on water chemistry and benthic macroinvertebrate associated changes in a southern Nigeria stream. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, n. 14, 2015.
- ARMITAGE, P.D.; CRANSTON, P.S.; PINDER, L.C.V. **The Chironomidae: The Biology and Ecology of Non-Biting Midges**, Chapman & Hall, **London**, p. 538, 1995.
- BAPTISTA, D. F. **Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos**. In: BAPTISTA, D. F.; BUSS, D. F.; OLIVEIRA, R. B. S. (Ed.). **Monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos continentais**. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, 2008. v. 12, n. 3, p. 425-441. (Series Oecologia Brasiliensis).
- BAILEY, R.C., R.H; REYNOLDS T.B. **Bioassessment of freshwater ecosystems: using the Reference Condition Approach.**, p. 170., 2004.

- BALDERAS, E.C.S., GRAC, C., BERTI-EQUILLE, L., ARMIENTA HERNANDEZ, M.A. Potential application of macroinvertebrates indices in bioassessment of Mexican streams. **Ecol. Indic.**, v. 61, p. 558–567, 2016.
- BARBER-JAMES, H. M.; GATTOLLIAT, J-L.; SARTORI, M. & HUBBARD, M. D. Global diversity of mayflies (Ephemeroptera, Insecta) in freshwater. **Hydrobiologia**, v. 595, p. 339-350, 2008.
- BARBOLA, Ivana F. et al. Avaliação da comunidade de macroinvertebrados aquáticos como ferramenta para o monitoramento de um reservatório na bacia do rio Pitangui, Paraná, Brasil. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 101, p. 15-23, 2011.
- BARBOUR, M.T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B.D.; STRIBLING, J.B. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadable Rivers – Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish, 2nd ed., **United States Environmental Protection Agency (US-EPA)**: Washington, DC, 344pp., 1999.
- BARLOW, J.; FRANÇA, F.; GARDNER, T. A.; HICKS, C. C.; LENNOX, G. D.; BERENQUER, E.; GRAHAM, N. A. J. The future of hyperdiverse tropical ecosystems. **Nature**, v. 559, p. 517–526, 2016.
- BAUERNFEIND, E.; MOOG, O. Mayflies (Insecta: Ephemeroptera) and the assessment of ecological integrity: a methodological approach. **Hydrobiologia**, v. 422/423, p. 71–83, 2000.
- BERKMAN, H. E.; RABENI, C. F. Effect of siltation on stream fish communities. **Env. Biol. Fish.**, v 18, n.4, p. 285-294, 1987.
- BERSCH, KTJ. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade de água para monitoramento de serviços ambientais hídricos na bacia do Arroio Epaminondas, Pelotas (RS). **Embrapa Clima Temperado-Tese/dissertação (ALICE)**, 2020.
- BIS, B.; KOSMALA G. **Chave de identificação para macroinvertebrados bentônicos de água doce**. 2005. Disponível em: <<http://docplayer.com.br/24934-Chave-de-identificacao-bentonicos-de-agua-doce.html>>. Acesso em: 03 jan. 2020
- BONADA, N., PRAT, N., RESH, V.H., STATZNER, B. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. **Annu. Rev. Entomol.**, v. 51, p. 495–523, 2006.
- BOOTH, B., ROY, A., SMITH, B., CAPPS, K. Global perspectives on the urban stream syndrome. **Fr Science**. v.35, p.41420. 2016.
- BORGES, J. C. S. Bioindicadores e biomarcadores para avaliação ambiental. In: FIORILLO, C. A. P.; FERREIRA, R. M. (Coord.). **Direito ambiental contemporâneo**. São Paulo: **Saraiva**, p. 133-140, 2015.
- BORGES, J. C. S.; BRANCO, P. C.; PRESSINOTTI, L. N.; SEVERINO, D.; SILVA, J. R. M. C. Intranuclear crystalloids of Antarctic sea urchins as a biomarker for oil contamination. **Polar Biol.**, v. 33, n. 6, p. 843-849, 2010.

BORGES, J. C. S.; SALIMBENI VIVAI, A. B. B. S.; BRANCO, P. C.; SILVA, M. O.; MACHADO, J. R. C. S. Effects of trophic levels (chlorophyll and phosphorous content) in three different water bodies (urban lake, reservoir and aquaculture facility) on gill morphology of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). **Journal of Applied Ichthyology**, v. 29, p. 573-578, 2013.

BRASIL. **Decreto-Lei n. 5082 de 11 de janeiro de 2016**. Dispõe sobre aprovação do Programa Vida Nova Rio Formiga. Diário Oficial da União, Minas Gerais, 13 de janeiro de 2016. Disponível em: <http://www.formiga.mg.gov.br/arquivos/cidadao_jornal/acidade720site.pdf>. Acesso em: 10 out. 2020

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18/03/2005.

BREJÃO, G. L.; HOEINGHAUS, D. J.; PÉREZ-MAYORGA, M. A.; FERRAZ, S. F.; CASATTI, L. Threshold responses of Amazonian stream fishes to timing and extent of deforestation. **Conservation Biology**, v. 32, p. 860– 871, 2018.

BRIGANTE, J., DORNFELD, C. B., NOVELLI, A. & MORRAYE, M.A. Comunidade de macroinvertebrados bentônicos no rio Mogi-Guaçu. p. 181-187. In: BRIGANTE, J. & ESPÍNDOLA, E.L.G. **Limnologia Fluvial: um estudo no rio Mogi-Guaçu**. São Carlos: Rima, 2003.

BRITO, JANAINA G., O. ROQUE, F., MARTINS, RENATO T., NESSIMIAN, JORGE L., OLIVEIRA, VIVIAN C., HUGHES, ROBERT M., DE PAULA, FELIPE R., FERRAZ, SILVIO F.B.; HAMADA, NEUSA. Small forest losses degrade stream macroinvertebrate assemblages in the eastern Brazilian Amazon. **Biological Conservation**, p. 241, 2020.

BRITO, M.T.S; FILHO M.S.L; VIANA, G.F.S; JÚNIOR, M. M. Aplicação de um protocolo de avaliação ambiental rápida em dois reservatórios do semiárido brasileiro. **Braz. J. Aquat. Sci. Technol.**, v. 20, n.1, 2016.

BRITTAIN, J. **Life history characteristics as a determinant of the response of mayflies and stoneflies to man-made environmental disturbance (Ephemeroptera and Plecoptera)**. In: Conf. Ephemeroptera & Plecoptera, Granada, p. 539–545, 1991.

BUSS, D. F.; SALLES, F. F. Using Baetidae species as biological indicators of environmental degradation in a Brazilian River Basin. *Environmental Monitoring Assessment* v. 130, p. 365-372, 2007.

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

BUSS, D. F. *et al.* Substrate specificity, environmental degradation and disturbance structuring macroinvertebrate assemblages in neotropical streams. **Hydrobiologia**, v. 518, p. 179 - 188, 2004.

BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Cadernos de Saúde Pública**. v. 19, n. 2, p. 465-473, 2003.

BUSS, D.F.; CARLISLE, D.M.; CHON, T.S.; CULP, J.; HARDING, J.S.; KEIZER-VLEK, H.E.; ROBINSON, W.A.; STRACHAN, S.; THIRION, C.; HUGHES, R.M. Stream biomonitoring using macroinvertebrates around the globe: a comparison of large-scale programs. **Environ. Monit.**,v. 187, 2015.

CALLISTO, M.; CASTRO, D. M. P.; FRANÇA, J. S. Efeitos ecológicos sobre invertebrados aquáticos bioindicadores. In: SANTOS, H. A.; POMPEU, P. S.; CALLISTO, M. (org.). **Alterações hidrológicas a jusante de uma hidrelétrica: efeitos ecológicos e proposições**. Belo Horizonte: Cemig, p. 71-88, 2020

CALLISTO, M.; GONÇALVES, J. F.; MORENO, P. Invertebrados Aquáticos como Bioindicadores. **Universidade Federal de Minas Gerais**, 2018. Disponível em: <<https://manuelzao.ufmg.br/wp-content/uploads/2018/08/invertaquaticos.pdf>>. Acesso em: 24 abr. 2020

CALLISTO, M. *et al.* Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnológica Brasiliensia**, v.34, n.1, p.91-98, 2002.

CALLISTO, M.; GONCALVES, J. F. Jr.; MORENO, P. **Invertebrados Aquáticos como Bioindicadores**. UFMG, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Biologia Geral. Belo Horizonte, MG, v. 1, p. 1- 12, 2012. Disponível em: <<https://bioindicadores.wordpress.com/2012/03/16/invertebrados-aquaticos-comobioindicadores/>>. Acesso em 20 out. 2020.

CALLISTO, M.; MACEDO, D.R.; LINARES, M.S.; HUGHES, R.M. Multi-status and multispatial scale assessment of landscape effects on benthic macroinvertebrates in the Neotropical Savanna. In: Hughes, R.M., Infante, D.M., Wang, L., Chen, K., Terra, B.F. (Eds.), *Advances in Understanding Landscape Influences on Freshwater Habitats and Biological Assemblages*. **American Fisheries Society**, Bethesda, Maryland, p. 275–302, 2019.

CALLISTO, M.; MORENO, P. Bioindicadores como ferramenta para o manejo, gestão e conservação ambiental. In: SIMPÓSIO SUL DE GESTÃO E CONSERVAÇÃO AMBIENTAL, 2., 2006, Erechim. **Anais**, Erechim: URI-Campus de Erechim, 2006.

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. Macroinvertebrados Bentônicos como ferramentas para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 6, n. 1, p. 71-82, 2001.

CALLISTO, M.; MUGNAI R.; CASTRO, D., M., P.; LINARES M., S. Sampling Methods for Aquatic Insects. In: **Measuring Arthropod Biodiversity**. Springer, Cham, p. 523-543, 2021.

CALLISTO, M.; GOULART, M.; MEDEIROS, A. O.; MORENO, P.; ROSA, C. A. Diversity

assessment of benthic macroinvertebrates, yeasts and microbiological indicators along a longitudinal gradient in Serra do Cipó, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 61, n. 2, p. 259-266, 2004.

CAMPELLO, F. D. *et al.* Avaliação preliminar da qualidade das águas da Floresta Nacional de São Francisco de Paula, RS, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**. Porto Alegre: v. 3, n. 1/4, p. 47-64, 2005.

CARVALHO E. M; BENTOS A. B; PEREIRA N. S. Rapid assessment of habitat diversity in a lotic environment. **Interbio** v.8 n.1 2014 - ISSN 1981-3775.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Qualidade das Águas Doces no Estado de São Paulo - 2016. São Paulo, **CETESB**, 2017. Disponível em: <http://cetesb.sp.gov.br/aguasinteriores/wp-content/uploads/sites/12/2016/11/Ap%C3%AAndice-E-Significado-Ambiental-e-2016.pdf>. Acesso em: 12 jan. 2021.

CETESB. Protocolo para o biomonitoramento com as comunidades bentônicas de rios e reservatórios do estado de São Paulo. 2012. CETESB ; Mônica Luisa Kuhlmann *et al.* São Paulo : **CETESB**, 2012. 113 p. : il. color.

CLARKE, A.; MACNALLY, R.; BOND, N. R.; LAKE, P. S. Macroinvertebrate diversity in headwater streams: a review. **Freshwater Biology**, v. 53, n. 9, p. 1707–1721, 2008

CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. **Plymouth**: Plymouth Marine Laboratory, p. 172, 2002.

COSTA, C.; IDE, S.; SIMONKA, C. E. Insetos Imaturos. Metamorfose e identificação. **Revista Brasileira de Entomologia**, Ribeirão Preto, p. 249, 2006.

COSTA, J., M., et al. **Insetos aquáticos da ecorregião aquática Xingu-Tapajós**. CETEM /MCT, 2011.

DALA-CORTE, R. B.; GIAM, X.; OLDEN, J. D.; BECKER, F. G.; GUIMARÃES, T. D. F.; MELO, A. S. Revealing the pathways by which agricultural land-use affects stream fish communities in South Brazilian grasslands. **Freshwater Biology**, v. 61, p. 1921–1934, 2016.

DANZE, Alana de Pontes; VERCELLINO, Ilka Schincariol. Uso de bioindicadores no monitoramento da qualidade da água. **Revista Intertox de Toxicologia**, Risco Ambiental e Sociedade, [s.l.], v. 11, n. 1, p.100-115, 26 fev. 2018.

DAVIES, S.P.; JACKSON, S.K. The biological condition gradient: a descriptive model for interpreting change in aquatic ecosystems. **Ecol. Appl.**, v. 16, p. 1251–1266, 2006.

DEDIEU, N.; RHONE, M.; VIGOUROUX, R.; CÉRÉGHINO, R. Assessing the impact of gold mining in headwater streams of eastern Amazonia using Ephemeroptera assemblages and biological traits. **Ecol. Indic.**, v. 52, p. 332–340, 2016.

DEVICTOR, V.; CLAVEL, J.; JULLIARD, R.; LAVERGNE, S.; MOUILLOT, D.; THUILLER, W.; VENAIL, P.; VILLÉGER, S.; MOUQUET, N. Defining and measuring ecological specialization. **J. Appl. Ecol.**, v. 47, p. 15–25, 2010.

DIAS LG; MOLINERI C; FERREIRA PSF. Ephemerelloidea (Insecta: Ephemeroptera) do Brasil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 47, n. 19, p. 213-244, 2007.

DIAS-SILVA. K.; CABETTE, H. S. R.; GIEHL, N. F. S.; JUEN, L. Distribuição de Heteroptera Aquáticos (Insecta) em Diferentes Tipos de Substratos de Córregos do Cerrado Matogrossense. **Entomo Brasilis**, v. 6 n. 2 p. 132-140, 2013.

DING, N.; YANG, W.; ZHOU, Y.; GONZÁLEZ-BERGONZONI, I.; ZHANG, J.; CHEN, K.; VIDAL, N.; JEPPESEN, E.; LIU, Z.; WANG, B. Different responses of functional traits and diversity of stream macroinvertebrates to environmental and spatial factors in the Xishuangbanna watershed of the upper Mekong river basin, China. **Sci. Total Environ.**, v. 574, p. 288–299, 2017.

DOHET, A.; ECTOR, L.; CAUCHIE, H.; HOFFMANN, L. Identification of benthic invertebrates and diatom indicator taxa that distinguish different stream types as well as degraded from reference conditions in Luxembourg. **Animal Biology**, v. 58, p. 419–417, 2008.

DOMINGUEZ, E., MILINERI, C., PESCADRO, M.L., HUBBARD, M.D & NIETO, C. **Ephemeroptera of South American, Aquatic Biodiversity of Latin America**. Sofia-Moscow, p. 646, 2006.

DOMINGUEZ, E.; FERNANDÉZ, H.R.; **Macroinvertebrados bentônicos sudamericanos: sistemática y biología**. 1 ed, Tucumán: Fund. Miguel Lillo, 2009.

DORNFELD, C. B. **Utilização de Chironomus sp. (Diptera, Chironomidae) para avaliação da qualidade de sedimentos e contaminação por metais**. 211 f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

DUDGEON, D. Prospects for sustaining freshwater biodiversity in the 21st century: linking ecosystem structure and function. **Curr. Opin. Environ. Sustain.**, v. 2, p. 422–430, 2010.

DUDGEON, D.; ARTHINGTON, A.H.; GESSNER, M.O.; KAWABATA, Z.-I.; KNOWLER, D.J.; LÉVÊQUE, C.; NAIMAN; R.J.; PRIEUR-RICHARD, A.-H.; SOTO, D.; STIASSNY, M.L.J.; SULLIVAN, C.A. Fresh-water biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. **Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.**, v. 81, p. 163, 2006.

EMERE, M. C. & NASIRU, E. C. Macroinvertebrates as indicator of the water quality of urbanized stream, Kaduna, Nigeria, **Journal of Fisheries International**, v. 2, p. 152- 157, 2007.

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 2 ed. 1998. 602 p.

ESTEVEES, F. D. A. Fundamentos de limnologia. **Interciência**, Rio de Janeiro: **Interciência**, p. 790, 2011.

EPA-OHIO. Biological criteria for the protection of aquatic life: User's manual for biological field assessment of Ohio surface Waters. Columbus: **Division of water quality monitoring and assessment**, 1987.

FARIAS, C., K., L.; AZEVEDO, E., L.; MOLOZZI, J. M. Abundância de macroinvertebrados bentônicos na avaliação da qualidade da água de reservatórios do Semiárido. **Conidis I Congresso internacional da Diversidade do Semiárido**, 2016.

FAY, ELISABETH F.; SILVA, CÉLIA MARIA M. S. Índice do uso sustentável da água (isa-água) - região do submédio São Francisco. Jaguariúna: **Embrapa Meio Ambiente**, p. 158, 2006.

FERREIRA, M., T. **Estudo Estratégico para a Gestão das Pescas Continentais: Bases Ecológicas para a Gestão de Sistemas Fluviais**. 2006. 160 f. Curso de Engenharia Florestal, Instituto Superior de Agronomia, Lisboa, 2006.

FERREIRA, W., R. et al. Biomonitoramento de longo prazo da Bacia do Rio das Velhas através de um índice multimétrico bentônico. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 17, n. 3, p. 253-259, 2012.

FERREIRA, V. M. B.; SOUZA, J. L. D. C.; MORAES, M. Community structure of benthic macroinvertebrates in different types of habitat in a stream stretch of the Atlantic **Rainforest. Research, Society and Development**, [S. l.], v. 9, n. 1, p.149, 2020.

FERREIRA, W.R., HEPP, L.U., LIGEIRO, R., MACEDO, D.R., HUGHES, R.M., KAUFMANN, P.R., & CALLISTO, M. Partitioning taxonomic diversity of aquatic insect assemblages and functional feeding groups in neotropical savanna headwater streams. **Ecol. Indic**, v. 72, p. 365-373, 2017.

FERREIRA, W.R.; LIGEIRO, R.; MACEDO, D.R.; HUGHES, R.M.; KAUFMANN, P.R.; OLIVEIRA, L.G.; CALLISTO, M. Importance of environmental factors for the richness and distribution of benthic macroinvertebrates in tropical headwater streams. **Ecol. Indic**, v. 72, p. 365-373, 2014.

FERRO, J. **Laboratório de limnologia/UFRJ**. 2013. Disponível em: <<https://limnionews.wordpress.com/2013/03/20/macroinverte-o-que/>>. Acesso em: 13 julho, 2020.

FIRMIANO, K. R., LIGEIRO, R., MACEDO, D. R., JUAN, L., HUGHES, R. M., & CALLISTO, M. (2017). Mayfly bioindicator thresholds for several anthropogenic disturbances in neotropical savanna streams. **Ecological Indicators**, v. 74, p. 276–284, 2017.

FORMIGA. Prefeitura Municipal. Plano Diretor de Formiga- MG. **Diagnóstico E Diretrizes Para A Estrutura Urbana**. Formiga, MG, 2006. Disponível em: <<https://www.formiga.mg.gov.br/antigo/arquivos/downloads/diagnosticoediretrizesparaaestruturaurbanadeformigavolume1washington.pdf>>. Acesso em: 29 jun. 2021.

FORMIGA. **Projeto Santuário das Águas**. Convênio 858854/2017. Portal de Convênios. 2017a. Acesso Livre. Disponível em: <http://plataformamaisbrasil.gov.br/>. Acesso em: 21 jan.2021.

GALDEAN, N.; CALLISTO, M.; BARBOSA, F.A.R. & ROCHA, L.A. Lotic ecosystems of Serra do Cipó, southeast Brazil: water quality and a tentativa classification based on the benthic macroinvertebrate community. **J. Aquat. Ecosyst. Health & Manag**, v. .3, p. 545-552, 2000.

GANGLOFF, M.M., EDGAR, G.J., WILSON, B. Imperilled species in aquatic ecosystems: emerging threats, management and future prognoses. **Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.**, v. 26, p. 858–871, 2016.

GICHANA, Z; NJIRU, M; RABURU, P. O; MASESE, F. O. Effects of human activities on benthic macroinvertebrate community composition and water quality in the upper catchment of the Mara River Basin, Kenya. **Lakes and Reservoirs: Research and Management.**, v.20, n.2, p. 128 -137, 2015.

GILLER, P.S. & MALMQVIST, B. 1998. **The Biology of Streams and Rivers**. Oxford University Press, Oxford, 296.

GONÇALVES, Fábio Bertolini; MENEZES, Márcia Santos de. A comparative analysis of biotic indices that use macroinvertebrates to assess water quality in a coastal river of Paraná state, southern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 11, p. 27-36, 2011.

GOODYEAR, K. L.; MCNEILL, S. Bioaccumulation of heavy metals by aquatic macroinvertebrates of different feeding guilds: a review. **The Science of the Total Environment**, v. 229, p. 1-19, 1999.

GOTELLI, Nicholas J.; COLWELL, Robert K. Estimating species richness. **Biological diversity: frontiers in measurement and assessment**, v. 12, n. 39-54, p. 35, 2011.

GOULART, M. & CALLISTO, M. Mayfly diversity in the Brazilian tropical headwaters of Serra do Cipó. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 48, n. 6, p. 983-996, 2005.

GOULART, M.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, ano 2, nº1, 2003.

GRAÇA, M. A. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams—a review. **International Review of Hydrobiology**, v. 86, n. 4-5, p. 383-393, 2001.

GRAÇA, M.A.S.; COIMBRA, C.N. The elaboration of indices to assess biological water quality. A case study. **Water Research**, v. 32, p. 380- 392, 1998.

GREGORY, S. V.; SWANSON, F. J.; MCKEE, W. A.; CUMMINS, K. W. Na ecosystem perspective of riparian zones. **Bio Science**, v. 41, p. 540–551, 1991.

GUIMARÃES, A.; RODRIGUES, A. S. L.; MALAFAIA, G. Adapting a rapid assessment protocol to environmentally assess palm swamp (Veredas) springs in the Cerrado biome,

Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 189, n. 592, p. 2-10, 2017

HAMADA, N., NESSIMIAN, J.L., QUERINO, R.B. **Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus: Impa, p. 724, 2014.

HAMBURGER, K.; DALL, P.C.; LINDEGAARD, C. 1994. Energy metabolism of *Chironomus anthracinus* (Diptera: Chironomidae) from the profundal zone of Lake Esrom, Denmark, as a function of body size, temperature and oxygen concentration. **Hydrobiologia**, v. 294, p. 43, 1994.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RIAN, P. D. Past: palaeontological statistics software package for education and data analysis. **Version 1.37**: v. 4, n. 1, p. 9, 2001. Disponível em: https://paleo.carleton.ca/2001_1/past/past.pdf . Acesso em: 12 jun. 2021.

HARE, L.; CAMPBELL, P.G.C. Temporal variations of trace metals in aquatic insects. **Fresh water Biology**, v. 27, p. 13-27, 1992.

HAUER, F. R.; RESH, V. H. Benthic macroinvertebrates. In: HAUER, F. R.; LAMBERTI, G. A. (Eds.). **Methods in Stream ecology**. San Diego: Academic Press, p. 339-369, 1996.

HEPP, L. U.; RESTELLO, R. M. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade das águas do Alto Uruguai Gaúcho. **Edifapes**, Erechim, p. 75-86, 2007.

HUGHES, R. M.; HERLIHY, A. T.; GERTH, W. J.; PAN, Y. Estimating vertebrate, benthic macroinvertebrate and diatom taxa richness in raftable Pacific Northwest rivers for bioassessment purposes. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 184, n.5, p. 3185–3198, 2012.

HUGHES, R.M.; INFANTE, D.M.; WANG, L.; CHEN, K.; TERRA, B.F. Advances in Understanding Land Use Influences on Freshwater Habitats and Biological Assemblages. **American Fisheries Society**, Bethesda, Maryland, 2019.

INAG, I.P. **Manual para avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Diretiva Quando da Água Protocolo de amostragem e análise para os macroinvertebrados bentônicos**. 2008. Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA – INMET. **Gráfico de precipitação**. Disponível em: <http://sisdagro.inmet.gov.br/sisdagro/app/monitoramento/bhs>. Acesso em: 13 jun. 2021.

JESUS, V. C.; BARRETO, H. N.; BEZERRA, A. R.; AMADOR, R. B.. Avaliação da qualidade da água superficial em bacias urbanas da Ilha do Maranhão. **REGNE**, v.5, p.54-72, 2019

JONES, E. B. D.; HELFMAN, G. S.; HARPER, J. O.; BOLSTAD, P. V. Effects of riparian forest removal on fish assemblages in southern Appalachian streams. **Conservation Biology**, v. 13, n. 6, p. 1454–1465, 1999.

JORGENSEN D. Ecological restoration as objective, target, and tool in international biodiversity policy. **EcolSocv.** 20, n. 43, 2015.

JUNQUEIRA, V., M.; AMARANTE, M., C. e DIAS, C., F.,S. 2000. Biomonitoramento da qualidade das águas da bacia do Alto Rio da Velhas através de macroinvertebrados. **Acta Limnologica Brasiliensis**, v. 12, p. 73-87

KAPUSTA, S. C. **Bioindicação ambiental**. Porto Alegre: Escola da Universidade do Rio Grande do Sul, 2008.

KING, R.S.; BAKER, M.E. Use, misuse, and limitations of threshold indicator taxa analysis (TITAN) for natural resource management. In: Guntenspergen, G.R. (Ed.), *Application of Threshold Concepts in Natural Resource Decision Making*. **Springer-Verlag**, New York, p. 231–254, 2014.

KLEMM, D. J.; BLOCKSOM, K. A.; FULK, F. A.; HERLIHY, A. T.; HUGHES, R. M.; KAUFMANN, P. R.; DAVIS, W. S. Development and evaluation of a macroinvertebrate biotic integrity index (MBII) for regionally assessing mid-Atlantic highlands streams. **Environmental Management**, v. 31, p. 656–669, 2003.

KRUPEK, R. A.; BRANCO, C. C. Z.; PERES, C. K. Variação sazonal de alguns parâmetros físicos e químicos em três rios pertencentes a uma bacia de drenagem na região centro-sul do Estado do Paraná, Sul do Brasil. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 30, n. 4, p. 431, 2008.

KUHLMANN, M.L.; JOHNSCHER-FORNASARO, G. OGURA, L.L.; IMBIMBO, H.R.V. **Protocolo para o biomonitoramento com as comunidades bentônicas de rios e reservatórios do estado de São Paulo** [recurso eletrônico] / CETESB, p. 113, 2012.

LEITÃO, R.P.; ZUANON, J.; VILLÉGER, S.; WILLIAMS, S.E.; BARALOTO, C., FORTUNEL, C.; MENDONÇA, F.P.; MOUILLOT, D. Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblages. **Proc. R. Soc. B**, v. 283, 2016.

LENCIONI, V.; MARZIALI, L.; ROSSARO, B. Chironomids as bioindicators of environmental quality in mountain springs. **Freshwater Science**, v.31, n.2, p.525-541, 2012.

LENCIONI, Sandra. Acumulação primitiva: um processo atuante na sociedade contemporânea. **Confins. Revue franco-brésilienne de géographie/Revista franco-brasileira de geografia**, n. 14, 2012.

LENCIONI, V.; MEZZANOTTE, E.; SPAGNOL, C.; LATELLA, L. Effects of human impacts on diversity and distribution of chironomids (Diptera: Chironomidae) in prealpine springs. **Journal of Limnology**, v.77, n.1, p.203-212, 2018.

LENCIONI, Valeria. Glacial influence and stream macroinvertebrate biodiversity under climate change: Lessons from the Southern Alps. **Science of the Total Environment**, v. 622, p. 563-575, 2018.

LIBÓRIO, R. A.; TANAKA, M. O. Does environmental disturbance also influence within-stream beta diversity of macroinvertebrate assemblages in tropical streams? *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, v. 51, p. 206–214, 2016.

LIGEIRO, R.; HUGHES, R. M.; KAUFMANN, P. R.; MACEDO, D. R.; FIRMIANO, K. R.; FERREIRA, W. R.; CALLISTO, M. Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness. *Ecological Indicators*, v.25, p. 45–57, 2013.

LIGEIRO, R.; MELO, A. S.; CALLISTO, M. Spatial scale and the diversity of macroinvertebrates in a Neotropical catchment. *Fresh water Biology*, v. 55, n. 2, p. 424–435, 2010.

LIMA, B. P.; MAMEDE, G. L.; NETO, I. E. L. Monitoramento e modelagem da qualidade de água em uma bacia hidrográfica semiárida. *Eng. sanit. ambient*, v. 23, n. 1, p. 125-135, 2018.

LINARES, M. S.; CALLISTO, M.; MARQUES, J. C. Thermodynamic based indicators illustrate how a run-of-river impoundment in neotropical savanna attracts invasive species and alters the benthic macroinvertebrate assemblages' complexity. *Ecological Indicators*, v.88, p. 181–189, 2018.

LOPES, E. R. N.; SOUZA, J. C. de; FILHO, J. L. A.; LOURENÇO, R. W. Gestão de Bacias Hidrográficas na perspectiva espacial e socioambiental. *Economía, Sociedad y Territorio*, v.19, n.62, p.631-653, 2020.

LUGO-ORTIZ, C. R. & MCCAFFERTY, W. P. Taxonomy of the Neotropical Genus *Americabaetis*, new status (Insecta: Ephemeroptera: Baetidae). *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, v. 31, p. 156-169, 1996.

LYNCH, T. R.; POPP, C. J.; JACOBI, G. Z. Aquatic insects as environmental monitors of trace metal contamination: Red River, New Mexico. *Water, Air, & Soil Pollution*, v. 42, p.19-31, 1988.

MACEDO, D.R. ; HUGHES, R.M. ; LIGEIRO, R. ; FERREIRA, W. ; CASTRO, MA ; JUNQUEIRA, NT ; OLIVEIRA, D.R. ; FIRMIANO, K. R. ; KAUFMANN, P.R. ; POMPEU PS ; CALLISTO, M. The Relative Influence of Catchment and Site Variables on Fish and Macroinvertebrate Richness in Cerrado Biome Streams. *Landscape Ecology*, 2014.

MACEDO D.,R.; HUGHES R. M; FERREIRA, W., R, et al. Development of a benthic macroinvertebrate multimetric index (MMI) for Neotropical Savanna headwater streams. *Ecol Indic*, v. 64, p. 132–141, 2016.

MACEDO, D.R.; HUGHES, R.M.; KAUFMANN, P.R.; CALLISTO, M. Development and validation of an environmental fragility index (EFI) for the neotropical savannah biome. *Sci. Total Environ.*, v.635, p. 1267–1279, 2018.

MAGURRAN, A. E. *Ecological diversity and its measurement*. New Jersey: Princeton Universidad Press, p. 179,1988.

MAITELLI, G. T. **Interações atmosfera-superfície**. In: Geografia Mato Grosso: território, sociedade, ambiente. Cuiabá: Estrelinhas, 2005.

MARGALEF, R. **Limnologia**. Ed. Omega. 1010 p., 1983.

MARTINHO, H., M., de G.; FERREIRA, R., M.; SHIMADA, J., C. B. Indicadores biológicos aquáticos como instrumentos de prova pericial em ambiente marinho por contaminação petrolífera utilizando legislação específica. 2016. **Revista Direito Mackenzie** v. 10, n. 1, p. 102-110, 2016.

MARTINS, I.; SANCHES, B.; KAUFMANN, P.R.; HUGHES, R.M.; SANTOS, G.B., MOLOZZI, J.; CALLISTO, M. Ecological assessment of a southeastern Brazil reservoir. **Biota Neotrop.**, v. 15, p. 1, 2015.

MCGARVEY, D. J.; TERRA, B. F. Using river discharge to model and deconstruct the latitudinal diversity gradient for fishes of the Western Hemisphere. **Journal of Biogeography**, 2015.

MENEZES, J. A. *et al.* Mapping human vulnerability to climate change in the Brazilian Amazon: the construction of a municipal vulnerability index. **PLoS One, San Francisco**, v. 13, n. 2, 2018.

MENEZES, J. P. C.; BITTENCOURT, R. P.; FARIAS, M. D. S.; BELLO, I. P.; FIA, R.; OLIVEIRA, L. F. C. D. Relação entre padrões de uso e ocupação do solo e qualidade da água em uma bacia hidrográfica urbana. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 3, p. 519-534, 2018.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. **An introduction to the aquatic insects of North America**. 3. ed. Dubuque: Kendall/Hunt Publishing, 1996.

MERRITT, R. W., CUMMINS, K. W., CAMPBELL, E. Y. Uma Abordagem Funcional Para a Caracterização de Riachos Brasileiros. In: HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. **Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus: Editora do INPA, p. 69-86, 2014.

MINATTI-FERREIRA, D.D. **Desenvolvimento e aplicação de um protocolo para avaliação rápida de integridade ambiental para ecossistemas de rios e riachos: aspectos físicos**. Dissertação de Mestrado – Universidade do Vale do Itajaí, Itajaí/SC: 2004.

MONDY, C.P.; MUÑOZ, I.; DOLÉDEC, S. Life-history strategies constrain invertebrate community tolerance to multiple stressors: a case study in the Ebro basin. **Sci. Total Environ.**, v. 572, p.196–206, 2016.

MORAIS, L., SANCHES, B.D.O., SANTOS, G.B., KAUFMANN, P.R., HUGHES, R.M., MOLOZZI, J., CALLISTO, M., 2016. Assessment of disturbance at three spatial scales in two large tropical reservoirs. **J. Limnol**, v. 18, 2016.

MORAIS, L.; DE OLIVEIRA SANCHES, B.; SANTOS, G.B.; KAUFMANN, P.R.; HUGHES, R.M.; MOLOZZI, J.; CALLISTO, M. Assessment of disturbance at three spatial scales in two large tropical reservoirs. **J. Limnol**, 2017.

MORETTI M. S. **Atlas de Identificação Rápida dos Principais Grupos de Macroinvertebrados Bentônicos**. Adaptado de Pérez, GR (1988) Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Antioquia, Editorial Presencia Ltda, 2004

MUNGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do estado do Rio de Janeiro**. Technical Books: Rio de Janeiro, p. 176, 2010.

MYSLINSKI, E.; GINSBURG, W. Macro-invertebrates as indicators of pollution. **Journal of the American Water Works Association**, v. 69, p. 538-544, 1977.

NIETO, C.; OVANDO, X.M.C.; LOYOLA, R.; IZQUIERDO, A.; ROMERO, F.; MOLINERI, C., RODRÍGUEZ, J.; RUEDA MARTÍN, P.; FERNÁNDEZ, H.; MANZO, V.; MIRANDA, M.J. The role of macroin-vertebrates for conservation of freshwater systems. **Ecol. Evol.**, v. 7, p. 5502–5513, 2017

ODUM, E. P. **Ecologia Pioneira**. 3 ed., São Paulo, 201 p, 1972.

OLIVEIRA, L. A. de; HENKES, J. A. Poluição hídrica: poluição industrial no Rio dos Sinos-RS. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, Florianópolis, v. 2, n. 1, p.186-221, abr./set. 2013.

PADILLA, F. M., GALLARDO, M. ManzanoAgugliaro, F. Global trends in nitrate leaching research in the 1960–2017 period. **Science of the Total Environment**, v. 643, p. 400-413, 2018.

PAULA, F. R.; GERHARD, P.; BARROS F., S. F.; WENGER, S. J. Multi-scale assessment of forest cover in an agricultural landscape of Southeastern Brazil: Implications for management and conservation of stream habitat and water quality. **Ecological indicators**, v. 85, p. 1181-1191, 2018.

PAULA, P.M.S. **Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta na avaliação da qualidade ambiental da bacia hidrográfica do Rio das Velhas (MG)**. Tese de Doutorado em Ecologia - Universidade Federal de Minas Gerais, 2008.

PEREIRA JÚNIOR, A.; CONCEIÇÃO, C. S.; LOBO, R. R.; SANTOS, C. O. R.; SARDINHA, A. S. Associação entre ephemeroptera, plecoptera e trichoptera e os parâmetros limnimétricos do índice de qualidade da água. **Brazilian Applied Science Review**, Curitiba, v. 3, n. 2, p. 839-863, mar./abr. 2019

PEREIRA, D. L. V; MELO, A. L.; HAMADA, N. Chaves de identificação para famílias e gêneros de Gerromorpha e Nepomorpha (Insecta: Heteroptera) na Amazônia Central. **Neotropical Entomology**, v. 36, p. 210-228 2007.

PIAZZA, G. A.; GROTT, S. C.; GOULART, J. A. G.; KAUFMANN, V.. Caracterização espaço-temporal da qualidade das águas superficiais dos mananciais de abastecimento de Blumenau/SC. **REGA**, Porto Alegre, v.14, n.8, 2017.

PIERRE, J. I.; KOVALENKO, K. E. Effect of habitat complexity attributes on species richness. **Ecosphere**, v. 5, n. 2, 2014.

PIMENTA, S. M.; PEÑA, A. P.; GOMES, P. S. Aplicação de métodos físicos, químicos e biológicos na avaliação da qualidade das águas em áreas de aproveitamento hidroelétrico da bacia do Rio São Tomás, Município de Rio Verde – Goiás. **Sociedade & Natureza**, v. 21, n. 3, p. 393-412, 2009.

PIÑEIRO DI BLASI, J. I.; MARTÍNEZ TORRES, J.; GARCÍA NIETO, P. J.; ALONSO FERNÁNDEZ, J. R.; DÍAZ MUÑIZ, C.; TABOADA, J. Analysis and detection of outliers in water quality parameters from ‘different automated monitoring stations in the Miño river basin (NW Spain). **Ecological Engineering**, v. 60, p. 60–66, 2013.

PIO, J. F. G.; PEREIRA, T. S.; CALOR, A. R.; COPATTI, C. E. Organisation of the benthic macroinvertebrate assemblage in tropical streams of different orders in North-Eastern Brazil. **Ecología Austral**, v. 28, n. 1, p. 113-122, 2018.

PMSB, Plano Municipal de Saneamento Básico. Premier Engenharia e Consultoria. **Prefeitura Municipal de Formiga**. 2016.

QUEIROZ, Júlio Ferraz de, TRIVINHO-STRIXINO, Susana e NASCIMENTO Vera Maria da Costa. Organismos bentônicos bioindicadores da qualidade das águas da Bacia do médio São Francisco. 2000. **Embrapa**; Nº. 3, novembro. ISSN 1516-8638

RADTKE, L; **Protocolos de avaliação rápida: uma ferramenta de avaliação participativa de cursos d’água urbanos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Santa Maria, UFSM. Rul, Brasil, 2015. Disponível em: <https://repositorio.ufsm.br/bitstream/handle/1/7883/.pdfsequence=1&isAllowed=y>> Acesso em: 05 fev. 2021.

REID, A.J. et all. Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. **Biol. Rev.**, v. 94, p. 849–873, 2019.

REZENDE, S., C.; HELLER, L. **O saneamento no Brasil: políticas e interfaces**. In: O saneamento no Brasil: políticas e interfaces, p. 310-310, 2002.

REVENGA, C.; CAMPBELL, I.; ABELL, R.; DE VILLIERS, P.; BRYER, M. Prospects for monitoring freshwater ecosystems towards the 2010 targets. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. Ser. BBiol. Sci.*, v. 360, p. 397–413, 2005.

RIBEIRO, Helena. Saúde Pública e Meio Ambiente: evolução do conhecimento e da prática, alguns aspectos éticos. **Saúde e Sociedade v.13**, n.1, p.70-80, 2004.

ROCKSTRÖM, J.; STEFFEN, W.; NOONE, K.; PERSSON, Å.; CHAPIN, F. S.; LAMBIN, E. F.; FOLEY, J. A. A safe operating space for humanity. **Nature**, p. 461, n.7263, p. 472–475, 2009.

RODRIGUES, A. S. de L.; MALAFAIA, G.; CASTRO, P. T. A. A importância da avaliação do habitat no monitoramento da qualidade dos recursos hídricos: uma revisão. **Revista Saúde e Biologia**, v. 5, n. 1, p. 26-42, 2010.

RODRIGUES, A.S. de L., MALAFAIA, G. & CASTRO, P. de T.A. Avaliação Ambiental de Trechos de Rios na Região de Ouro Preto-MG através de um protocolo de avaliação rápida. **Revista de Estudos Ambientais**, v. 10, n. 1, p. 74-83, 2008.

RODRÍGUEZ, M.A. & LEWIS, W.M. 1997. Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the Orinoco River. **Ecol. Monogr.**: v. 67, n 1, p. 109-128.

ROSA, B.F.J.; RODRIGUES, L.F.T.; AMARAL, P.H.M.; SILVA, M.V.D.; ALVES, R.G.A. Potential effectiveness of reducing taxonomic and numerical resolution when using macroinvertebrates to characterize impacted streams in southeastern Brazil. **Fundam. Appl. Limnol**, v.191, n. 2, p. 87–97, 2018.

ROSENBERG, D. M.; RESH, V.H. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. (eds.) **Rosenberg, D.M. and Resh, V.H.** Chapman and Hall, New York, pp. 1-9., 1993.

ROSENBERG, D. M.; WIENS, A. P. Community and species responses of Chironomidae (Diptera) to contamination of freshwaters by crude oil and petroleum products, with special reference to the trail river, Northwest Territories. **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**, v. 33, p. 1955-1963, 1976.

RUARO, R., GUBIANI, E.A., HUGHES, R.M., MORMUL, R.P. Global trends and challenges in multimetric indices of ecological condition. **Ecol. Ind.**, v. 110, 2020.

RUARO, R.; GUBIANI, E.A. A scientometric assessment of 30 years of the Index of Biotic Integrity in aquatic ecosystems: applications and main flaws. **Ecol. Ind.**, v. 29, p. 105–110, 2013.

RUIZ, F.; ABAD, M.; BODERGAT, A. M.; CARBONEL, P.; RODRÍGUEZ-LÁZARO, J.; GONZÁLEZ-REGALADO, M. L.; TOSCANO, A.; GARCÍA, E. X.; PRENDA, J. Freshwater ostracods as environmental tracers. International **Journal of Environmental Science and Technology**, v. 10, p. 1115-1128, 2013.

SALLES, F. F. 2011. **Lista de espécies de Ephemeroptera (Insecta) registradas para o Brasil**. Disponível em: <<http://sites.google.com/site/listaephemeropteradoBrasil/home>>. Acesso em 09 abr. 2021.

SALLES, Frederico Falcão; DA-SILVA, Elidiomar Ribeiro; HUBBARD, Michael D. and SERRAO, José Eduardo. As espécies de ephemeroptera (insecta) registradas para o Brasil. **Biota Neotrop.** [online]. 2004, vol.4, n.2, pp.1-34. ISSN 1676-0611.

SÁNCHEZ-BAYO, F., WYCKHUYS, K.A.G. Worldwide decline of the entomofauna: a review of its drivers. **Biol. Conserv.**, v. 232, p. 8–27, 2019.

SANTOS, M. O.; MELO, S. M. Influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água de nascentes-Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v. 2, n. 1, p. 36-43, 2017.

SAUNDERS D.L.; MEEUWIG, J.J.; VINCENT, A.C.J. Freshwater Protected areas: Strategies for conservation. **Conservation Biology**, v.16, p. 30 - 41, 2002.

SERRA, S. R. Q.; GRAÇA, M. A. S.; DOLÉDEC, S.; FEIO, M. J. Chironomidae traits and life history strategies as indicators of anthropogenic disturbance. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 189, n. 326, p. 1-16, 2017.

SILVA, D. F; ANDRADE , C. L. T.; SIMEONE, M. L. F.; AMARAL , T. A.; CASTRO, L. A.; MOURA, B. F. Análise de Nitrato e Amônio em Solo e Água Embrapa Milho e Sorgo, Documentos 114. Sete Lagoas, MG: **Embrapa Milho e Sorgo**, 2010.

SILVA, K. W. S; EVERTON, N. S; MELO, M. A. D. Aplicação dos índices biológicos Biological Monitoring Working Party e Average Score per Taxon para avaliar a qualidade de água do rio Ouricuri no Município de Capanema, Estado do Pará, Brasil. **Revista Pan-Amazônica de Saúde**, v.7, n.3, p.13-22, 2016.

SILVEIRA, M. P. **Aplicação do biomonitoramento da qualidade da água em rios**. Meio Ambiente. Documentos n. 36, Embrapa, 2004.

SILVEIRA, M.P., BAPTISTA, D.F., BUSS, D.F. *et al.* Application of biological measures for stream integrity assessment in south-east brazil. **Environ Monit Assess**101, p.117–128, 2005.

SILVEIRA, M. P. Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios / Mariana Pinheiro Silveira.-- Jaguariúna: **Embrapa Meio Ambiente**, p. 68, (Embrapa Meio Ambiente. Documentos, 36). 2004

SIMON, T.S. The use of biological criteria as a tool for water resource management. **Environmental Science & Policy**, v. 3, p. 43-49, 2000.

SIMBOURA, N., ZENETUS, A., PANAOYTIDES, P. & MAKIA, A. Changes in benthic community structure along and environmental pollution gradient. **Marine Pollution Bulletin**, v. 30, p. 470- 474, 1995.

SOARES, L. M. V.; CASTRO, D. M. P.; FRANÇA, J. S.; SAMPAIO, F. A. C.; GANDINI, C. V.; CALLISTO, M.; SANTOS, H. A.; POMPEU, P. S. **Estudo de caso: diagnóstico hidrológico e metodologias**. In: SANTOS, H. A.; POMPEU, P. S.; CALLISTO, M. (org.). Alterações hidrológicas a jusante de uma hidrelétrica: efeitos ecológicos e proposições. Belo Horizonte: Cemig, 2020. p. 43-70 (Série Peixe Vivo, 8).

SOGA, M.; GASTON, K. J. Shifting baseline syndrome: Causes, consequences, and implications. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 16, n. 4, p. 222–230, 2018.

SOUSA, R. A. D.; BORGES NETO, W.; POPPI, R. J.; BACCAN, N.; CADORE, S. Classificação de água de coco processada e natural por meio de HCA, PCA e teores de íons metálicos determinados por ICP OES. **Química Nova**, v. 29, p. 654-656, 2006.

SPAACK, P. & BAUCHROWITZ, M. **Environmental influences and plankton dynamics**, **Eawag News**: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, v. 69, p. 25-27, 2010.

STEFFEN, W.; RICHARDSON, K.; ROCKSTRÖM, J.; CORNELL, S. E.; FETZER, I., BENNETT, E. M.; FOLKE, C. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. **Science**, v. 347, p. 125, 2015.

STRASSBURG, B. B., BROOKS, T., FELTRAN-BARBIERI, R., IRIBARREM, A., CROUZEILLES, R., LOYOLA, R., LATAWIEC, A. E., OLIVEIRA FILHO, F. J. B., SCARAMUZZA, C. A. M., SCARANO, F. R., SOARES-FILHO, B., BALMFORD, A. Moment of Truth for the Cerrado Hotspot. **Nature Ecology & Evolution**, v. 1, n. 0099, p. 1-3, 2017.

STRIEDER, M. N.; SCHERER, R. T.; VEIGAS, G. Biomonitoramento da qualidade das águas em arroios na bacia hidrográfica do Rio dos Sinos, Rio Grande do Sul, Brasil. *Unirevista*, v. 1, n. 1, p. 47-56, 2002.

SUNDERMANN, A. ; LOHSE, S.; BECK, L.A.; HAASE, P. **Key to the larval stages of aquatic true flies (Diptera), based on the operational taxa list for running waters in Germany**, 2017.

TRIVINHO-STRIXINO, S. **Larvas de Chironomidae. Guia de identificação**. Departamento de Hidrobiologia, Laboratório de Entomologia Aquática, São Carlos: UFSCar, p. 371, 2011

TUNDISI, J. G. & MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo, Oficina de Textos, 2008. 631p.

TURAK, E.; HARRISON, I.; DUDGEON, D.; ABELL, R.; BUSH, A.; DARWALL, W.; FINLAYSON, C.M.; FERRIER, S.; FREYHOF, J.; HERMOSO, V.; JUFFE-BIGNOLI, D.; LINKE, S.; NEL, J.; PATRICIO, H.C.; PITTOCK, J.; RAGHAVAN, R.; REVENGA, C.; SIMAIKA, J.P.; DE WEVER, A.X. Essential biodiversity variables for measuring change in global freshwater biodiversity. **Biol. Conserv.**, 2016.

UFMG- Universidade de Minas Gerais. **Dípteros**. 2012. Disponível em: <<http://www.icb.ufmg.br/biq/prodap/2000/diptera/dipteros.html>>. Acesso em: 26 abri. 2020

USEPA. National Rivers and Streams 2008–2009: A Collaborative Survey, EPA/ 841/R-16/007. **Office of Water and Office of Research and Development**, Washington, DC, 2016.

VALENTIN, I.L. **Agrupamento e Ordenação**. 1995. In: Peres-Neto, P.R.; Valentin, I.L. & Fernandes, F.A.S. (Eds). Tópicos em Tratamento de Dados Biológicos. *Oecologia Brasiliensis*, Rio de Janeiro, v. 2, p. 27-55.

VAN DER OOST, R.; BEYER, J.; VERMEULEN, N. P. E. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. **Environmental toxicology and pharmacology.**, v. 13, p. 57-149, 2003.

VAN NES, E. H.; ARANI, B. M. S.; STAAL, A.; BOLT, B.; FLORES, B. M.; BATHIANY, S.; SCHEFFER, M. What do you mean, 'tipping point'? **Trends in Ecology & Evolution**, v. 31, p. 902–904, 2016

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Belo Horizonte**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte: Ed. da UFMG, 2005.

WALLEY, W. J.; HAWKES, H. A. A computer-based development of the Biological Monitoring Working Party score system incorporating abundance rating, site type and indicator value. **Water Research**, v. 31, p. 201-210, 1997

WANG, G.; ZHANG, J.; YANG, Q. Attribution of Runoff Change for the Xinshui River Catchment on the Loess Plateau of China in a Changing Environment. **Water**, v.8, n.267, p.1-14, 2016.

WARD, J. V.; STANFORD, J. A. Thermal responses in the evolutionary ecology of aquatic insects. **Annual Review of Entomology**, v. 27, p. 97-117, 1982.

WETZEL, R. G. **Limnology**. 3. ed. San Diego: Elsevier Academic Press, 2001. 1006 p.

WILSON, Hazel L. et al. Anthropogenic litter is a novel habitat for aquatic macroinvertebrates in urban rivers. **Freshwater Biology**, v. 66, n. 3, p. 524-534, 2021.

WHITE, Julia Y.; WALSH, Christopher J. Catchment-scale urbanization diminishes effects of habitat complexity on instream macroinvertebrate assemblages. **Ecological Applications**, v. 30, n. 8, p. e 02199, 2020.

WOODWARD, G.; BONADA, N.; FEELEY, H. B.; GILLER, P. S. Resilience of a stream community to extreme climatic events and long-term recovery from a catastrophic flood. **Freshwater Biology**, v. 60, n. 12, p. 2497-2510, 2015.

YOKOYAMA, E., PACIENCIA, G.P., BISPO, P.C., OLIVEIRA, L.G. & BISPO, P.C. A sazonalidade ambiental afeta a composição faunística de Ephemeroptera e Trichoptera em um riacho de Cerrado do Sudeste do Brasil? **Ambiência**, v. 8, n. 1, p. 73-84, 2012.

ZARDO, D.C., HARDOIM, E.L., AMORIM, R. E MALHEIROS, C.H. Variação Espaço-Temporal na Abundância de Ordens e Famílias de Macroinvertebrados Bentônicos Registrados em Área de Nascente, Campo Verde-Mt. **Revista Brasileira Multidisciplinar**, v. 16, n. 1, p. 53-66, 2013.

ZEQUI, J. A. C.; OLIVEIRA, A. A.; SANTOS, F. P.; LOPES, J. Monitoramento e controle de *Aedes aegypti* (Linnaeus, 1762) e *Aedes albopictus* (Skuse, 1984) com uso de ovitrampas. **Semina. Ciências Biológicas e da Saúde**, v. 39. 2019.

ANEXO A: Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats

Quadro 1: Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats modificado do protocolo da Agencia de Proteção Ambiental da cidade de Ohio EUA por Callisto *et al.* (2002)

Parâmetros	Pontuação		
	4 pontos	2 pontos	0 pontos
1. Tipo de ocupação das	Vegetação	Campo de pastagem/	Residencial/ Comercial/ Industrial
2. Erosão próxima e ou nas margens do rio e assoreamento	Ausente	Moderada	Acentuada
3. Alterações antrópicas	Ausente	Alterações de origem doméstica (esgoto, lixo)	Alteração de origem industrial/ urbana (fábricas, siderurgias, canalização do curso do rio)
4. Cobertura vegetal no leito	Parcial	Total	Ausente
5. Odor da água	Nenhum	Esgoto (ovo podre)	Óleo/ Industria
6. Oleosidade da água	Ausente	Moderado	Abundante
7. Transparência da água	Transparente	Turva (cor de chá forte)	Opaca ou colorida
8. Odor do sedimento (fundo)	Nenhum	Esgoto (ovo podre)	Óleo/ Industrial
9. Oleosidade de fundo	Ausente	Moderado	Abundante
10. Tipo de fundo	Pedras/	Lama/ areia	Cimento/ canalizado

Quadro 2: Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats modificado do protocolo da Agencia de Proteção Ambiental da cidade de Ohio EUA por Callisto *et al.* (2002)

Parâmetros	Parâmetros			
	5 pontos	3 pontos	2 pontos	2 pontos
11- Tipos de fundo	Mais de 50% com habitats diversificados (pedaços de troncos, submersos, cascalhos e estáveis)	30 a 50 % de habitats diversificados; habitats adequados para a manutenção das populações de organismos aquáticos.	10 a 30 % de habitats diversificados; disponibilidade de habitats insuficiente, substratos frequentemente modificados.	Menos que 10 % de habitats diversificados; ausência de habitats óbvia; substrato rochoso instável para fixação dos organismos.
12- Extensão de rápidos.	Rápidos e corredeiras bem desenvolvidos; remansos tão largos	Rápidos com a largura igual à do rio, mas com comprimento menos do que o dobro da largura do rio.	Trechos rápidos podem estar ausentes; rápidos não tão largos quanto o rio e seu comprimento menos que o dobro da largura do rio.	Rápidos ou corredeiras inexistentes.
13- Frequências de rápidos	Rápidos relativamente frequentes; distâncias	Rápidos não frequentes; distâncias entre remansos divididos pela largura do rio entre 7 e	Rápidos ou corredeiras ocasionais; habitats formados pelos contornos do fundo; distância entre remansos dividida pela largura do rio entre 15 e 25.	Geralmente com lâmina d'água 'lisa' ou com rápidos rasos, pobreza de habitats; distância
14- Tipos de substrato	Seixos abundantes (principalmente em nascentes de rios).	Seixos abundantes; cascalho comum.	Fundo formado predominantemente por cascalho; alguns seixos	Fundo pedregoso; seixos ou lamoso.

15- Deposição de lama	Entre 0 e 25 % do fundo coberto por lama (silte e argila).	Entre 25 e 50 % do fundo coberto por lama.	Entre 50 e 75 % do fundo coberto por lama	Mais de 75 % do fundo coberto por lama.
16- Depósitos sedimentares	Menos de 5 % do fundo com deposição de lama; ausência de deposição nos remansos. Provavelmente, a correnteza arrasta tudo o material fino.	Alguma evidência de modificação no fundo, principalmente aumento de cascalho, areia ou lama; 5 a 30 % do fundo afetado, suave deposição nos remansos.	Deposição moderada de cascalho novo, areia ou lama nas margens; entre 30 e 50 % do fundo afetado; deposição moderada nos remansos.	Grandes depósitos de lama, margens assoreadas; mais de 50 % do fundo modificado; remansos ausentes devido à significativa deposição de sedimentos.
17-Alterações no canal do rio	Canalização (retificação) ou dragagem ausente ou mínima; rio com padrão normal.	Alguma canalização presente, normalmente próximo à construção de pontes; evidência de modificação há mais de 20 anos.	Alguma modificação presente nas duas margens; 40 a 80 % do rio modificado.	Margens cimentadas; acima de 80 % do rio modificado.

18- Características do fluxo das águas	Fluxo relativamente igual em toda a largura do rio; mínima quantidade de	Lâmina d'água acima de 75 % do canal do rio; ou menos de 25 % do substrato exposto.	Lâmina d'água acima de 75 % do canal do rio; ou menos de 25 % do substrato exposto.	Lâmina d'água escassa e presente apenas nos remansos.
19- Presença de vegetação ripária.	Acima de 90 % com vegetação ripária nativa, incluindo árvores, arbustos ou macrófitas, mínima evidência de desflorestamento; todas as plantas atingindo a altura 'normal'.	Entre 70 e 90 % com vegetação ripária nativa; desflorestamento evidente, mas não afetando o desenvolvimento da vegetação; maioria das plantas atingindo a altura 'normal'.	Entre 50 e 70 % com vegetação ripária nativa, desflorestamento óbvio; trechos com solo exposto ou vegetação eliminada; menos da metade das plantas atingindo a altura 'normal'.	Menos de 50 % da vegetação ripária nativa; desflorestamento muito acentuado.


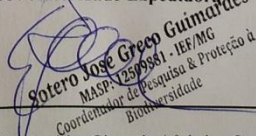
20- Estabilidade das margens.	Margens estáveis; evidência de erosão mínima ou ausente; pequeno potencial para problemas futuros. Menos de 5 % da margem afetada.	Moderadamente estáveis; pequenas áreas de erosão frequentes. Entre 5 e 30 % da margem com erosão.	Moderadamente instável; entre 30 e 60 % da margem com erosão. Risco elevado de erosão durante enchentes.	Instável; muitas áreas com erosão, frequentes áreas descobertas nas curvas do rio; erosão óbvia entre 60 e 100 % da margem
21 - Extensão da vegetação ripária.	Largura da vegetação ripária maior que 18 m; sem influência de atividades antrópicas (agropecuária, estradas, etc.).	Largura da vegetação ripária entre 12 e 18 m; mínima influência antrópica.	Largura da vegetação ripária entre 6 e 12 m, influência antrópica intensa.	Largura da vegetação ripária menor que 6 m; vegetação restrita ou ausente devido à atividade antrópica
22- Presença de plantas aquáticas	Pequenas macrófitas aquáticas e/ou musgos distribuídos pelo leito	Macrófitas aquáticas ou algas filamentosas ou musgos distribuídos no rio, substrato com perifíton	Algas filamentosas ou macrófitas em poucas pedras ou alguns remansos, perifíton abundantes e biofilme.	Ausência de vegetação aquática no leito do rio ou grandes bancos de macrófitas

Fonte: Adaptado Callisto *et al.* (2002).

ANEXO B- Ficha de campo- Coleta de Macroinvertebrados

A- IDENTIFICAÇÃO DO LOCAL DE AMOSTRAGEM:				
1- Código:		Nº campanha:		
2- Nome do ponto:				
3- Curso de água:				
4- Localização:				
5- Coordenadas:		y:		
6- Data da amostragem: / / .				
7- Hora: Início:		Fim:		
8- Equipe de campo:				
9- Condições atmosféricas:				
10- Profundidade média:				
11-Observações:				
B- CARACTERIZAÇÃO DO TROÇO DE AMOSTRAGEM				
C- DISTRIBUIÇÃO DOS ARRASTOS PELOS HABITATS				
	1- %	2- Nº arrastos	3- Unidade de transporte	Unidade de sedimentação
Areia, limo e argila				
Macrófitas e algas				
Cascalho				
Pedras				
Matéria orgânica particulada				
D- VARIÁVEIS AMBIENTAIS				
Arrasto	Profundidade	Tipo de corrente	1- Largura média: _____ 2- Cor da água: _____ 3- Cheiro: _____ OBS _____	

ANEXO D- Licença de Pesca Científica- Categoria D

	GOVERNO DO ESTADO DE MINAS GERAIS SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS DIRETORIA PROTEÇÃO À FAUNA NÚCLEO DA PESCA		
LICENÇA DE PESCA CIENTÍFICA – CATEGORIA “D”			
INVENTARIAMENTO ()	PEIXAMENTO ()	MANEJO ()	PESQUISA CIENTÍFICA (X)
Nº DA AUTORIZAÇÃO 036.001/2020 INÍCIO (X) RENOVAÇÃO ()	CATEGORIA “D”	PERÍODO DE VALIDADE 17/03/20 A 17/03/21	PROCESSO - IEF / DPBIO / NUPES Nº 13000000420/20
FINALIDADE: PESCA/CAPTURE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS COMO BIOINDICADORES NA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO FORMIGA			FAVORECIDO: INSTITUTO FEDERAL MINAS GERAIS-BAMBUI
X	COLETA		CONSULTORIA
X	CAPTURE	X	PESQUISADOR
X	TRANSPORTE	X	INSTITUIÇÃO CIENTÍFICA
	SOLTURA		OUTROS:
	OUTROS:		
Favorecido - Especificação			
Nome do Projeto: Avaliação da Qualidade da água da sub-bacia do rio Formiga, utilizando macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores.			
Responsáveis pelo projeto: -Lorena Cristina dos Santos CRBio098434/04-D CTF:5737872			
Instituição/Empresa: Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Minas Gerais - Campus Bambuí – CNPJ 10626896000334 – CTF nº 5476206			
Equipe Técnica: Lorena Cristina dos Santos CRBio098434/04-D CTF:5737872			
Auxiliares: Leticia Ribeiro Silva MG- 20.987.723 Michely Carolina de Oliveira MG - 19.485.066			
Procedência (Origem): Sub-Bacia do Rio Formiga e afluentes.			
Destino: Material coletado será triado no laboratório da UNIFOR e armazenados no Laboratório de Microbiologia do IFMG-Campus Bambuí.			
Outras Informações: As amostras dos organismos bentônicos serão coletadas utilizando um amostrador coletor do tipo suber(30 cm de abertura, 500mm de malha, área de 0,09 m ²) Para coleta de sedimento será utilizado um, amostrador do tipo concha.			
Quantidade	Nome Científico	Nome Comum	
--	--	--	
Observações: Esta licença não exime o responsável pelo projeto da necessidade de obter demais autorizações exigidas em outros instrumentos legais, bem como da anuência do responsável pela área privada onde será realizada a atividade, quando for o caso. Ao final do prazo estipulado, o responsável pelo projeto deverá encaminhar à Diretoria de Pesquisa e Proteção à Biodiversidade o relatório técnico sobre o trabalho realizado. A equipe técnica deverá portar este documento durante o período de validade da licença. A presente licença é válida apenas no território do Estado de Minas Gerais, somente sem emendas ou rasuras.			
Local e Data de Emissão Divinópolis, 17 de Março de 2020.	Assinatura e Carimbo / Autoridade Expedidora <div style="text-align: center;">  Sotero Jose Greco Guimarães MASP: 12509861 - IEF/MG Coordenador de Pesquisa & Proteção à Biodiversidade </div>		
Administrativa Presidente Cidade Tancredo Neves, Rodovia Prefeito Américo Gianetti, s/nº, bairro Serra Verde Edifício Minas, 1º andar. CEP 31.630-900 - Belo Horizonte - MG Telefone: (31) 3915-1340 – e-mail: pesca.cientifica@meioambiente.mg.gov.br			

ANEXO E- Termos de parcerias

TERMO DE PARCERIA

Pelo presente **Termo de Parceria**, o Programa Vida Nova Rio Formiga aprovado pela Lei Municipal 5082/2016 retificado pela Lei nº 5157/2017, e regulamentado pelo Decreto Municipal 7122/17, por meio de suas entidades parceiras, declara colaborar com o suporte necessário na execução do Pré-projeto do discente Lorena Cristina dos Santos, concorrente a uma vaga de estudo no “Curso de Pós-graduação Mestrado Profissional em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental”, do Campus Bambuí, em Bambuí (MG).

Outras informações:

Nome do Pré-projeto apresentado no Processo Seletivo do MPSTA 2018/2019:

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DA SUB-BACIA DO RIO FORMIGA, UTILIZANDO MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS COMO BIOINDICADORES

Cidade na qual será realizada a execução do Pré-projeto: Formiga-MG

Atividades da empresa/órgão: Gestão e recuperação de bacia hidrográfica, subsidiado pelo programa Produtor de água. ANA.

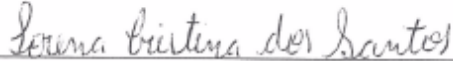
Suporte da empresa/órgão na execução do Pré-projeto:


- infraestrutura disponível.
- quadro de funcionários.
- recursos financeiros.
- outros suportes: Apoio técnico institucional

Contrapartida do discente para a empresa/órgão referente ao desenvolvimento do Pré-projeto

Dados finais do trabalho irão compor database para tomada de ações futuras no âmbito do projeto.

Em: 12/11/2018.


 Lorena Cristina dos Santos
 Discente


 José Ivo da Silva
 Secretário da UGP do Programa Vida Nova Rio Formiga

ANEXO VI – MODELO/SUGESTÃO DE TERMO DE PARCERIA

Pelo presente **Termo de Parceria**, o SAAE- Serviço Autônomo de Água e Esgoto situado (a) no Rua Antônio José Barbosa, 723, na cidade Formiga- MG, CEP 35570-000, CNPJ nº 16.782.211/0001-63, declara colaborar com o suporte necessário na execução do Pré-projeto do discente Lorena Cristina dos Santos, concorrente a uma vaga de estudo no “Curso de Pós-graduação Mestrado Profissional em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental”, do IFMG-Campus Bambuí, realizado na cidade de Bambuí (MG).

Outras informações:

Nome do Pré-projeto apresentado no Processo Seletivo do MPSTA 2018/2019:

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DA SUB-BACIA DO RIO FORMIGA, UTILIZANDO MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS COMO BIOINDICADORES

Cidade na qual será realizada a execução do Pré-projeto: Formiga- MG

Atividade(s) da empresa/órgão: Abastecimento de água e coleta de esgoto.

Suporte da empresa/órgão na execução do Pré-projeto (marque as opções):

infraestrutura disponível.

quadro de funcionários.

recursos financeiros.

outros suportes: Apoio técnico institucional

Contrapartida do discente para a empresa/órgão referente ao desenvolvimento do Pré-projeto

Diagnostico da qualidade da água, monitoramento biológico da sub- bacia do rio Formiga, propor medidas de conservação e manejo e treinamento de estagiários (métodos de coletas, triagem, identificação e análise de dados).

Em: 12/11/2018.

Lorena Cristina dos Santos

Nome e assinatura do discente

Flávio Passos

Nome e assinatura do representante da empresa/órgão

Flávio Passos
DIRETOR GERAL
S.A.A.E. - FORMIGA-MG

ANEXO VI – MODELO/SUGESTÃO DE TERMO DE PARCERIA

Pelo presente **Termo de Parceria**, o Centro Universitário de Formiga- UNIFOR-MG situado (a) no endereço Avenida Doutor Arnaldo de Senna, 328 Água Vermelha, na cidade Formiga-MG, CEP 35570-000, CNPJ nº 20.501.128/0001-46, declara colaborar com o suporte necessário na execução do Pré-projeto do discente Lorena Cristina dos Santos, concorrente a uma vaga de estudo no “Curso de Pós-graduação Mestrado Profissional em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental”, do IFMG-Campus Bambuí, realizado na cidade de Bambuí (MG).

Outras informações:

Nome do Pré-projeto apresentado no Processo Seletivo do MPSTA 2018/2019:

Qualidade da água na sub-bacia do rio Formiga, utilizando macroinvertebrados como bioindicadores.

Cidade na qual será realizada a execução do Pré-projeto: Formiga- MG

Atividade(s) da empresa/órgão

Instituto de Ensino

Suporte da empresa/órgão na execução do Pré-projeto (marque as opções):

infraestrutura disponível.

quadro de funcionários.

recursos financeiros.

outros suportes laboratórios

Contrapartida do discente para a empresa/órgão referente ao desenvolvimento do Pré-projeto

Treinamento de estagiários; métodos de coletas, triagem, identificação e análise de dados.

Em: 13 / 11 / 2018.

Lorena Cristina dos Santos

Nome e assinatura do discente

[Assinatura]
Nome e assinatura do representante da empresa/órgão

INSTITUTO ANTÔNIO DE SENECA LIMA
Reitor - UNIFOR-MG



TERMO DE PARCERIA

Pelo presente Termo de Parceria, a empresa Florestas Gerais Consultoria Ambiental Ltda. situado (a) no endereço Rua Jacareipe, 23 – Bairro São Pedro na cidade de Arcos - MG, CEP 35.588-000, CNPJ 10.754.136/0001-40, Responsável Técnico e sócio administrador Evandro Marinho Siqueira, CREA – MG 91.337/D e a autarquia municipal Serviço Autônomo de Água e Esgoto de Formiga, situado (a) no endereço Rua Antônio José Barbosa, 723 – Bairro Santa Luzia na cidade de Formiga, CEP 35.570-000, caixa postal - 125, CNPJ 16.782.211/0001-63 declaram colaborar com o suporte necessário na execução do Projeto da discente Lorena Cristina dos Santos, cpf: 101.053.126-30, aluna do Programa de Pós-Graduação Mestrado Profissional em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental do Instituto Federal de Tecnologia de Minas Gerais, CNPJ: 10.626.896/0001-72, sob orientação do (a) professor (a) Dra. Grazielle Wolff de Almeida Carvalho, matrícula SIAPE 187090-7.

Outras informações:

Nome do Projeto:

AValiação da Qualidade da Água da Sub-bacia do Rio Formiga, Utilizando Macroinvertebrados Bentônicos como Bioindicadores

Cidade na qual está sendo executado o projeto: Formiga- MG

Atividade(s) da empresa/órgão:

Florestas Gerais Consultoria Ambiental contratada pelo SAAE – autarquia municipal de tratamento de água do município de Formiga – MG, para realizar o Estudo de Impactos Ambientais da barragem da nova captação de água para o município.

Suporte da empresa/órgão na execução do Projeto:

infraestrutura disponível.

quadro de funcionários.

recursos financeiros.

outros suportes

Obs.: Anexo o descritivo do material fomentado pela empresa Florestas Gerais Consultoria Ambiental.

Contrapartida do discente para a empresa/órgão referente ao desenvolvimento do Projeto:

Gerar para a empresa Florestas Gerais Consultoria Ambiental um relatório com os dados de Macroinvertebrados Bentônicos fazendo uma inferência sobre a qualidade do Rio Formiga. Permitir que esse relatório venha ser parte integrante do Diagnóstico Ambiental do Estudo de Impactos Ambientais que a empresa está realizando para o


Lorena Cristina dos Santos

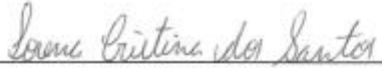
SAAE – Formiga, MG desde que seja explicitado, no documento final, que esse relatório é um produto técnico oriundo da dissertação de mestrado de Lorena Cristina dos Santos sob orientação da Profa. Dra. Grazielle Wolff de Almeida Carvalho do programa de Pós-Graduação Mestrado Profissional em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental do Instituto Federal de Tecnologia de Minas Gerais.

É vedada a utilização dos dados contidos nesse relatório para outros fins sem a devida autorização e citação dos autores e executores do projeto.

Em: ____/____/____.


Evandro Marinho Siqueira
Florestas Gerais Consultoria Ambiental Ltda.


Dra. Grazielle Wolff de Almeida Carvalho
Orientadora
Professora do programa de Pós-Graduação MPSTA


Lorena Cristina dos Santos
Executora / Orientada
Discente do programa de Pós-Graduação MPSTA

ANEXO F- Comprovação do Produto técnico

TERMO ESTUDO COMPLEMENTAR

Pelo presente Termo, a empresa Florestas Gerais Consultoria Ambiental Ltda ME. Com sede na Rua Jacareipe, 23, Bairro São Pedro, na cidade de Arcos - MG, CEP 35.588-000, CNPJ 10.754.136/0001-40, tendo como Responsável Técnico e sócio administrador Evandro Marinho Siqueira, CREA – MG 91.337/D e a autarquia municipal Serviço Autônomo de Água e Esgoto de Formiga, situado (a) no endereço Rua Antônio José Barbosa, 723 – Bairro Santa Luzia na cidade de Formiga, CEP 35.570-000, caixa postal - 125, CNPJ 16.782.211/0001-63 declaram que o Relatório DIAGNÓSTICO DA MACROFAUNA DO RIO FORMIGA – MG (Produto Técnico oriundo da dissertação), elaborado pela discente Lorena Cristina dos Santos, CPF: 101.053.126-30, aluna do Programa de Pós-Graduação Mestrado Profissional em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental do Instituto Federal de Tecnologia de Minas Gerais, CNPJ: 10.626.896/0001-72, sob orientação do (a) professor (a) Dra. Grazielle Wolff de Almeida Carvalho, matrícula SIAPE 187090-7, será utilizado como Estudo Complementar do volume I do EIA - Estudo de Impacto Ambiental e RIMA - Relatório de Impacto Ambiental, e, como primeira etapa do monitoramento da qualidade da água, da Barragem de Captação de Água do rio Formiga – MG

Formiga, 7 de outubro de 2021



Evandro Marinho Siqueira
Florestas Gerais Consultoria Ambiental Ltda.

APÊNDICE- Produto Técnico

INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO CIÊNCIA E TECNOLOGIA
DE MINAS GERAIS - CAMPUS BAMBUÍ
MESTRADO PROFISSIONAL EM SUSTENTABILIDADE E TECNOLOGIA
AMBIENTAL

Lorena Cristina dos Santos

**DIAGNÓSTICO DA MACROFAUNA DO RIO FORMIGA – MG: subsídio para o
biomonitoramento ambiental**

Produto Técnico e Tecnológico apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Minas Gerais – IFMG, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental.

Orientadora: Prof.^a Dra. Grazielle Wolff de Almeida Carvalho.

Coorientador: Prof. Dr^o Mateus Ramos de Andrade

Linha de Pesquisa: Ecologia Aplicada.

LEVANTAMENTO DA MACROFAUNA DO RIO FORMIGA – FORMIGA/MG



Lorena Cristina dos Santos

Mestrando em Sustentabilidade Ambiental

CRBio: 098434/04-D

SUMÁRIO

APÊNDICE- Produto Técnico.....	122
APRESENTAÇÃO	120
1. MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS	120
2. ÁREA DE ESTUDO	122
3. OBJETIVOS	122
4. PONTOS DE AMOSTRAGENS.....	123
5. MATERIAL E MÉTODOS	127
5.1 Amostragem.....	127
5.2 Processamento	128
6. TRATAMENTO DOS DADOS.....	130
6.1 Riqueza	130
6.2 Diversidade de famílias	130
6.3 Similaridade da macrofauna.....	130
6.4 Constância de ocorrência	130
6.5 Índice BMWP.....	131
7. RESULTADOS	133
7.1 Abundância	136
7.2 Riqueza	136
7.3 Índice de Diversidade de Shannon (H') e Equitabilidade de Pielou (J').....	138
7.4 Similaridade	139
7.5 Constância.....	140
7.6 Índice Biótico	141
7.6.1 BMWP	141
8. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	143
9. FASE DE PLANEJAMENTO.....	144
10. ANÁLISE E DISCUSSÃO.....	144
11. AÇÕES AMBIENTAIS.....	145
12. RELATÓRIO FOTOGRÁFICO	145
13. REFERÊNCIAS	148

APRESENTAÇÃO

Este relatório sob orientação da Prof.^a Dra. Grazielle Wolff de Almeida Carvalho, apresentou resultados consolidados obtidos após a execução de sete campanhas de campo do Projeto de Levantamento de Macroinvertebrados no rio Formiga que faz parte do projeto de mestrado Avaliação da qualidade da água da bacia do Fio Formiga, utilizando macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores, os dados deste levantamento são oriundos do resultado obtidos para obtenção do título de mestre, no Mestrado Profissional em Tecnologia Ambiental e Sustentabilidade ofertado pelo Instituto Federal de Minas Gerais, *campus* Bambuí, da aluna Lorena Cristina dos Santos, que será utilizado como produto técnico do curso do mestrado. A licença de pesca foi fornecida pelo IEF, sob o número da autorização: 036.00012020. Estes dados serão utilizados no projeto de ampliação do reservatório de água para abastecimento público do SAAE do município de Formiga/MG.

1. MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS

Os macroinvertebrados bentônicos são organismos maiores que 0,5 mm, que possuem pelo menos um período do ciclo de vida aquático e que vivem nos substratos de fundo (folhiço, sedimento e macrófitas, pedras). Os macroinvertebrados são representados por diferentes táxons: Insecta, Annelida, Nematoda, Crustacea, Mollusca e alguns Turbellaria e Bryozoa (ROSENBERG; RESH, 1993; KUHLMANN *et al.*, 2012)

A comunidade bentônica é indicadora da qualidade de água eficaz e têm sido frequentemente usadas em avaliações dos ecossistemas aquáticos, devido à sua capacidade de sensibilidade a alterações ambientais em função dos impactos antrópicos, facilidade de coleta e amplo espectro de respostas ecológicas (Callisto, Castro e França, 2020). Conforme França (2006), as comunidades de macroinvertebrados são diretamente influenciadas pela condição ambiental dos corpos hídricos e seu entorno.

Os impactos antrópicos como poluição e alterações nos regimes de vazões modificam toda a dinâmica natural em bacias hidrográfica, prejudicando a disponibilidade de recursos e a estrutura de habitats, conseqüentemente, as comunidades de macroinvertebrados (CALLISTO *et al.*, 2019). Essa condição ambiental quando alterada é refletida na composição e estrutura das comunidades bentônicas que caracterizam a qualidade biológica, física e química de ecossistemas aquáticos (CALLISTO; CASTRO; FRANÇA, 2020).

Por isso os bioindicadores são utilizados no monitoramento biológico em escala continental, mostrando a sua importância em programas de monitoramento. A aplicação do biomonitoramento é indispensável por apresentar as seguintes vantagens: possui amostragens de baixo custo; considera os aspectos espaciais e temporais; apresenta níveis variados de sensibilidade a poluentes e refletem os impactos ocorridos no ambiente por um bom período de tempo pelo fato desses organismos aquáticos possuírem um período de vida relativamente longo.

2. ÁREA DE ESTUDO

De acordo com o Comitê de Bacia Hidrográfica (CBH) a bacia hidrográfica do Rio Grande – BHRG localiza-se na Região Sudeste do Brasil na divisa entre os Estados de Minas Gerais e São Paulo tem uma área de drenagem de 143 mil Km², sendo 39,80% no estado de São Paulo e 60,20% em Minas Gerais.

A dimensão da bacia hidrográfica proporciona a ela uma diversidade de ambientes, como Região-Centro Oeste, com vegetação de cerrado, até áreas montanhosas e específicas da costa Sudeste do Brasil, com áreas da Mata Atlântica (COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA, 2017).

A área de estudo selecionada foi a bacia do rio Formiga- MG que possui 142 km² de área e aproximadamente 198 nascentes conhecidas, a qual, afluí para o lago de Furnas na Bacia do Rio Grande.

Está localizada na Bacia Hidrográfica do Entorno do Reservatório de Furnas que é componente da Bacia do Rio Grande. A Bacia do rio Formiga é situada no Sudeste do país, na Microrregião de Formiga e Mesorregião do Oeste de Minas, na Zona Campo das Vertentes, segundo a divisão geográfica do Estado. Sua maior parte está localizado no município de Formiga – MG (SUAREZ; FILHO, 2013).

A bacia do rio Formiga compreende as seguintes sub- bacias: sub- bacia do ribeirão Barra Mansa com 60,39 km², sub- bacia do rio Padre Trindade de área de 82,45 km² e duas menores que são a sub- bacia Morro das Pedras e Córrego do Fidelis (BRASIL, 2016).

3. OBJETIVOS

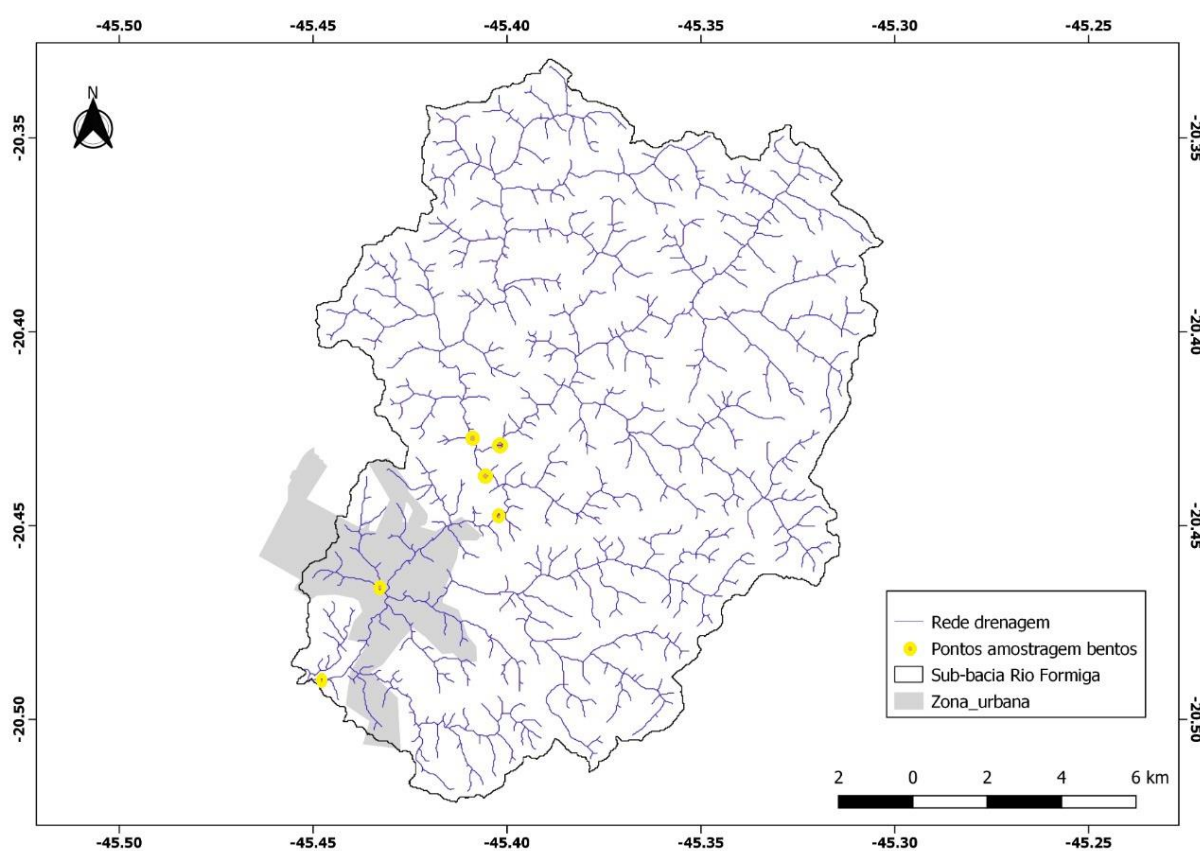
- Caracterizar quali-quantitativa da estrutura da comunidade de macroinvertebrados do rio Formiga;
- Estimar a abundância das famílias nas estações de amostragem;
- Estimar a diversidade, riqueza e equitabilidade das espécies por ponto amostral e período sazonal;
- Averiguar a similaridade da macrofauna entre os diferentes pontos amostrais;

4. PONTOS DE AMOSTRAGENS

Para a amostragem dos macroinvertebrados bentônicos as amostras foram coletadas bimestralmente e em triplicadas em cada ponto, cada campanha foi realizada em um dia. Visando amostrar o período chuvoso e seco da região, as coletas ocorreram em outubro de 2019 a outubro 2020, totalizando sete campanhas.

Para amostragem foram selecionados seis pontos (figura 1), objetivando englobar as duas micro bacias as quais formam a Bacia do rio Formiga e propriamente o rio Formiga.

Figura 1: Mapa da bacia do rio Formiga, distribuídos os pontos de amostragem.



Fonte: SIQUEIRA, 2019.

Ponto 1 (P1): está localizado no Ribeirão Barra Mansa, que tem como principal afluente o Córrego Cachoeira do Areião. O ribeirão possui um canal com largura média de 1,5 m a 2,0 m, profundidade média de 0,30 m a 1,0 m, fundo de solo arenoso, canal sinuoso e com depósito de matéria orgânica, margens com mata riparia presente, mas impactada.

Ponto 2 (P2): está localizado no Rio Padre Trindade. Este rio possui como principal afluente o Ribeirão Morro Cavado, mas também o Córrego Morro das Pedras. O rio possui um canal com largura média de 2,0 m a 3,5 m e profundidade média de 0,50 m a 2,0 m. Possui

quedas de água formando pequenas cachoeiras, fundo de rio com solo principalmente rochoso, mas também arenoso, as margens possuem mata riparia pouco conservada.

Ponto 3 (P3): está localizado no rio Formiga, logo após a junção do Rio Padre Trindade com o Rio Barra Mansa. Esse ponto foi escolhido com o objetivo de realizar uma amostragem após a junção dos afluentes. O rio Formiga possui uma largura média de 2,0 m a 2,5 m, profundidade média de 0,5 m a 1,5 m, possui um solo arenoso, pouco sinuoso, mata ciliar esquerda pouco preservada e direita muito impactada, esse ponto possui um areal.

Ponto 4 (P4): está localizado no rio Formiga, antes da barragem do SAAE, esse foi selecionado para averiguar a comunidade de macroinvertebrados antes do perímetro urbano e da barragem. Nesse trecho, o rio possui uma largura média de 2,0 m a 3,5 m, com profundidade média de 0,5 m a 2,0 m, solo predominante arenoso, possui mata ciliar e é pouco sinuoso.




Os quatro pontos que foram caracterizados acima estão localizados na zona rural de Formiga, foram intitulados como pontos referencias.

Ponto 5 (P5): está localizado no rio Formiga dentro do perímetro urbano. Nesse trecho o rio possui largura média de 2,0 m a 3,0 m, com profundidade média de 0,30 m a 1,0 m, solo predominante arenoso, mas também possui solo argiloso, não possui mata ciliar e é pouco sinuoso. O rio possui um afluente principal que é o rio Mata Cavalo, por isso o ponto está localizado após a junção desse afluente.

Ponto 6 (P6): está localizado no rio Formiga, após o perímetro urbano, o objetivo dessa escolha foi amostrar a comunidade de insetos aquáticos presente no rio depois das descargas dos efluentes. Nesse trecho o rio possui largura média de 2,0 m a 3,0 m, profundidade média de 0,80 m a 1,5 m, canal levemente sinuoso, solo predominante argiloso, mas com presença de areia e deposito de matéria orgânica e também possui mata ciliar impactada.

Na tabela 1 abaixo são apresentadas as coordenadas geográficas dos pontos amostrais.

Tabela 1- Identificação, localização e coordenadas dos pontos de coleta Bacia do rio Formiga.

Ponto/ Localização/ Coordenadas UTM	Foto
P1- Ribeirão Barra Mansa 23K 457353, 7741168	
P2- Rio Padre Trindade 23K 458078, 7740927	
P3- Rio Formiga (a jusante da ponte do Chaparral) 23K 458078, 7740927	

P4- Rio Formiga (a montante da barragem do SAAE)

23K 458028, 7738915



P5- Rio Formiga (próximo a ponte Três Irmãos)

23K 454823, 7736912



P6- Rio Formiga (a jusante do perímetro urbano)

23K 453295, 7734260



Fonte: Elaborada pela autora

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1 Amostragem

Com o objetivo de realizar as amostragens quantitativas e qualitativas a captura dos macroinvertebrados foi realizada por meio da utilização de um amostrador tipo suber e de uma rede de amostragem manual, ambas com malha de 0,5 mm (figura 2). Essas redes diferentes foram usadas devido a diferença de substrato, a rede manual foi usada no ponto P2, que possui solo rochoso por estar localizado em uma queda d'água.

Foi padronizado um esforço amostral por meio da fixação do tempo de captura, sendo que para amostrador tipo suber com cabo o tempo de amostragem nos pontos P1, P3, P4, P5 e P6 foi em média de 4 minutos, e para amostrador sem cabo no ponto P2 foi em média 3 minutos, por cada triplicada, isso para compensar área de cada amostrador.

Para a coleta dos macroinvertebrados foi definido uma parcela, medindo 50 metros de comprimento, na parcela definida foi realizada uma estimativa dos habitats presentes, para realização da amostragem conforme INAG (2008).

De acordo com Cetesb (2012), para o levantamento da macrofauna, é usado as redes de malha 0,5- 0,6 mm, assim como no biomonitoramento de rios e reservatórios. Isso ocorre devido a macrofauna ou macrobentos, compreender os indivíduos retidos pela peneira com esse espaçamento 0,5 mm (equivalente à ABNT nº 35).

Figura 2- A- Amostrador tipo suber e B- Rede de amostragem realizando a varredura



Fonte: Fotografia da autora.

Em campo, a amostra foi coletada e transferida para potes plásticos de 1 litro, etiquetados e fixadas em uma solução de formaldeído a 37%. Para identificação do ponto e das amostras foi adaptada uma planilha para Ficha de Campo do INAG, (2008).

5.2 Processamento

O material da primeira e segunda campanha foram triados no laboratório UNIFOR (Centro Universitário de Formiga), conforme a Figura 3, as demais campanhas foram triadas em um laboratório provisório. As amostras foram lavadas sobre peneiras de 0,50 e 1,0 mm, após esse procedimento, as mesmas foram colocadas em uma bandeja branca e iluminadas, com a finalidade de retirar materiais como galhos, folhas e pedras que dificultam as análises. Os indivíduos foram preservados em álcool 70%.

Os insetos aquáticos foram observados com auxílio de lupa estereoscópica, onde a amostra é verificada aos poucos, em pequenas sub- amostras distribuídas em placas de Petri, para realizar a averiguação da amostra completa, a placa possui um fundo quadriculado.

Os táxons foram identificados ao menor nível taxonômico possível com auxílio de chaves de identificação específicas: Fernández e Domínguez, 2001; Salles *et al.*, 2004; Bis e

Kosmala, 2005; Costa *et al.*, 2006; Sundermann *et al.*, 2007; Dias *et al.*, 2007, Pereira *et al.*, 2007; Mungnai *et al.*, 2010; Hamada *et al.*, 2014.

Conforme CETESB (2012), para biomonitoramento de riachos e rios a, identifica os táxons até família que é o nível taxonômico padrão, mas tem alguns excessos que táxons são identificados até o nível de filo, classe ou ordem. E até o nível de Família, a chave taxonômica auxilia na identificação

Além disso os representantes de cada espécie foram fotografados com aparelho celular e foram armazenados no eppendorf com álcool 70 %.

Figura 3- Procedimentos no laboratório- Unifor- MG



Fonte: Fotografia da autora.

6. TRATAMENTO DOS DADOS

6.1 Riqueza

O número total de famílias coletadas com redes de amostragem e o número total de campanhas em cada ponto amostral em cada ponto de amostragem foi usado como indicador da riqueza.

6.2 Diversidade de famílias

O índice de diversidade utilizado foi o de Shannon-Wiener (H'), a nível de família, para a comunidade bentônica coletada em cada ponto na estação chuvosa e seca. Este índice dá maior peso para as famílias raras, e é obtido pela equação:

$$H' = - \sum_{i=1}^S (p_i) * (\log_n p_i)$$

Na qual o S é o número de famílias, p_i é a proporção da família i , estimada como n_i/N , onde n_i é a medida de importância da família i (número de indivíduos, biomassa), e N é o número total de famílias. O índice de diversidade de Shannon H' foi realizado por meio do software Excel, sendo usados os valores referentes às amostragens quantitativas (CPUE_n).

6.3 Similaridade da macrofauna

Análise de similaridade foi obtida por meio da elaboração de uma matriz de dados baseada na presença e na ausência das famílias para cada estação, incluindo-se todos os dados.

Este procedimento analisa somente a composição de famílias entre as áreas (presença e ausência), pois é dado peso igual para todas as famílias, independente da abundância de cada uma. Para realização das análises foi utilizado o método de Sorensen por meio do software Past. Os resultados foram expostos na forma de dendrograma de similaridade.

6.4 Constância de ocorrência

A constância das famílias (índice de frequência) foi averiguada conforme Dajoz (1973), por meio da fórmula:

$$C = \frac{n}{N} \times 100, \text{ onde,}$$

C= constância

n= número de coletas em que a família foi registrada

N= número total de coletas

O agrupamento das famílias em Acidentais (famílias que ocorreram em até 25 %), Acessória (famílias que ocorreram entre 25 e 50%) e constantes (famílias que ocorreram acima de 50 % das campanhas) (WINCKLER *et al.*, 2017)







6.5 Índice BMWP

O índice biótico Biological Monitoring Working Party - BMWP, é um método simples e rápido para avaliação da qualidade da água usando macroinvertebrados como bioindicadores, (CHAGAS, 2015)

É um índice qualitativo que considera a presença e ausência de família de macroinvertebrados bentônicos. Para cada família que constitui o índice é atribuído um valor de 1 (mais resistentes a poluição) a 10 (mais sensíveis a poluição) (SILVEIRA, 2004).

A partir do resultado obtido (somatório da pontuação das famílias), a água é classificada quanto a sua qualidade em um intervalo de classes de I a V (BUSS *et al.*, 2003). Segue a tabela 2 utilizada para a classificação da qualidade água:

Tabela 2: Classes de qualidade de água e significado dos valores do BMWP'.

Classe	Qualidade	Valor	Significado	Cor
I	Ótima	> 150	Águas prístinas (muito limpas)	
	Boa	101- 120	Águas não poluídas, sistema perceptível não alterado	
II	Aceitável	61- 100	Evidentes efeitos moderados de poluição	
III	Duvidosa	36- 60	Águas poluídas (sistemas alterados)	
IV	Crítica	15- 35	Águas muito poluídas (sistemas muito alterados)	
V	Muito Crítica	< 15	Água fortemente poluída (sistema fortemente alterado)	

Fonte: Adaptado de Alba-Tercedor & Sánches-Ortega (1988).

7. RESULTADOS

Os dados apresentados na tabela 4 mostra os resultados obtidos nas sete campanhas de amostragem dos macroinvertebrados da bacia do rio Formiga, estas exibem a abundância de cada família por ponto de amostragem.

Tabela 5- Comunidade de macroinvertebrados bentônicos amostrados em outubro de 2019 a outubro de 2020 na Bacia do rio Formiga.

Classe/ Subclasse/ Filo	Táxons	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5	Ponto 6
Chelicerata	Acari	1	1	1			
Oligochaeta		61	36	55	28	269	471
Hirudinida		1				190	150
Bivalvia		84	72	100	157	11	
Nematoda		1	1			18	11
Nematomorpha							1
Gastropoda	Physidae	2	19			151	3
	Planorbidae	1	11				
	Ampullariidae				2		
	Lymnaeidae					1	
	Hydrobiidae					1	
	Ancylidae	1	4		5	1	1
	Thiaridae					1	
Crustacea	ISOPODA	1			2		
Insecta	COLLEMBOLA	8	8	6	4	2	5
	MEGALOPTERA						
	Corydalidae	1					
	LEPIDOPTERA						
	Pyralidae				2		
	EPHEMEROPTERA						
	Caenidae	47		31			1
	Baetidae	333	601	663	425	3	4
	Leptohyphidae	5	106	78	15		
	Leptophlebiidae	0	19	15	2	1	
	TRICHOPTERA						
	Leptoceridae	166	47	34	40		
	Odontoceridae	7	4	3	7		
	Glossosomatidae	8	5	2			
	Hydroptilidae	33	72	57	26		
	Hydropsychidae	48	11	68	17		1
	Polycentropodidae		1	2			
	Xiphocentronidae	3	2				

PLECOPTERA						
Perlidae	14	491	53	1		
COLEOPTERA						
Elmidae	40	63	31	18	7	11
Dytiscidae	2	10	3	10		
Gyrinidae	20	6	4	11	112	66
DIPTERA						
Chironomidae	394	380	340	328	507	696
Ceratopogonidae	18	12	34	4	37	13
Culicidae	35	7	13	24	1	3
Simuliidae	39	144	63	13	35	1
Psychodidae	2	32	3		108	132
Dixidae	6	2	9	6		
Tipulidae	1	4	1		2	
Chaoboridae		18			10	
HEMIPTERA						
Naucoridae	3	6	28			
Ochteridae	2	2				
Veliidae	13	37	45	8		
Notonectidae		5	2	58	2	
Gerridae	17	9	1	10		3
Belostomatidae	2	6	11	2		
Mesoveliidae	11	10	1	3	1	2
Hebridae	2					
ODONATA						
Gomphidae	4	8	7	8		
Libellulidae	19	41	26	18	1	
Calopterygidae	52	28	75	49		
Megapodagrionidae	1					
Aeshnidae	1					
Zygoptera	2	1				
Coenagrionidae		1		3		
Perilestidae				3		
TOTAL INDIVIDUOS						10.076

Fonte: Própria autora, 2021.

Conforme a Tabela 5 nota-se que os taxos Trichoptera, Ephemeroptera são os mais presentes nos pontos pouco impactados P1, P2, P3 e P4. Esses grupos que formam o EPT são considerados mais sensíveis a modificações ambientais, e por isso, indicadores de água com boa qualidade (RUIZ *et al.*, 2013; SERRA *et al.*, 2017; SILVA; EVERTON; MELO, 2016), foram encontrados em maior abundância e riquezas nos pontos que possuem pouco interferência humana.

Nos pontos impactados P5 e P6 as taxas mais presentes são Diptera, Nematoda, Oligochaeta e Hirudinida. Por outro lado, esses grupos são conhecidos por mostrar uma alta resiliência a alterações ambientais e impactos antropogênicos (RUIZ *et al.*, 2013; SERRA *et al.*, 2017; SILVA; EVERTON; MELO, 2016), sendo indicadores de qualidade da água ruim.

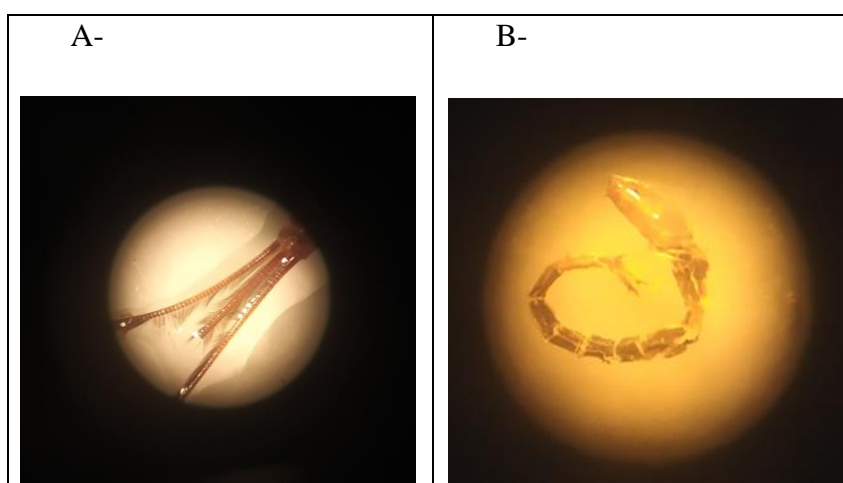
Duas famílias se destacaram devido a sua abundância, foi a Chironomidae presente em todos os pontos de coleta, totalizando 2645 indivíduos, que representa 26 % dos insetos aquáticos coletados. A segunda família mais abundante foi Baetidae com 2029 indivíduos, que representa 20 % do total dos macroinvertebrados coletados.

A elevada distribuição da família Chironomidae (figura 4- B) ao longo da bacia ocorre pela capacidade desse grupo de colonizar águas com boa qualidade a água com qualidade ruim e com diferentes intensidades de distúrbio (LENCIONI *et al.*, 2018). Um dos atributos responsáveis por essa versatilidade de habitats é devido a elevada diversidade de espécies na família, que mostram uma variedade de preferências de habitats e de hábitos alimentares (KIKUCHI; UIEDA, 2005).

No grupo Ephemeroptera a família mais registrada no Brasil é a Baetidae (figura 4- A) sendo a mais abundante (BUSS; SALLES, 2007) conseqüentemente a que possui elevado número de espécies registradas e possui uma distribuição ampla em diversas regiões (Salles, 2011). Segundo Buss *et al.* (2002) a família Baetidae teve uma alta abundância em locais com níveis intermediários de impactos.

Ressalta-se que os pontos que a família Baetidae foram abundantes são estações amostrais que possuem pouca interferência humana, podendo ser citados o uso do solo agropastoril.

Figura 4- A- Calda da família Baetidae; B- Chironomidae



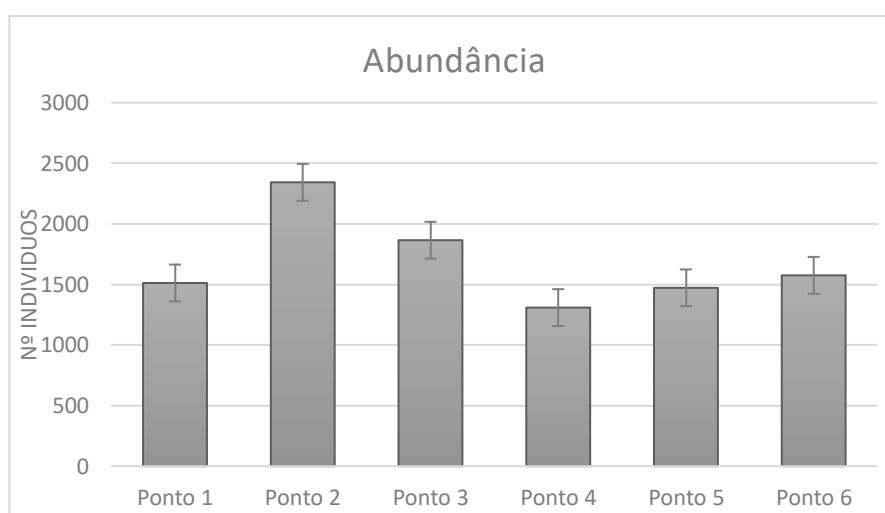
Fonte: Própria autora, 2021.

7.1 Abundância

Em relação ao levantamento de macroinvertebrados bentônicos, nos seis pontos amostrados, foram coletados um total de 10.076 organismos da comunidade bentônica, distribuídos em 56 taxas.

A abundância de espécies (figura 5) obteve maior valor no P2 com 2343 indivíduos, seguido por P3 com 1865 indivíduos e o menor valor P4 com 1369 organismos coletados. No P2 as ordens do EPT tiveram a maior quantidade de organismos, as famílias que se destacaram foram Baetidae (n= 601) e Perlidae (n= 491).

Figura 5- Gráfico da abundância por estação de coleta.



Fonte: Própria autora, 2021.

No ponto P6, a ordem Diptera foi a mais abundante representando 63% dos organismos coletados, com 1277, onde a família Chironomidae (n= 1203) foi a mais representativa. Ainda nesse ponto a classe Oligochaeta também foi abundante com 471 indivíduos coletados.

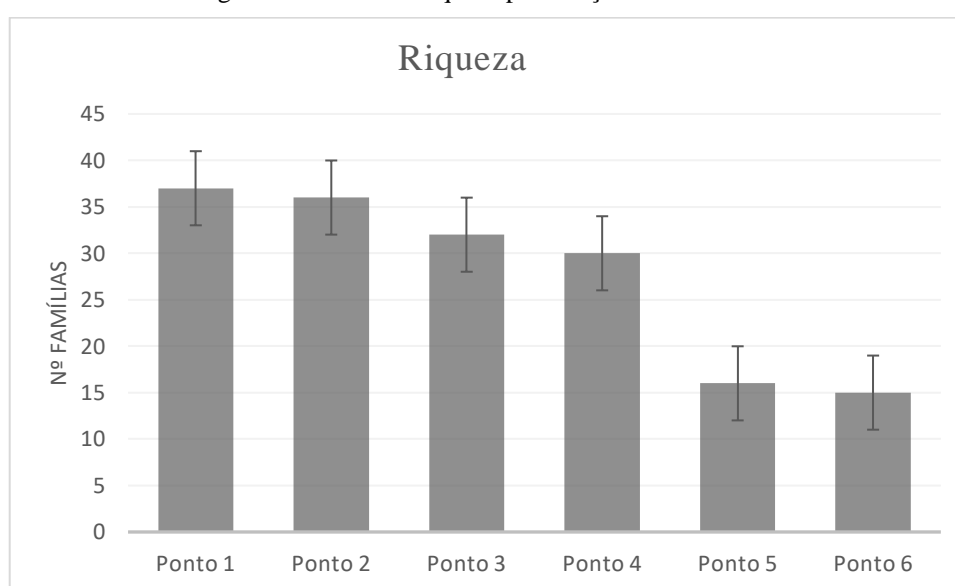
7.2 Riqueza

A riqueza da comunidade bentônica foi representada por 56 táxons, divididos nos seguintes táxons: Arthropoda, Mollusca, Nematoda, Nematomorpha, Crustacea, Annelida, Chelicerata. Dentre eles, o Filo Arthropoda é o mais representativo, destacando a Classe Insecta, com 41 ordens.

Em relação a riqueza entre os dois períodos de amostragem, observou-se que no período chuvoso o número de táxons foi maior (55) do que no período seco (45).

Pode ser observado na figura 6, houve variação considerável na riqueza da macrofauna entre os pontos amostrados, notadamente entre P5 e P6 em relação aos outros pontos amostrais, pois esses, apresentaram a menor riqueza específica com 16 e 15 táxons respectivamente, o que pode ter sido provocado pela redução habitats, descargas de efluentes domésticos e industriais, retirada da mata riparia.

Figura 6- Gráfico da riqueza por estação de coleta.



Fonte: Própria autora, 2021.

Os pontos P3 e P4 apresentaram uma riqueza média em relação aos demais 32 e 30 táxons respectivamente, pode ter sido acarretado devido o volume de água e largura do rio nesses pontos, uma vez que estão localizados após a junção do rio Padre Trindade e ribeirão Barra Mansa (afluentes que recebem a água provenientes das duas sub- bacias).

Os pontos P1 e P2 se destacaram como estações de amostragem com maiores riquezas 37 e 36 táxons respectivamente, isso ocorre devido a preservação da mata ciliar, disponibilidade de habitats, tipos de substratos e por ter pouca interferência humana.

7.3 Índice de Diversidade de Shannon (H') e Equitabilidade de Pielou (J')

O índice mais utilizado nos estudos é o de Shannon- Wiener, esse determina a diversidade das espécies combinando informações entre a riqueza e equitabilidade das espécies (VINHOTE *et al.*, 2020). É utilizado para determinar a diversidade específica, considera igual peso entre as espécies raras e abundantes (MAGURAN, 1988)

Os valores do resultado de Shannon variam de 0 a 5, zero é quando tem a presença de uma única espécie, ou seja, quando todas as espécies são representadas pelo o mesmo número de indivíduo. Quando o valor é próximo de 5 significa que a diversidade das espécies é alta. (RUBIO, 2016)

Conforme Alvarez (2016), os resultados com valores menores que 1,5 a diversidade é baixa, os valores entre 1,6 e 3 a diversidade é média e os valores maiores ou iguais 3,1 a diversidade alta.

De acordo com os resultados do Índice de Shannon, é possível observar que houve diferenças significativas na diversidade dos pontos amostrais analisados (Figura 6).

Outro Índice calculado foi o de Equitabilidade de Pielou (J'), que apresenta a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as diferentes famílias presente na amostra (MAGURAN, 1988). A equitabilidade pode variar entre 0 e 1, alcançando o valor máximo quando todas as famílias estão representadas pelo mesmo número de indivíduos (Rode *et al.*, 2009).

Nessa tabela pode ser verificado nos pontos de amostragem P1, P2, P3 e P4, apresentaram diversidade média conforme a pontuação de Alvarez (2016), e maiores valores da equitabilidade. Desta forma, as estações de coleta com a maior diversidade e menor dominância apresentaram espécies mais abundantes uniformemente. Baseando nos resultados dos índices é possível indicar boa qualidade de água para esses pontos.

Tabela 6: Valores dos índices de Shannon (H') e Pielou (J'), no período chuvoso e seco, dos pontos de amostragem na bacia do rio Formiga.

Métricas	P1	P2	P3	P4	P5	P6
Shannon-Wiener (H')	2,05	1,99	1,98	1,745	1,34	1,225
Equitabilidade (J')	0,695	0,675	0,69	0,63	0,615	0,615

Fonte: Própria autora, 2021.

Já P5 e P6 apresentaram valores baixos ($H' = 1,34$ e $H' = 1,22$), segundo Alvarez (2016), esses pontos de amostragem possuem diversidade baixa, corroborando com esses resultados a

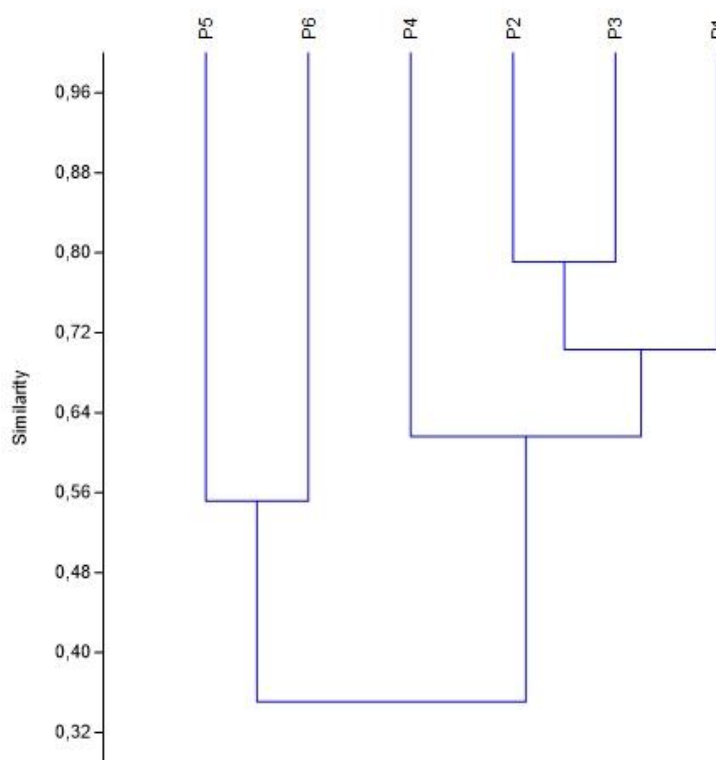
equitabilidade também apresentou valores baixos. Conforme Margalef (1983), afluentes com baixa diversidade e dominância de poucas espécies são atributos de ambientes impactados. Assim fundamentando nos resultados pode indicar que nesses pontos a qualidade da água é ruim.

7.4 Similaridade

A análise de similaridade (figura 7) é baseada na composição de famílias entre as estações de amostragens (presença e ausência), visto que é dado peso igual para todas as famílias, independente da abundância de cada, onde é considerado os exemplares capturados nas coletas qualitativas e quantitativas.

Os resultados obtidos nos pontos amostrais P1, P2, P3 e P4 mostram que são áreas amostrais que possuem semelhanças entre si, cabe ressaltar que esses pontos estão localizados em uma área pouco impactada. Da mesma forma, que os pontos amostrais P5 e P6 também foram mais semelhantes entre si, provavelmente pelas características similares, já esses pontos estão localizados em uma área impactada.

Figura 7-Dendrograma de análise de agrupamento das estações amostrais por meio da similaridade de Sorensen entre famílias de macroinvertebrados amostrado no período de out/2019 a out/ 2020 na bacia do rio Formiga.



7.5 Constância

É possível verificar a frequência de ocorrência dos táxons na tabela 7, onde houve 34 táxons constantes, 11 táxons acessórias e 11 táxons acidentais. A constância classificou 60 % das espécies coletadas como constante, 20% acessória e 20 % acidental.

Tabela 7 - Frequência de ocorrência de táxons para a bacia do rio Formiga.

Família	Constância (%)	Categoria
Caenidae	42,86	Acessória
Baetidae	100,00	Constante
Leptohyphidae	100,00	Constante
Leptophlebiidae	71,43	Constante
Leptoceridae	100,00	Constante
Odontoceridae	85,71	Constante
Glossosomatidae	28,57	Acessória
Hydroptilidae	100,00	Constante
Hydropsychidae	85,71	Constante
Polycentropodidae	14,29	Acidental
Xiphocentronidae	28,57	Acessória
Perlidae	85,71	Constante
Elmidae	100,00	Constante
Dytiscidae	71,43	Constante
Gyrinidae	100,00	Constante
Chironomidae	100,00	Constante
Ceratopogonidae	85,71	Constante
Culicidae	100,00	Constante
Simuliidae	100,00	Constante
Psychodidae	85,71	Constante
Dilidae	57,14	Constante
Tipulidae	28,57	Acessória
Chaoboridae	28,57	Acessória
Physidae	85,71	Constante
Planorbidae	57,14	Constante
Ampullariidae	28,57	Acessória
Lymnaeidae	14,29	Acidental
Hydrobiidae	14,29	Acidental
Ancylidae	42,86	Acessória
Thiaridae	14,29	Acidental
Naucoridae	57,14	Constante

Ochteridae	57,14	Constante
Veliidae	100,00	Constante
Notonectidae	85,71	Constante
Gerridae	71,43	Constante
Belostomatidae	71,43	Constante
Mesoveliidae	71,43	Constante
Hebridae	28,57	Acessória
Gomphidae	71,43	Constante
Libellulidae	100,00	Constante
Calopterygidae	85,71	Constante
Megapodagrionidae	14,29	Acidental
Aeshnidae	14,29	Acidental
Zygoptera	28,57	Acessória
Coenagrionidae	28,57	Acessória
Perilestidae	14,29	Acidental
Corydalidae	14,29	Acidental
Hydrachnidae	28,57	Acessória
Oligochaeta	100,00	Constante
Hirudinea	85,71	Constante
Bivalvia	100,00	Constante
Nematoda	100,00	Constante
Nematomorpha	14,29	Acidental
Collembola	71,43	Constante
Isopoda	14,29	Acidental
Lepdoptera	14,29	Acidental

Fonte: Própria autora, 2021

Santos (1999), tem a preposição que espécies que são consideradas constantes podem ser residentes, as espécies consideradas acessórias podem também ser residentes, entretanto mostrando flutuações e as acidentais pode ser considera imigrantes, para alimentar ou se reproduzir, mas também por ser carregadas em correntezas fortes (SANTOS, 1999).

7.6 Índice Biótico

7.6.1 BMWP

Os resultados foram obtidos através da somatória das famílias coletadas em cada estação de coleta, onde os seis pontos de coleta foram classificados conforme a pontuação estipulada. Segue a tabela 8 com a distribuição das famílias registradas conforme a tolerância, a pontuação foi baseada de acordo com o o nível de saprobidade, conforme os autores Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega (1988), Cota *et al.* (2002) e Junqueira *et al.* (2000).

Tabela 8- Macroinvertebrados bentônicos presentes na bacia do rio Formiga e suas respectivas pontuações do BMWP.

Taxa	BMWP'
Oligochaeta	1
Chironomidae, Culicidae	2
Psychodidae, Physidae, Planorbidae, Naucoridae, Veliidae, Gerridae, Belostomatidae, Mesoveliidae, Hebridae, Hydrobiidae, Notonectidae	3
Dytiscidae, Gyrinidae, Ceratopogonidae, Lymnaeidae, Thiaridae	4
Caenidae, Baetidae, Simuliidae, Dixidae, Tipulidae, Ampullariidae, Hydropsychidae, Elmidae	5
Hydroptilidae, Ancylidae, Corydalidae	6
Leptohephyphidae, Leptoceridae, Gomphidae, Libellulidae, Megapodagrionidae, Hydrachnidiae, Polycentropodidae, Coenagrionidae	7
Glossosomatidae, Calopterygidae, Aeshnidae, Leptophlebiidae, Perilestidae	8
Odontoceridae, Xiphocentronidae, Perlidae	10

Fonte: Própria autora, 2021

As estações de coletas P1, P2 e P3 foram qualificadas como pertencentes a Classe I (tabela 9), considerada água de boa qualidade, ou seja, não possuem contaminação e não é alterada.

As espécies com maiores pontuações desses pontos foram Baetidae (Ephemeroptera), Leptohephyphidae (Ephemeroptera), Leptoceridae (Trichoptera), Hydroptilidae (Trichoptera), Hydropsychidae (Trichoptera) e Perlidae (Plecoptera), são consideradas indicadoras de boa qualidade de água, conforme BMWP.

O ponto P4 recebeu pontuação de Classe II, determina que a água possui qualidade aceitável, com evidências de alguns indícios de contaminação. Da ordem EPT, foram registradas sete famílias, 9 famílias de Diptera, 6 famílias de hemíptera, 2 famílias de Odonata e Hydrachnidiae e Oligochaeta esses táxons foram os que indicaram a qualidade da água, conforme BMWP, recebem pontuação alta por serem sensíveis a poluição.

Por fim, os pontos P5 e P6, obtiveram as menores pontuações, atingindo a Classe III, considerada como água de qualidade duvidosa, ou seja, água poluída com sistema alterado.

As ordens registradas nesses pontos foram Coleópteras, Diptera, Gastropoda, Hemíptera e Oligochaeta, essas ordens por serem tolerantes a poluição recebem pontuação baixa no BMWP, por isso esses pontos receberam as menores pontuações.

Tabela 9: Avaliação da qualidade da água por meio do índice BMWP’.

Pontos	BMWP	Classe	Qualidade
P1	193	I	Ótima
P2	187	I	Ótima
P3	171	I	Ótima
P4	153	I	Boa
P5	59	III	Duvidosa
P6	56	III	Duvidosa

Fonte: Própria autora, 2021

Os resultados obtidos pelo índice variaram de 193 a 56, indicando que ao longo da bacia do rio Formiga as águas tiveram classificações variadas desde água com qualidade ótima até água de qualidade duvidosa.

Isso ocorre devido as estações de amostragens P5 e P6 estarem localizado no interior e a jusante do perímetro urbano, as principais interferências humanas são remoção e substituição da mata riparia, assoreamento das margens, descargas de efluentes domésticos e industriais e modificação do substrato.

Com o levantamento da macrofauna da bacia do rio Formiga, foi possível registrar um total de 10.076 exemplares nas 7 campanhas de campo, sendo que os exemplares foram distribuídos em 56 taxas.

8. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A ampliação do reservatório de água para abastecimento público do SAAE do município de Formiga/MG, transformará o ambiente lótico em lêntico, o que pode influenciar a distribuição da comunidade bentônica.

Conforme Callisto, Castro e França (2020), as alterações no regime hidrológico natural, afetam os ecossistemas aquáticos, como por exemplo a redução da diversidade de substratos diminui a diversidade de habitats disponíveis para os insetos aquáticos, conseqüentemente reduz a diversidade e abundância. Sob outra perspectiva, flutuações naturais na vazão dos

afluentes aumenta a diversidade de habitats, auxiliando a manter a diversidade, riqueza e complexidade da macrofauna.

Por isso em conjunto essas modificações influencia a estrutura, composição e funcionamento dos ecossistemas aquáticos.

Pela necessidade de associar o desenvolvimento econômico com a preservação ambiental elaborou o conceito de hidrograma ambiental, que é sobre o regime de vazões a jusante dos barramentos que é fundamental para conservar a qualidade da água, sustentabilidade para diversidade aquática, bens e serviços ecossistêmicos, esses dependem a sociedade (POFF *et al.*, 2010)

9. FASE DE PLANEJAMENTO

Nesta fase, os impactos podem ocorrer em pequenas magnitudes, uma vez que apenas atividades como: levantamentos sondagens e/ou topográficos para dimensionamento da unidade. Para a comunidade bentônica, estes impactos podem ser considerados pouco danosos ou insignificantes.

10. ANÁLISE E DISCUSSÃO

- ✓ Realização de 7 campanhas de campo para coleta dos macroinvertebrados em 6 pontos na bacia do rio Formiga, na área direta da influência do projeto de ampliação do reservatório de água para abastecimento público do SAAE do município de Formiga/MG
- ✓ Registro de 10.056 exemplares de macroinvertebrados bentônicos, que são distribuídos 57 táxons. Das espécies diagnosticadas, EPT, indicaram boa qualidade da água nos pontos a jusante do perímetro urbano.
- ✓ Dos táxons registrados, nenhum foi considerado endêmico e não pertence à lista de espécies ameaçadas de extinção. (Revisão das Listas das Espécies da Flora e da Fauna Ameaçadas de Extinção do Estado de Minas Gerais e no Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção);

- ✓ Os pontos a montante do perímetro urbano, conforme os resultados dos Índices Bióticos e das métricas possuem águas com qualidade boa, já os pontos no interior e a jusante do perímetro urbano possuem água com qualidade ruim;
- ✓ A maior representatividade da coleta dos macroinvertebrados ocorreu nos pontos que tem alta diversidade de habitats;

11. AÇÕES AMBIENTAIS

Com a instalação do empreendimento, o biomonitoramento da comunidade bentônica poderá ser realizado com campanhas trimestrais, visando a conservação e o levantamento da macrofauna local, com a finalidade de estudo e mitigação de possíveis impactos ou modificações geradas a este grupo.

12. RELATÓRIO FOTOGRÁFICO

Segue as fotos dos macroinvertebrados bentônicos constantes coletados nos pontos amostrais da bacia do rio Formiga, no período de outubro de 2019 a outubro de 2020.

a) Táxons Resistentes

Figura 8- Bivalvia

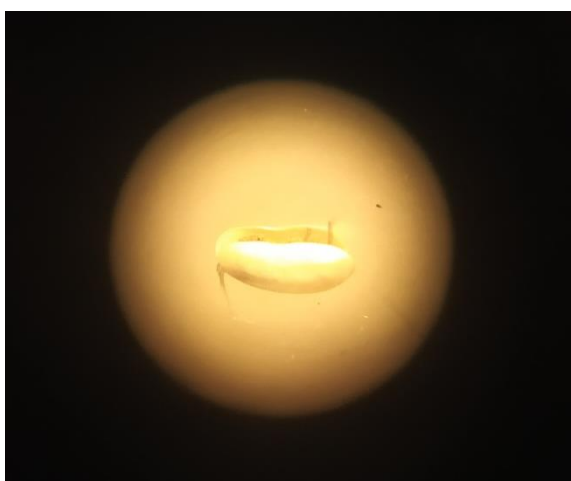
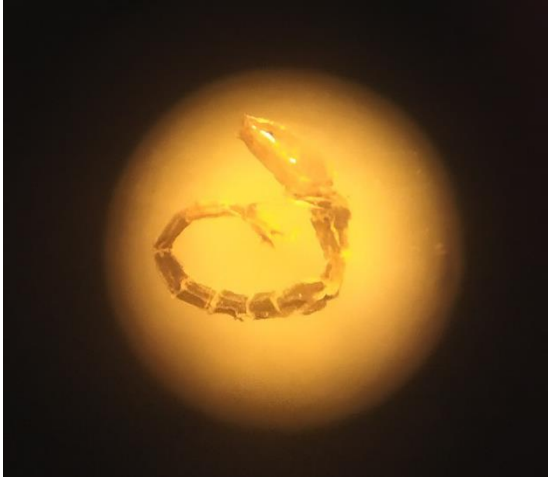


Figura 9- Oligochaeta



Figura 10- Chironomidae- Diptera



b) Táxons Tolerantes

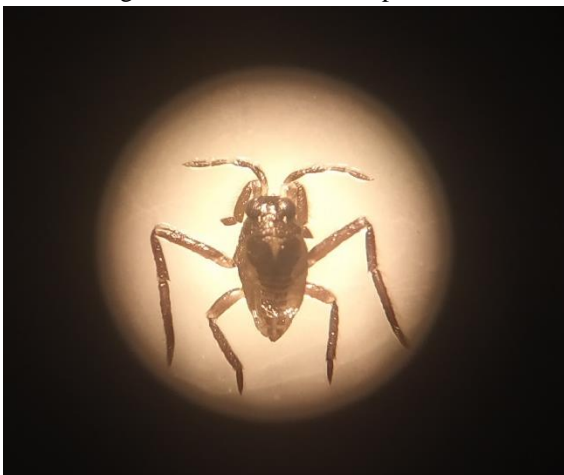
Figura 11- Elmidae- Coleóptera



Figura 12- Calopterygidae- Odonata



Figura 13- Veliidae- Hemíptera



c) Táxons Intolerantes

Figura 14- Baetidae- Ephemeroptera



Figura 15- Leptoceridae- Trichoptera



13. REFERÊNCIAS

ALBA-TERCEDOR, J.; SÁNCHEZ-ORTEGA, A. **Un método rápido y simple para evaluar La calidad biológica de lãs águas corrientesbasado em El Hellawell (1978)**. *Limnética*, v. 4, p. 51-56, 1988.

ALVAREZ, E. Informe del estado actual del componente biótico al proyecto de Estudio de Impacto Ambiental y Plan de Manejo Ambiental del Puerto de Aguas Profundas de Posorja. **Cardno**, p. 6–192, 2016.

BIS, B.; KOSMALA G. **Chave de identificação para macroinvertebrados bentônicos de água doce**. 2005. Disponível em: <<http://docplayer.com.br/24934-Chave-de-identificacao-bentonicos-de-agua-doce.html>>. Acesso em: 03 jan. 2020

BRASIL. **Decreto-Lei n. 5082 de 11 de janeiro de 2016**. Dispõe sobre aprovação do Programa Vida Nova Rio Formiga. Diário Oficial da União, Minas Gerais, 13 de janeiro de 2016. Disponível em: <http://www.formiga.mg.gov.br/arquivos/cidadao_jornal/acidade720site.pdf>. Acesso em: 10 out. 2020

Buss, D., F.; Salles, F., F. Using Baetidae species as biological indicators of environmental degradation in a Brazilian River Basin. **Environmental Monitoring Assessment**, v. 130, p. 365-372, 2007.

BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 19, n. 2, p. 465-473, 2003.

CALLISTO, M.; CASTRO, D. M. P.; FRANÇA, J. S. **Efeitos ecológicos sobre invertebrados aquáticos bioindicadores**. In: SANTOS, H. A.; POMPEU, P. S.; CALLISTO, M. (org.). Alterações hidrológicas a jusante de uma hidrelétrica: efeitos ecológicos e proposições. Belo Horizonte: Cemig, p. 71-88, 2020. (Série Peixe Vivo, 8).

CALLISTO, M.; MACEDO, D. R.; LINARES, M. S.; HUGHES, R. M. **Multistatus and multispatial scale assessment of landscape effects on benthic macroinvertebrates in the neotropical savanna**. In: HUGHES, R. M.; INFANTE, D. M.; WANG, L.; CHEN, K.; TERRA, B. F. (ed.). Advances in understanding landscape influences on freshwater habitats and biological assemblages. Bethesda, MD: American Fisheries Society Symposium 90, p. 275-302, 2019.

CBH GRANDE. **Comitê de Bacia Hidrográfica**. A Bacia. Disponível em: <https://cbhgrande.org.br/>. Acesso em: 15 mar. 2016.

CETESB. **Protocolo para o biomonitoramento com as comunidades bentônicas de rios e reservatórios do estado de São Paulo**. CETESB; Mônica Luisa Kuhlmann *et al.* São Paulo: CETESB, p. 113, 2012. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/protocolo-biomonitoramento-2012.pdf>. Acesso em: 16 de jul. 2021.

CHAGAS, F. B. **Biomonitoramento da qualidade de água dos rios Leãozinho e Ligeirinho, Erechim, Rs: Abordagem Integrada através de parâmetros biológicos, físico-**

químicos e microbiológicos. 2015. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Federal da Fronteira Sul –UFFS, Erechin, RS, p. 86, 2015.

COSTA, C.; IDE, S.; SIMONKA, C. E. Insetos Imaturos. Metamorfose e identificação. **Revista Brasileira de Entomologia**, Ribeirão Preto, p. 249, 2006.

DAJOZ, R. **Ecologia geral.** 3.ed. Petrópolis: Vozes, p. 474, 1983

DIAS, L., G.; MOLINERI, C.; FERREIRA, P., S., F. Ephemerelloidea (Insecta: Ephemeroptera) do Brasil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 47, n.19, p. 213-244, 2007.

FERNÁNDEZ, H. R.; DOMÍNGUEZ, E. **Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sud americanos.** Universidad Nacional de Tucumán, San Miguel de Tucumán, 2001. Disponível em:
<http://www.insecta.bio.spbu.ru/z/pdf/DominguezHubbardPescadorMolineri2001p17.pdf>. Acesso em: 20 mai. 2021.

HAMADA, N.; NESSIMIAN, J., L.; QUERINO, R., B. **Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia.** Manaus: Impa, p. 724, 2014. Disponível em:
<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1000609/insetos-aquaticos-na-amazonia-brasileira-taxonomia-biologia-e-ecologia>. Acesso em: 25 jun. 2021.

INAG, I.P. **Manual para avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Diretiva Quando da Água Protocolo de amostragem e análise para os macroinvertebrados bentônicos.** 2008. Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P, 2008.

KUHLMANN, M. L.; JOHNSCHER-FORNASARO, G.; OGURA, L. L.; IMBIMBO, H.R.V. **Protocolo para o biomonitoramento com as comunidades bentônicas de rios e reservatórios do estado de São Paulo.** 1. ed. São Paulo: CETESB, v. 1, p. 113, 2012.

LENCIONI, V., G. Influence and stream macroinvertebrate biodiversity under climate change: Lessons from the Southern Alps. **Science of the Total Environment**, v. 622, p. 563-575, 2018.

MUNGNAL, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do estado do Rio de Janeiro.** Technical Books: Rio de Janeiro, p. 176, 2010.

PEREIRA, D. L. V.; MELO, A. L.; HAMADA, N. Chaves de identificação para famílias e gêneros de Gerromorpha e Nepomorpha (Insecta: Heteroptera) na Amazônia Central. **Neotropical Entomology**, v. 36, p. 210-228, 2007.

RESH, V. H.; JACKSON, J. K. Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. In: **Fresh waer biomonitoring and benthic macroinvertebrates.** ROSEMBERG, D. M. & RESH, V. H. (eds.). Chapman & Hall, New York, 1993.

RODE, R.; FIGUEIREDO FILHO, A.; GALVÃO, F.; MACHADO, S. A. Comparação florística entre uma floresta ombrófila mista e uma vegetação arbórea estabelecida sob um

povoamento de Araucária angustifolia de 60 anos. **Cerne**, Lavras-MG, v. 15, n.01, p. 101-115, 2009.

ROSENBERG, D. M.; RESH, V.H. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. (eds.) **Rosenberg, D.M. and Resh, V.H.** Chapman and Hall, New York, pp. 1-9., 1993.

RUBIO, S. **Cálculo del índice de biodiversidad de especies faunísticas en el Bosque Protector Aguarongo.** Tesis, v. 73, 2016.

RUIZ, F.; ABAD, M.; BODERGAT, A. M.; CARBONEL, P.; RODRÍGUEZ-LÁZARO, J.; GONZÁLEZ-REGALADO, M. L.; TOSCANO, A.; GARCÍA, E. X.; PRENDA, J. Fresh water ostracods as environmental tracers. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 10, p. 1115-1128, 2013.

POFF, N. L.; RICHTER, B. D.; ARTHINGTON, A. H.; BUNN, S. E.; NAIMAN, R. J.; KENDY, E.; WARNER, A. The ecological limits of hydrological teration (ELOHA): a new frame work for developing regional environmental flow standards. **Fresh water Biology**, v. 55, n. 1, p. 147-170, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02204.x>. Acesso em: 4 jul. 2021.

SALLES, F. F. **Lista de espécies de Ephemeroptera (Insecta) registradas para o Brasil.** 2011. Disponível em: <<http://sites.google.com/site/listaephemeropteradoBrasil/home>>. Acesso em 09 agos. 2021.

SALLES, F., F.; DA-SILVA, E., R.; HUBBARD, M., D.; SERRAO, J., E. As espécies de Ephemeroptera (Insecta) registradas para o Brasil. **Biota Neotrop.** [online], v. 4, n. 2, p. 1-34, 2004.

SILVA, K. W. S; EVERTON, N. S; MELO, M. A. D. Aplicação dos índices biológicos Biological Monitoring Working Party E Average Score per Taxon para avaliar a qualidade de água do rio Ouricuri no Município de Capanema, Estado do Pará, Brasil. **Revista Pan-Amazônica de Saúde**, v.7, n.3, p.13-22, 2016

SILVEIRA, M. P. **Aplicação do biomonitoramento da qualidade da água em rios.** Meio Ambiente. Documentos n. 36, Embrapa, 2004.

SERRA, S. R. Q.; GRAÇA, M. A. S.; DOLÉDEC, S.; FEIO, M. J. Chironomidae traits and life history strategies as indicators of anthropogenic disturbance. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 189, n. 326, p. 1-16, 2017.

SUAREZ A, F.; FILHO, B. S. S. Estudo da mudança de uso e cobertura do solo na bacia do rio Formiga – MG. **Revista Brasileira de Cartografia**. 3, n. 65, p. 417-429, 2013.

SUNDERMANN, A.; LOHSE, S.; BECK, L.A.; HAASE, P. **Key to the larval stages of aquatic true flies (Diptera), based on the operational taxa list for running waters in Germany,** 2017.

VINHOTE, E.; FREITAS, F.; AZEVEDO, C.; SOUZA C. Diversity and similarity of species of natural regeneration after logging in comercial lymanaged forest in central amazon. **Cienc. Florest.**, v. 30, n. 4, p. 1116–29, 2020.

WINCKLER, L. T.; GÜTHS, A. K.; GAYER, P. R. Benthic macroinvertebrates and cropping. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 52, n. 4. p. 261-270.