



UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS PURAS E APLICADAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GESTÃO E REGULAÇÃO DOS
RECURSOS HÍDRICOS - PROFÁGUA

Bárbara Carolina Reis

**MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS COMO INDICADORES
BIOLÓGICOS DA QUALIDADE AMBIENTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA
DO RIO PIRANGA - MG**

ITABIRA – MINAS GERAIS

2022

Bárbara Carolina Reis

Macroinvertebrados bentônicos como indicadores biológicos da qualidade ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Piranga - MG

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos, Curso de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (PROFÁGUA) na Universidade Federal de Itajubá. Área de concentração: Regulação e Governança de Recursos Hídricos. Linha de Pesquisa: Segurança Hídrica e Usos Múltiplos da Água

Aprovada em 22 de junho de 2022.

Orientador: Prof. Dr. Anderson de Assis Morais
Instituto de Ciências Puras e Aplicadas – UNIFEI

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Anderson de Assis Morais (Orientador)
Instituto de Ciências Puras e Aplicadas – UNIFEI

Prof.^a Dr.^a. Ana Carolina Vasques Freitas
Instituto de Ciências Puras e Aplicadas – UNIFEI

Prof. Dr. Rosenilson Pinto
Membro de Instituição Externa

Itabira – Minas Gerais
2022

DEDICATÓRIA

Aos meus pais e irmãs, ao meu cunhado e ao noivo, com muito amor, dedico.

A sociedade que respeita as dinâmicas ambientais está sujeita a catástrofes; a sociedade que não respeita está fadada a elas!

Aline Balta

RESUMO

REIS, Bárbara Carolina. *Macroinvertebrados bentônicos como indicadores biológicos da qualidade ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Piranga - MG*. 2022. 108f. Dissertação (Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – PROFÁGUA), Instituto de Ciências Puras e Aplicadas, Universidade Federal de Itajubá, Campus de Itabira, Minas Gerais, 2022.

Os ecossistemas aquáticos vêm sofrendo com impactos de origens naturais e antrópicas que podem implicar em alterações no seu funcionamento. Dentre as atividades antrópicas capazes de provocar tais alterações, as mais expressivas são as relacionadas ao desenvolvimento econômico, à expansão das zonas urbanas e ao crescimento populacional. Dadas essas circunstâncias, o monitoramento ambiental desses ecossistemas tem se mostrado uma ferramenta eficaz para o controle e estruturação de instrumentos voltados para a sua gestão. Sendo assim, o objetivo do presente estudo consistiu na realização do diagnóstico ambiental do território com o uso de macroinvertebrados bentônicos visando avaliar a qualidade da água da Bacia Hidrográfica do Rio Piranga, Minas Gerais. A abordagem metodológica compreendeu a análise morfométrica da bacia, o diagnóstico físico e químico da qualidade da água, avaliação das condições ecológicas, análise das métricas biológicas e funcionais da comunidade bentônica, Análises de Componentes Principais (ACP) e Cluster. Para isso, foram realizadas análises em cinco pontos da bacia, baseando-se na facilidade de acesso ao local e relevância do trecho para a bacia. Os resultados da avaliação morfométrica evidenciam a fragilidade do território a fenômenos hidrológicos e ambientais. As características do uso e cobertura do solo revelaram o predomínio da pecuária, a qual viabiliza a expansão de áreas de pastagem e a redução da mata nativa. A aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) permitiu classificar os pontos P1, P2 e P3 como alterados, P4 como natural e P5 como impactado. Os resultados das análises de Potencial Hidrogeniônico (pH), Condutividade Específica, Temperatura, Turbidez, Oxigênio Dissolvido, Fósforo Total e Sólidos Dissolvidos Totais e Índice de Estado Trófico (IET) foram enquadrados de acordo com as legislações pertinentes. A partir disso, o Ponto 5 foi o que apresentou a maior degradação ambiental e o Ponto 4 como o mais íntegro, fator corroborado posteriormente com a análise das métricas biológicas. Ao todo, foram coletados 505 organismos da comunidade bentônica, os quais foram triados e identificados até o nível de família. O diagnóstico, interpretado conforme os índices, caracterizam a qualidade da água da bacia em diferentes níveis, desde ruim a muito boa, e, tais resultados, obtiveram alta correlação com os diversos parâmetros físicos e químicos de qualidade da água e com a avaliação da integridade física em cada ponto. A ACP apresentou sete variáveis que juntas, explicaram 70,75% da variação dos dados. Já a análise de cluster viabilizou determinar maior similaridade entre os pontos P1 e P3, seguidos dos pontos P2 e P4, e maior dissimilaridade entre o P5 e os demais.

Palavras-chave: Análise Morfométrica, Análise de Componentes Principais, Ecossistemas aquáticos.

ABSTRACT

REIS, Bárbara Carolina. *Benthic macroinvertebrates as biological indicators of the environmental quality in the Piranga river watershed - MG*. 2022. 108f. Dissertação (Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – PROFÁGUA), Instituto de Ciências Puras e Aplicadas, Universidade Federal de Itajubá, Campus de Itabira, Minas Gerais, 2022.

Aquatic ecosystems have been suffering from impacts of natural and anthropic origins that may imply changes in their functioning. Among the human activities capable of causing such changes, the most expressive are those related to economic development, expansion of urban areas and population growth. Given these circumstances, the environmental monitoring of these ecosystems has proved to be an effective tool for the control and structuring of instruments aimed at their management. Therefore, the objective of the present study was to carry out an environmental diagnosis of the territory with the use of benthic macroinvertebrates in order to evaluate the quality of the Piranga River Watershed, Minas Gerais. The methodological approach comprised the morphometric assessment of the basin, physical and chemical monitoring of water quality, assessment of ecological conditions, analysis of biological and functional metrics of the benthic community, Principal Component Analysis (PCA) and Cluster. For this, analyzes were carried out at five points in the basin, based on the ease of access to the location and relevance of the stretch to the basin. The results of the morphometric evaluation show the fragility of the territory to hydrological and environmental phenomena. The characteristics of land use and cover revealed the predominance of livestock, which enables the expansion of pasture areas and the reduction of native forest. The application of the Rapid Assessment Protocol (PAR) allowed the classification of points P1, P2 and P3 as altered, P4 as natural and P5 as impacted. The results of the analysis of Hydrogenonic Potential (pH), Specific Conductivity, Temperature, Turbidity, Dissolved Oxygen, Total Phosphorus and Total Dissolved Solids and Trophic State Index (TSI) were framed according to the relevant legislation. From this point onwards, Point 5 was the one that presented the greatest environmental degradation and Point 4 as the most complete, a factor later corroborated with the analysis of biological metrics. In all, 505 organisms were collected from the benthic community, which were screened and identified down to the family level. Diagnostic interpreted according to the indices that characterize the water quality of the drainage basin at different levels, from bad to very good, showed results that obtained high correlation with the various physical and chemical parameters of water quality, as well as with the evaluation of physical integrity. at each point. The PCA presented seven variables that together explained 70.75% of the data variation. The cluster analysis made it possible to determine greater similarity between points P1 and P3, followed by points P2 and P4, and greater dissimilarity between P5 and the others.

Keywords: Morphometric analysis, Principal Component Analysis, Aquatic systems.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Descrição dos principais métodos para avaliação da qualidade da água.	27
Figura 2 – Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Piranga.	38
Figura 3 – Classificação climática da Bacia Hidrográfica do Rio Piranga pelo sistema Köppen.	40
Figura 4 – Pontos de amostragem na Bacia Hidrográfica do Rio Piranga.	46
Figura 5 - Aspectos da ocupação do entorno dos cursos d'água da Bacia Hidrográfica do Rio Piranga.	47
Figura 6 – Hierarquização dos cursos d'água da Bacia Hidrográfica do Rio Piranga. ..	55
Figura 7 – Distribuição altimétrica da Bacia Hidrográfica do Rio Piranga.	57
Figura 8 – Declividade da Bacia Hidrográfica do Rio Piranga.	58
Figura 9 – Uso e cobertura do solo da Bacia Hidrográfica do Rio Piranga.	59
Figura 10 – Temperatura (°C) da água nos pontos de coleta.	62
Figura 11 – Condutividade Elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) da água nos pontos de coleta.....	63
Figura 12 – Potencial Hidrogeniônico da água nos pontos de coleta, comparado à faixa de limite estabelecida pela Resolução CONAMA N°357/2005.....	64
Figura 13 – Turbidez (UNT) da água nos pontos de coleta.....	65
Figura 14 – Sólidos Dissolvidos Totais da água nos pontos de coleta, comparado ao limite estabelecido nas legislações CONAMA N°357/2005 e COPAM/CERH-MG N° 01/2008.	65
Figura 15 – Oxigênio Dissolvido da água nos pontos de coleta, comparado ao limite estabelecido na Resolução CONAMA N°357/2005.....	66
Figura 16 - Representante da Família Chironomidae, Ordem Diptera, Classe Insecta, Filo Arthropoda coletado no Ponto 5 localizando no município de Rio Espera.	69
Figura 17 - Representante da Família Libellulidae, Ordem Odonata, Classe Insecta, Filo Arthropoda coletado no Ponto 3 localizando no município de Porto Firme.	69
Figura 18 - Representantes da Família Sphaeriidae, Ordem Veneroidea, Classe Bivalvia, Filo Mollusca coletados nos Pontos 1 e 3 localizados nos municípios de Porto Firme e Ponto Nova.	69
Figura 19 – Resultado da Análise Funcional aplicada aos organismos identificados em cada amostra.	72
Figura 20 – Biplot (CP1 x CP2) das variáveis submetidas a ACP.	78
Figura 21 - Dendrograma representativo dos cinco pontos de coleta da análise de cluster.	79

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Classificação da densidade hidrográfica (Dh) de bacias.	42
Tabela 2 – Classificação de declividade.	45
Tabela 3 – Localização e caracterização dos pontos de coleta da Bacia Hidrográfica do Rio Piranga.	47
Tabela 4 – IET e equivalência com as medias de Fósforo Total (PT) em rios.	52
Tabela 5 - Parâmetros morfométricos da Bacia Hidrográfica do Rio Piranga.	54
Tabela 6 – Ordenamento fluvial dos pontos de amostragem.	56
Tabela 7 – Classificação dos principais usos da Bacia Hidrográfica do Rio Piranga. ...	59
Tabela 8 – Resultados da aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida.	60
Tabela 9 – Resultados das análises de Fósforo Total e Nível de Trofia dos pontos amostrados.	67
Tabela 10 – Distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos coletadas na Bacia Hidrográfica do Rio Piranga.	68
Tabela 11 - Abundância relativa dos táxons (P1, P2, P3, P4, e P5).	70
Tabela 12 - Resultados das Métricas Biológicas aplicadas.	74
Tabela 13 - Matriz de peso fatorial das variáveis da qualidade de água nos três componentes principais selecionados.	76

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

- ACP – Análise de Componentes Principais
- ANA – Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico
- ASPT – *Average Score Per Taxon*
- BMWP – *Biological Monitoring Working Party System*
- CBH – Comitê de Bacia Hidrográfica
- CESCR – Comissão dos Direitos Econômicos, Sociais e Culturais
- Cfa – Clima temperado úmido com verão quente
- CNRH – Conselho Nacional de Recursos Hídricos
- CNUMAD – Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento
- CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente
- Cwa – Clima temperado úmido com inverno seco e verão quente
- Dd – Densidade de drenagem
- Dh – Densidade hidrográfica
- EMAP – *Environmental Monitoring and Assessment Program*
- EPA – Agência Ambiental dos Estados Unidos
- GWP – *Global Water Partnership*
- ICESCR – Pacto Internacional sobre os Direitos Econômicos, Sociais e Culturais
- IGAM – Instituto Mineiro de Gestão das Águas
- ISO – Organização Internacional de Padronização
- Kc – Coeficiente de Compacidade
- Kf – Fator de forma
- MG – Minas Gerais
- MMA – Ministério do Meio Ambiente
- NAWWA – *National Water Quality Assessment Program*
- NTU – Unidade de turbidez nefelométrica
- OD – Oxigênio dissolvido
- PAR – Protocolo de Avaliação Rápida
- pH – Potencial Hidrogeniônico
- PNRH – Política Nacional de Recursos Hídricos
- PNMA – Política Nacional do Meio Ambiente
- PNUD – Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento
- RBP's – *Rapid Bioassessment Protocols*

SINGREH – Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos

UFMG – Universidade Federal de Minas Gerais

UFV – Universidade Federal de Viçosa

UNESCO – Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura

UNIFEI – Universidade Federal de Itajubá

UPGRH – Unidade de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos do Rio Piranga

USGS – Serviço Geológico dos Estados Unidos

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	13
2. OBJETIVOS.....	16
2.1 Objetivo geral	16
2.2 Objetivos específicos.....	16
3. REFERENCIAL TEÓRICO.....	17
3.1 Recursos hídricos.....	17
3.2 Gestão dos recursos hídricos	19
3.2.1 <i>Bacia Hidrográfica como unidade de estudo</i>	23
3.3 Monitoramento da qualidade dos corpos hídricos.....	25
3.4 Bioindicadores de qualidade dos corpos hídricos	29
3.4.1 <i>Macroinvertebrados bentônicos</i>	31
3.4.2 <i>Protocolo de Avaliação Rápida (PAR)</i>	35
4. METODOLOGIA.....	38
4.1 Área de estudo	38
4.2 Clima	40
4.3 Uso e cobertura do solo	41
4.4 Caracterização morfométrica.....	41
4.4.1 <i>Densidade hidrográfica</i>	42
4.4.2 <i>Índice de sinuosidade</i>	42
4.4.3 <i>Ordem da bacia</i>	43
4.4.4 <i>Coefficiente de compacidade</i>	43
4.4.5 <i>Fator de forma</i>	44
4.4.6 <i>Densidade de drenagem</i>	44
4.4.7 <i>Declividade e altitude</i>	45
4.5 Aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida - PAR.....	45
4.6 Pontos de amostragem.....	46

4.7 Macroinvertebrados bentônicos.....	48
4.7.1 Métricas biológicas	49
4.7.2 Análise funcional dos bentônicos	51
4.8 Caracterização física e química da qualidade da água	51
4.9 Análise estatística multivariada	52
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	54
5.1 Caracterização morfométrica da Bacia Hidrográfica do Rio Piranga	54
5.2 Caracterização das condições ecológicas dos pontos amostrais.....	60
5.3 Resultados e discussão dos dados de qualidade da água	61
5.4 Resultados e discussão das comunidades de macroinvertebrados bentônicos	67
5.4.1 Análise funcional dos macroinvertebrados bentônicos.....	71
5.4.2 Resultado das métricas biológicas	73
5.5 Análises estatísticas multivariadas	76
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	81
REFERÊNCIAS	84
APÊNDICE A – Resultados das análises de qualidade da água	100
APÊNDICE B – Dados das comunidades de macroinvertebrados bentônicos.....	101
ANEXO A – Protocolo de Avaliação Rápida (PAR).....	103
ANEXO B - Novos escores do método Biological Monitoring Working Party Score System (BMWP) Minas estabelecidos para os macrozoobentos lóticos tropicais.....	107
ANEXO C – Classificação da qualidade da água utilizada pelo Biological Monitoring Working Party Score System/Average Score Per Taxon (BMWP/ASPT) Minas.....	108

1. INTRODUÇÃO

A poluição hídrica advém da presença, lançamento ou liberação de toda e qualquer forma de matéria, com intensidade, quantidade, concentração ou característica adversa a que preconizam as legislações que discorrem sobre padrões de qualidade ambiental (DERISIO, 2012). No que concerne aos impactos da poluição ambiental sob os corpos d'água, Paula (2008) pontua que, estes, podem ser os mais numerosos, indo desde a queda da qualidade da água até a desestruturação do ambiente físico e químico.

Fato é que os ecossistemas aquáticos vêm sofrendo com uma série de ameaças que interferem de maneira prejudicial nos usos preponderantes das águas. Dessa forma, para que a qualidade ou disponibilidade hídrica desejada a um determinado curso d'água seja alcançada ou mantida, a priori, é necessária a introdução de ferramentas capazes de controlar a poluição difusa e pontual. Todavia, haja vista a dificuldade em determinar soluções que tenham alta amplitude e eficiência, é importante considerar a aplicação de alternativas com caráter técnico-científico, tais como, inferências estatísticas baseadas em dados de monitoramento dos ambientes impactados (ANZECC e ARMCANZ, 2000).

A Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA, 2018) define monitoramento como “conjunto de práticas que visam o acompanhamento de determinadas características de um sistema”. Podendo esse conceito ser complementado pelo que estabelece a Organização Internacional de Padronização (ISO), a qual determina que o monitoramento avalie a conformidade e aos objetivos que implicaram na sua aplicação, mediante um processo programado de amostragem, medição e registro das características do ambiente analisado (ISO, 1992). Segundo Derisio (2012), é possível ainda preceituar o monitoramento dos cursos d'água como um levantamento sistemático de informações sobre os pontos amostrados, o qual permite acompanhar a evolução das condições de qualidade da água no decurso, oferecendo assim, séries temporais de dados.

Para avaliação da qualidade das águas, uma das técnicas de monitoramento ambiental constantemente empregada é o monitoramento biológico ou biomonitoramento, que, segundo Barbosa *et al.* (2016), refere-se a uma ferramenta eficaz, com alta aplicabilidade e baixo custo, cujo propósito é utilizar respostas biológicas na avaliação de alterações ambientais. Para Bem (2015), o biomonitoramento da qualidade das águas consiste ainda na compreensão das características qualitativas dos corpos hídricos, mediante avaliação da fauna e flora, que por vez, se fracionam em uma

infinitude de organismos capazes de serem empregados, os quais devem ser definidos considerando objetivos brevemente especificados para o emprego desta técnica.

Dentre os organismos com potencial para atender requisitos básicos ao monitoramento biológico de ambientes impactados, destacam-se os macroinvertebrados bentônicos. A seleção desses organismos para o monitoramento se deve a diversos fatores, tais como, sua fácil amostragem e diversidade taxonômica (FEIO *et al.*, 2009). Além disso, há de se considerar que seu uso fornece informações mais elaboradas das condições ambientais de um curso d'água impactado, permitindo que se conheça de forma mais complexa todo o processo de degradação ao qual o ambiente foi exposto (NKWOJI e UGBANA; INA-SALWANY, 2019).

Cerutti (2015) define que, nos ambientes aquáticos, a distribuição da macrofauna se dá de acordo com as características físicas, químicas e ecológicas do ecossistema; logo, perturbações de ordem natural ou antrópica sobre essas variáveis podem impactar a diversidade da comunidade de macroinvertebrados. Sendo assim, de acordo com Buss *et al.* (2016), é possível concluir que o crescente uso de organismos bênticos em processos de biomonitoramento da qualidade das águas se deve principalmente ao fato de que esses apresentam respostas identificáveis a impactos múltiplos ou específicos, difusos ou pontuais, permitindo firmar relações de causa-efeito entre os estressores ambientais e a comunidade afetada.

Tendo em vista que os organismos vivos que habitam os cursos d'água, sobretudo os macroinvertebrados bentônicos, possuem adaptações evolutivas e limites de tolerância a impactos ambientais, é possível discorrer que as variações inesperadas na composição da biota podem ser indícios de um processo de contaminação (Alba-Tercedor, 1996). Dessa forma, é válido pontuar que as análises físico-químicas facilmente determinam as condições de qualidade ou ausência dela em um determinado ambiente; todavia, o biomonitoramento permite uma visão ampliada que viabiliza a compreensão retrospectiva de todo o processo degradativo.

Nesse contexto, este estudo possui foco no biomonitoramento baseado na estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos de trechos de rios ao longo da Bacia Hidrográfica do Rio Piranga, localizada no Estado de Minas Gerais, considerando a calha principal e os tributários da área de drenagem.

Segundo Lima (2016), a bacia do Rio Piranga está entre as bacias do Estado de Minas Gerais em que foram identificados os maiores números de empreendimentos, sendo mais de 4 mil atividades licenciadas e em operação. Diante disso, vale apresentar

os principais problemas de ordem ambiental apontados na bacia do Rio Piranga, que, de acordo com Oliveira (2016), referem-se à poluição dos corpos d'água devido ao lançamento de resíduos, ao uso inadequado dos recursos naturais, à intensa atividade agropastoril, extrativismo ambiental e ao uso indiscriminado de agrotóxicos.

Torna-se evidente que os impactos ambientais negativos, principalmente aqueles que atingem os corpos d'água, merecem maior atenção graças a sua íntima relação com a saúde pública, e que estes se manifestam no ambiente aquático de diferentes formas, como, por exemplo, na redução da biodiversidade local, comprovando assim, a importância do biomonitoramento destes ambientes.

Por fim, a metodologia prevista para a execução desta pesquisa se justifica por oferecer resultados de forma prática e objetiva, por ser altamente vantajosa sob o aspecto econômico em relação a outros métodos (BARBOSA *et al.*, 2016) e por contribuir com pesquisas realizadas seguindo a mesma perspectiva. Ademais, o biomonitoramento da bacia hidrográfica do rio Piranga é parte do diagnóstico da bacia do Rio Doce, passando a ser uma fonte de dados ainda mais fortalecida para os instrumentos de gestão.

Esse trabalho se enquadra na área de concentração “Regulação e Governança de Recursos Hídricos” a qual tem como principal objetivo, desenvolver novas metodologias para arranjos mais eficientes direcionados à gestão de recursos hídricos, de riscos e de eventos críticos. No que tange à referida linha de concentração a mesma é composta pelas linhas de pesquisas “Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos” e “Segurança Hídrica e Usos Múltiplos da Água” sendo a última, associada ao presente estudo. Estudos enquadrados nesta linha de pesquisa visam incentivar projetos sobre poluição de corpos hídricos, doenças de veiculação hídrica e degradação de ambientes aquáticos. Dessa forma, modelos inovadores de quantificação e modelagem de cargas e eventos críticos de contaminação de corpos hídricos devem ser desenvolvidos, de modo a aumentar a acurácia das estimativas de cargas de poluição, identificar fontes poluidoras e estratégias de controle de poluição e aprimorar a gestão de eventos críticos de contaminação, subsidiando a tomada de decisões pelos órgãos gestores e colegiados do sistema de gestão das águas (UNESP, 2018).

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

O objetivo geral do presente estudo é realizar um diagnóstico ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Piranga, Minas Gerais com a utilização de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade.

2.2 Objetivos específicos

- a) Caracterizar morfologicamente a Bacia Hidrográfica do Rio Piranga, com a realização do mapeamento do uso e ocupação do solo;
- b) Avaliar a ocorrência e a distribuição dos macroinvertebrados bentônicos em diferentes pontos ao longo do território da bacia;
- c) Caracterizar a comunidade bentônica até o nível de família;
- d) Avaliar a qualidade da água e as condições ecológicas dos pontos de amostragem;
- e) Identificar a influência de fatores ambientais sobre a estrutura das comunidades bentônicas.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

Neste capítulo, inicialmente, explorou-se o entendimento conceitual acerca da água e dos recursos hídricos; os principais usos múltiplos e seus efeitos; e questões relacionadas à disponibilidade e à qualidade hídrica. Posteriormente, tem-se uma explanação relativa à trajetória da gestão dos recursos hídricos no Brasil, seguida dos benefícios e avanços advindos com as novas bases da gestão participativa, como forma de descentralização do poder. Por fim, discorreu-se sobre a principal temática do estudo, a qual concerne a avaliação da qualidade da água a partir do uso de bioindicadores.

3.1 Recursos hídricos

A biologia compartilha o conceito de que a vida sem água não pode existir, contanto que, todos os seres vivos necessitam desta, desde o suprimento de demandas básicas até a sustentação da sua vitalidade e da natureza exterior. Como a biologia, a história também realça a fundamental importância da água na manutenção das condições de vida, ao retratar que, em geral, os homens se estabelecem onde há água em abundância, a exemplo das civilizações que surgiram no vale do Nilo no Egito, vale do Tigre-Eufrates na Mesopotâmia, vale do Indo no Paquistão e vale do rio Amarelo na China. Mediante informações provindas da ciência econômica, cabe frisar ainda que, a água é um fator limitante para o desenvolvimento socioeconômico e representa o material mais usado pela indústria mundial (BRUNI, 1993).

Mediante tais afirmações, resta o entendimento de que a água é um elemento essencial e que acessá-la não é uma questão de escolha, mas sim, um direito que a todos deverá ser assegurado, independentemente da sua condição social, econômica ou qualquer outra (BRANCO, 2007).

Neste íterim, é oportuno ressaltar o Pacto Internacional sobre os Direitos Econômicos, Sociais e Culturais (ICESCR) implantado em 1985 pela Comissão dos Direitos Econômicos, Sociais e Culturais (CESCR) mediante a Resolução N° 1985/17 (UN, 1985), o qual vem sendo reforçado pelo Comentário Geral N° 15 que reconhece o direito humano à água como um direito econômico, social e cultural (UN, 2003):

O direito humano à água habilita todas as pessoas à água suficiente, segura, aceitável, fisicamente acessível e disponível para uso pessoal e doméstico. Uma quantidade adequada de água segura é necessária para evitar a morte por desidratação, para reduzir o risco de doenças relacionadas com a água e para fornecer água suficiente para o consumo, cocção, higiene pessoal (UN, 2003).

No que se refere a todas as suas características, aspectos, propriedades e proficuidades, é conveniente pontuar que a água diverge dos demais bens dispostos naturalmente na terra, uma vez que ela é a única matéria prima ambiental cuja utilização alude um efeito de retorno sobre o manancial, o qual foi foco de intervenções (REBOUÇAS, 2001). Além disso, segundo Costa *et al.* (2012), são justamente as referidas intervenções que caracterizam as águas como recursos hídricos, uma vez que a terminologia se refere a qualquer água superficial ou subterrânea que dispõem alguma finalidade de uso para os seres humanos.

Hoje em dia, os recursos hídricos vêm sendo alterados às custas dos múltiplos impactos ambientais derivados principalmente de atividades antrópicas, tais quais mineração, construção de barragens e represas, lançamento de efluentes industriais e domésticos sem o devido tratamento, canalização e desvio do curso natural dos rios, desmatamento e uso inadequado do solo em regiões ripárias e planícies de inundação. Dessa forma, a degradação dos recursos hídricos deve ser vista como uma realidade, uma vez que as referidas práticas implicam a instauração de um processo de declínio da qualidade das águas, bem como comprometem a quantidade disponível desse recurso, inviabilizando ou restringindo sua utilização (GOULART e CALIXTO, 2003).

Tendo em vista a diversidade de impactos aos quais os ecossistemas aquáticos são expostos, bem como a multiplicidade de funções que esses ambientes desempenham, Carvalho e Kaviski (2009) argumentam que a diligência de diferentes e constantes usos dos recursos hídricos, assim como implicam na qualidade e disponibilidade hídrica, podem tornar os indicadores de suas condições inferiores aos preconizados pela legislação. Tucci (2004) complementa que a escassez hídrica e a degradação dos corpos d'água são os principais fatores que limitam sua utilização, demonstrando, na maioria das vezes, os reflexos das interferências humanas procedentes dos padrões de consumo expostos pelas sociedades contemporâneas.

Estudos realizados pela Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (UNESCO) apontam que a demanda mundial por água tem aumentado vertiginosamente a uma taxa de aproximadamente 1% ao ano, ao passo que eventos de estresse hídrico têm se tornado cada vez mais comuns. Paralelamente, estima-se que uma grande parcela da população mundial habita territórios que apresentam um potencial de escassez de água por pelo menos um mês ao ano, podendo essa população aumentar exponencialmente para algo entre 4,8 e 5,7 bilhões até 2050 (UNESCO, 2018).

Relativo ao Brasil, dados de 2010 da ANA, mostram que o país detém mais de 12% da água do planeta, dos quais 74% estão localizadas na Amazônia. Ante o exposto, é comum que a disponibilidade hídrica em território nacional sugira que existam infinitas reservas de água e, ainda, que eventos de estresse hídrico no país sejam específicos das regiões áridas. Todavia, é importante ressaltar que a água doce não está distribuída de forma equânime no país, haja vista que 80% do volume total situa-se na região Norte, onde se concentram apenas 5% dos brasileiros. Em contrapartida, 2,7% dos recursos hídricos nacionais encontram-se disponíveis nas regiões próximas ao oceano Atlântico, onde vive cerca de 45,5% da população (ANA, 2010).

Sumariamente, o crescimento de constantes e significativas alterações nos ecossistemas regionais tem contribuído para o processo de degradação dos mesmos, impactando concomitantemente, os recursos hídricos, que, enquanto componentes indispensáveis ao meio físico, podem ser copiosamente comprometidos (SILVA, 2003). Dessa forma, dá-se destaque ainda às cidades de São Paulo, Rio de Janeiro e Distrito Federal, as quais têm registrado quedas na disponibilidade hídrica nos últimos anos, resultando em consideráveis baixas em seus reservatórios e eventualmente, problemas na oferta de água (SANTANA, 2018).

Danos advindos da crise hídrica não afetam única e exclusivamente os seres humanos. Os serviços ecossistêmicos, a manutenção da ciclagem dos nutrientes, a biodiversidade aquática e a sustentabilidade dos rios, lagos, represas, áreas alagadas e águas subterrâneas, são simultaneamente prejudicados, seja pela redução da disponibilidade hídrica, ou ainda, pelo excesso de poluição presente nas águas (SILVA, 2003).

Em suma, a escassez e o mau uso de água doce representam uma ameaça séria e crescente ao desenvolvimento sustentável, à proteção do meio ambiente e à saúde e o bem-estar humano; sendo assim, vale pontuar que os ecossistemas aquáticos estarão em risco, a menos que os recursos hídricos e terrestres sejam administrados adequadamente (ICWE, 1992). Diante do exposto, destaca-se a essencialidade da adoção de práticas de preservação, do uso adequado, da regulamentação do acesso e da gestão integrada dos recursos hídricos.

3.2 Gestão dos recursos hídricos

Bem como as intervenções antrópicas, falhas na governança advindas da ineficiência do sistema de gestão da água também são responsáveis por contribuir

paulatinamente com a degradação dos corpos hídricos. Assim, como abordado por Wolkmer e Pimmel (2013), o primeiro imperativo a ser considerado na adoção de estratégias que permeiam a gestão colaborativa e eficiente refere-se à mudança cultural do desperdício, de modo que se torne comum o entendimento de que a água é um recurso exaurível.

A *Global Water Partnership* (GWP), organização internacional fundada em 1996, pelo Banco Mundial, juntamente com o Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD) e o Ministério para Cooperação e Desenvolvimento da Suécia, entende por Gestão Integrada dos Recursos Hídricos uma “abordagem que promove a gestão coordenada entre água, terra e recursos relacionados, visando o bem-estar econômico e social, sem comprometer a sustentabilidade dos ecossistemas” (GWP, 2000).

De acordo com Diniz (1998), a governança na gestão das águas refere-se à capacidade de ação estatal em implantar e cumprir metas públicas, integrando um conjunto de mecanismos e processos a serem tratados considerando uma dimensão participativa e plural da sociedade. Essa pluralidade que incorre da governança pode ser corroborada por Gonçalves (2005), o qual observou que a governança opera em um plano mais amplo, englobando todas as esferas sociais.

O Capítulo 18 da Agenda 21 (Programa das Nações Unidas para o século XXI), adotada na Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (CNUMAD), no Rio de Janeiro, em 1992, pontua acerca da necessidade de uma abordagem integrada da água, assim como a efetivação de um gerenciamento e desenvolvimento, que reconheça as múltiplas demandas conflitantes sobre recursos de água doce (ONU, 1992).

A esse respeito, Palma (2017) discorre que, assim como a governança das águas, é crucial o reconhecimento de que o gerenciamento dos recursos hídricos compreende um caráter multidisciplinar complexo, que deve se basear em análises de aspectos políticos e técnicos, bem como considerar componentes físicos, tais como a vazão e a disponibilidade hídrica, e componentes comportamentais, como o perfil dos usuários e os tipos de usos verificados. Varis *et al.* (2014), reforçam a afirmativa, ao dissertarem que, em se tratando de governança e desenvolvimento sustentável, decisões feitas em um setor exigem coordenação com outras decisões dentro do mesmo e de outros setores, uma vez que essas podem estar acopladas e possuir perspectivas mútuas.

Em face do exposto, salienta-se que o gerenciamento deve estar interligado, de forma planejada e prognóstica, à gestão do meio ambiente, visando o uso sustentável do mesmo e respeitando todos os atores que possuam nesse recurso a sua subsistência (pescadores, indígenas, quilombolas, comunidades rurais), ou o utilize para fins de produção (agronegócio, indústria e pecuária) (PALMA, 2017). Ademais, a gestão da água deve englobar, além dos processos econômicos e sociais, instituições governamentais, permitindo que os governos, a sociedade civil e o setor privado tomem decisões sobre a forma mais adequada em se utilizar, desenvolver e gerenciar os recursos hídricos (VARIS *et al.*, 2014).

No Brasil, já na Constituição Imperial de 1824, existia a afirmativa que os rios pertenciam à coroa, conjecturando uma preocupação com as águas. Por sua vez, o Código Penal de 1890 versava sobre a proteção das águas, tal que, seu artigo 162, previa uma pena de reclusão de 1 (um) a 3 (três) anos para aquele que “corromper ou conspurcar a água potável de uso comum ou particular, tornando-a impossível de beber ou nociva à saúde” (CAPELLARI e CAPELLARI, 2018).

A importância da preservação dos recursos hídricos teve sua valoração, em 1891, na primeira Constituição Republicana, que trazia em seu conteúdo o contexto de águas superficiais, dispondo sobre a navegação (BRASIL, 1891). Já, em 1916, o Código Civil, Lei 3.071 de 1 de janeiro de 1916, revogado pela Lei nº 10.406, de 2002, regulamentou o uso e as múltiplas finalidades dos recursos hídricos, permitindo prever os conflitos gerados pelos usuários da água, porém, este não regulamentava o domínio das águas (BRASIL, 1916).

A primeira legislação a tratar especificamente das águas, refere-se ao Decreto Federal nº. 24.643, sancionado em 10 de julho de 1934, que instituiu o Código das Águas, o qual dividiu as águas nacionais em águas públicas, águas comuns e águas particulares, além de cuidar de maneira mais efetiva da questão da água e inclusive classificando-as (BRASIL, 1934). Todavia, a reforma do sistema de gestão das águas teve início com a promulgação da Constituição Federal de 1988, a qual definiu que a água, como componente do ambiente, fosse considerada um direito humano fundamental. A nova Constituição Federal foi um marco na proteção ambiental, por preceituar, ainda, o direito de todos a um ambiente ecologicamente equilibrado, bem como o dever comum e do Poder Público de preservá-lo e defendê-lo para presentes e futuras gerações (CAPELLARI e CAPELLARI, 2018).

Além disso, a Constituição da República Federativa do Brasil de 1988 realçou a essencialidade da descentralização do sistema gestor, determinando que os rios cujos cursos ultrapassassem a fronteira de um Estado fossem de domínio e responsabilidade federal e os rios com extensão contida no próprio Estado dos poderes estaduais (MARTINS, 2012).

Relativo à governança como aparato conceitual que abarca uma nova concepção da água, faz-se importante ressaltar que a mesma se deu mediante a implementação da Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, reconhecida como Lei das Águas. A referida Lei, instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH) (BRASIL, 1997), o qual compreende instâncias participativas de formulação e deliberação (conselhos e comitês de bacias), de formulação de políticas governamentais (secretarias de Estado e Ministério do Meio Ambiente – MMA) e de implementação e regulação (ANA, órgãos gestores e agências de água) (ANA, 2013).

Em se tratando da Lei das Águas, conforme consta em seu art. 2º, seus objetivos são:

- a) assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, com padrões de qualidade para o respectivo uso; b) o uso racional e integrado dos recursos hídricos, visando o desenvolvimento sustentável; c) a prevenção e a defesa contra eventos hidrológicos críticos, tanto de origem natural como os decorrentes do uso inadequado dos recursos naturais e d) encorajar e fomentar a captação, a preservação e o aproveitamento de águas pluviais (inciso incluído pela Lei Federal nº13.501 de 30 de outubro de 2017) (BRASIL, 1997; BRASIL, 2017).

Dessa forma, segundo Granziera (2019), para alcançar os objetivos supracitados, a Lei nº 9.433/97 definiu instrumentos de gestão, sustentados pelo princípio da subsidiariedade, com vistas a descentralização do poder e considerados interdependentes e complementares. Sendo tais instrumentos: os Planos de Recursos Hídricos, o Enquadramento dos corpos de água em classes segundo os usos preponderantes, a Outorga dos direitos de uso de recursos hídricos e a Cobrança pelo uso de recursos hídricos, sempre com base no Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos. Além disso, quanto à caracterização das atribuições dos instrumentos citados, na perspectiva conceitual do autor, cabe a eles a responsabilidade de planejar, regular e controlar o uso, a preservação e a recuperação dos recursos hídricos.

No que tange à implantação dos referidos instrumentos, Totti (2009) elucida que se trata de um processo organizativo social que demanda a participação e a concordância dos diversos atores envolvidos. Em suma, os instrumentos estão interligados, o que representa um aspecto relevante quando se pretende introduzir uma adequada gestão dos recursos hídricos.

Como mencionado, a Política Nacional de Recursos Hídricos foi instituída pela Lei nº 9.433 de 1997. Esta detém, no âmbito federal, os princípios que incorporam o uso múltiplo das águas e descentralização do gerenciamento do setor, facultando que as decisões sejam tomadas com a participação dos usuários, do poder público e da comunidade (GONÇALVES, 2020; CASARIN, 2017).

Ainda no que se refere à Política Nacional de Recursos Hídricos, destaca-se que ela está edificada sobre seis fundamentos, sendo eles:

I. a água é um bem de domínio público; II. a água é um recurso natural limitado, dotado de valor econômico; III. em situações de escassez, o uso prioritário dos recursos hídricos é do consumo humano e da dessedentação de animais; IV. a gestão dos recursos hídricos deve sempre proporcionar o uso múltiplo das águas; V. a bacia hidrográfica é a unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos; VI. a gestão dos recursos hídricos deve ser descentralizada e contar com a participação do Poder Público, dos usuários e das comunidades (BRASIL, 1997).

Partindo desse pressuposto, reitera-se o quinto fundamento supradito, uma vez que uma das formas de descentralização de cunho geográfico toma por base as bacias hidrográficas (ANA, 2020), as quais, segundo Vilaça *et al.* (2009), vêm sendo adotadas como unidades físicas de avaliação, reconhecimento e caracterização, de modo a subvencionar a abordagem sobre os recursos hídricos, elementos esses que serão discutidos a seguir.

3.2.1 Bacia Hidrográfica como unidade de estudo

Entende-se por bacia hidrográfica o compartimento geográfico natural demarcado por divisores topográficos (SILVA, 1995). O termo ‘bacia hidrográfica’ refere-se, ainda, a uma área da superfície terrestre drenada superficialmente por um curso d’água principal e seus afluentes, tal que toda a vazão efluente é descarregada através da saída da bacia, denominada exutório. No que concerne tais ambientes, ressalta-se que neles se corrobora

a visão conjunta do comportamento das condições naturais e das atividades antrópicas, uma vez que, sobre esses territórios, todas as atividades humanas são desenvolvidas (VILLELA e MATOS 1975).

No Brasil, como anteriormente abordado, a adoção das bacias hidrográficas como unidade territorial de gestão das águas, se deu a partir da aprovação da Lei Federal nº 9.433 de 8 de janeiro de 1997 (BRASIL, 1997). Todavia, essa escala territorial já havia sido consolidada como a unidade básica de planejamento do uso, da conservação e da recuperação dos recursos naturais, no artigo 20 da Política Agrícola, instituída pela Lei nº 8171 de 17 de janeiro de 1991 (ANA, 2019).

A Lei das Águas implicou em um avanço no processo de gestão, definindo a bacia hidrográfica como unidade territorial para implementação da PNRH e atuação do SINGREH; inseriu modernos instrumentos, princípios de gerenciamento de recursos hídricos; bem como, estabeleceu que a gestão deve sempre proporcionar o uso múltiplo das águas, e que deve ser executada de maneira integrada, descentralizada e participativa, considerando as diversidades físicas, bióticas, demográficas, econômicas, sociais e culturais das diversas regiões do País (BRASIL, 1997).

Portanto, as bacias hidrográficas tornaram-se indispensáveis para a efetivação da gestão e planejamento, representando unidades territoriais detentoras de um ordenamento espacial próprio, sobretudo, a partir da instituição dos Comitês de Bacias Hidrográficas (CBH) como parte integrante do Sistema de Gerenciamento de Recursos Hídricos (LOPES *et al.*, 2015).

A respeito do comportamento de uma bacia hidrográfica ao longo do tempo, é importante ressaltar que este se dá em virtude de dois fatores, o primeiro refere-se à ordem natural, sendo esse o responsável pela inclinação do meio à degradação ambiental; o segundo, em contrapartida, surge devido às interferências das atividades humanas, podendo agir de forma direta ou indireta no funcionamento da bacia. Destaca-se que a adoção de medidas, tal qual a subdivisão de uma dada bacia hidrográfica de maior ordem em seus componentes (sub-bacias hidrográficas), viabiliza, por exemplo, a identificação, o controle e o estabelecimento de prioridades para a atenuação ou mitigação de eventuais impactos ambientais (VILAÇA *et al.*, 2009).

Henry-Silva & Camargo (2000) compreendem que as bacias hidrográficas vêm sendo constantemente empregadas como modelos holísticos tencionados, sobretudo, para a compreensão dos ambientes aquáticos. O principal argumento favorável à afirmação mencionada diz respeito ao fato de que estes territórios abrangem concomitantemente aos

recursos hídricos, aspectos de vegetação, geologia, clima, uso e ocupação do solo, que subsidiam a formação de um mosaico de subsistemas funcionais interligados por processos bióticos e abióticos.

Tundisi (2003) utiliza da argumentação de que os aspectos elencados contribuem com a execução de estudos interdisciplinares essenciais para a gestão dos recursos hídricos. Outrossim, no dizer de Bordallo (1995), utilizar as bacias hidrográficas como unidade de estudo tem por fim projetar, interceder, executar e manusear formas mais convenientes para explorar os recursos naturais nelas dispostos. Nesse contexto insere-se o monitoramento ambiental, o qual viabiliza o estabelecimento de estratégias de utilização, gestão, controle e conservação do meio natural.

3.3 Monitoramento da qualidade dos corpos hídricos

Alcançar a gestão integrada dos recursos hídricos requer um acompanhamento sistemático da água que abarque informações referentes à sua qualidade e quantidade. Fundamentado nessa afirmação, o monitoramento da qualidade das águas ascende como fator primordial para uma eficiente gestão das águas, ofertando subsídios para as ações de planejamento, outorga, fiscalização e enquadramento dos corpos hídricos (ANA, 2014).

Monitoramento ambiental pode ser definido como o acompanhamento e conhecimento sistemático das condições dos recursos naturais, do meio físico e biótico, tencionado à melhoria, manutenção ou reestabelecimento da qualidade ambiental de um dado território, qualidade esta que, por vez, relaciona-se ao controle de variáveis ambientais, que eventualmente são alteradas, em função de ações antrópicas ou de transformações naturais. Destaca-se ainda que, monitorar as condições ambientais do meio natural permite avaliar a oferta hídrica, a qual consolida as decisões que incluem o aproveitamento múltiplo e integrado das águas e a redução de perturbação ou pressão ao meio ambiente (MMA, 2009).

De acordo com Lamparelli (2004), o referido acompanhamento sistemático implica no estabelecimento de séries históricas de dados, cuja interpretação, viabiliza uma maior compreensão acerca da evolução temporal da qualidade ambiental e sua conexão com outros fenômenos, facultando assim, a garantia de proteção e melhoria da qualidade ambiental mediante o desenvolvimento de ações de controle, fiscalização, investimentos ou de legislações específicas.

No tocante ao monitoramento da qualidade da água, segundo Maia *et al.* (2019), sua ascensão se deu em virtude da necessidade de assegurar a viabilidade das diversas finalidades de utilização dos recursos hídricos, influenciando diretamente na gestão deste recurso e na busca por soluções de conflitos pelo seu uso. O monitoramento da qualidade da água se constitui um processo de amostragem, determinação de parâmetros de interesse e de armazenamento de dados considerando as principais características dos ambientes aquáticos. Em face do exposto, os autores ressaltam que, concomitante à avaliação da qualidade da água, a implementação do monitoramento, incide ainda no fortalecimento do controle, planejamento e gestão das águas.

Um aspecto importante a ser considerado na avaliação da qualidade da água em um corpo hídrico refere-se à execução do monitoramento ao longo do tempo e do espaço por meio da aquisição de dados físicos, químicos e biológicos, com vistas na aquisição de informações necessárias para a realização de análises com tendências de curto e longo prazo (ALVES *et al.*, 2018).

Oliveira (2004) descreve que o monitoramento ao longo do espaço, avalia o comportamento de parâmetros de qualidade previamente estabelecidos, em pontos determinados nos trechos de um mesmo corpo hídrico. Tal avaliação facilita a identificação de trechos críticos, nos quais a qualidade da água esteja significativamente comprometida, devido à, por exemplo, fatores meteorológicos, lançamentos poluidores ou alterações na vazão. Quanto ao monitoramento temporal o autor define que, este permite acompanhar a tendência de variações na qualidade da água, deste modo, o levantamento de dados permite que as condições verificadas para a qualidade da água ao longo do tempo possam, sempre que necessário, subsidiar eventuais manutenções.

Para Bessa (1998), no que tange a duração do monitoramento, o mesmo pode-se distinguir em dois tipos. O primeiro consiste no monitoramento sistemático de longa duração e compreende um padrão de medidas, observações, avaliações e em relatórios dos corpos hídricos objetivando definir níveis e tendências. O segundo, intitulado “*survey*” de duração definida, contém programas intensivos, avaliações e relatórios de qualidade ambiental com finalidades específicas.

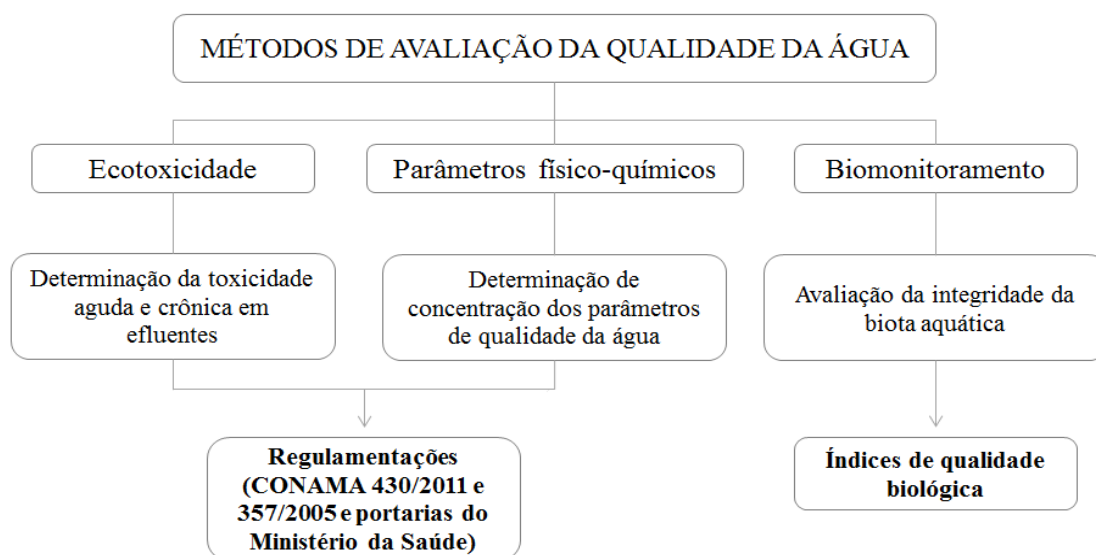
Conforme estabelecido pela Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA), a qual foi disciplinada pela Lei nº 6.938 de 31 de agosto de 1981, monitorar a qualidade dos recursos hídricos é atribuição legal dos órgãos da administração pública responsáveis pela proteção e melhoria da qualidade ambiental dos recursos hídricos (BRASIL, 1981).

Segundo a ANA (2011), o monitoramento é ainda primordial para o estabelecimento de políticas ambientais, considerando que tais procedimentos garantem a aquisição de informações sobre as condições do ambiente aquático que sustentam. Por exemplo, um dos instrumentos de gestão estabelecidos pela Política Nacional de Recursos Hídricos, é o enquadramento dos corpos d'água em classes, o qual foi definido Conselho Nacional de Meio Ambiente, por meio da Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005 (BRASIL, 2005).

Especificamente no Brasil, a CONAMA nº 357/2005 consiste em um instrumento legal responsável pela classificação dos corpos d'água para o seu enquadramento e pelo estabelecimento das condições e padrões de lançamento de efluentes. Para isso, a resolução estipula valores que determinam os limites máximos para parâmetros considerando as demandas de usos das águas. A normativa determina ainda que, cabe ao poder público realizar a seleção, o monitoramento, a análise e a avaliação periódica dos parâmetros de qualidade de água, os quais devem ser compatíveis com os valores estabelecidos pela legislação (BRASIL, 2005).

Em geral, a avaliação da qualidade da água se dá a partir da análise dos parâmetros físicos e químicos dos corpos d'água, da toxicidade de efluentes industriais e domésticos e da degradação dos ecossistemas aquáticos, tal como representado na Figura 1 (BEM, 2015).

Figura 1 - Descrição dos principais métodos para avaliação da qualidade da água.



Fonte: Adaptado de Bem, 2015.

Os dados advindos dos parâmetros físico-químicos representam a qualidade da água no instante da coleta e ofertam resultados quantitativos que devem ser comparados

com os valores estipulados pelas resoluções CONAMA 430/2011 e 357/2005 e portarias do Ministério da Saúde, como a Portaria de Consolidação N° 5 de 28 de setembro de 2017, a qual, em seu Anexo XX, dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e padrões de potabilidade (BRASIL, 2005; BRASIL, 2011; BRASIL, 2017).

As análises de toxicidade, por sua vez, são exigências da CONAMA 430/2011, que, em seu Art. 3º, estabelece que: “Os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente nos corpos receptores após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostos nesta Resolução e em outras normas aplicáveis”. A resolução dispõe ainda que, “os responsáveis pelas fontes poluidoras dos recursos hídricos deverão realizar o monitoramento para controle e acompanhamento periódico dos efluentes lançados nos corpos receptores, com base em amostragem representativa dos mesmos” (BRASIL, 2011).

O monitoramento da qualidade da água também pode ser executado com a utilização da biota aquática, todavia, ao contrário das análises supraditas, o monitoramento biológico consiste em uma avaliação qualitativa, não possuindo, assim, valores de referência para comparação ou contemplação legal (BEM, 2015).

Em face do exposto, é preciso acentuar que as análises dos parâmetros físicos e químicos dos corpos d’água, preconizadas por aparatos legais e executadas correntemente no cenário nacional, são, em suma, onerosas e demandam um maior limite temporal de amostragem para atribuir as causas e os efeitos dos processos degradativos, uma vez que o monitoramento com esta composição se refere a uma avaliação imediata que pode diferir da situação altamente dinâmica que ocorre nos ecossistemas aquáticos (WHITFIELD, 2001).

Considerando ainda as referidas análises, outro importante ponto a ser discutido trata-se do fato de que elas não são apropriadas para a indicação e predição dos efeitos deletérios na biota, ou seja, são pouco eficientes na detecção de alterações na diversidade de habitats e micro habitats e na determinação das consequências da alteração da qualidade de água sobre as comunidades biológicas (BARSIGNE *et al.*, 2006).

Ademais, diversos autores, tais quais Pratt e Coler (1976) e Arias *et al.* (2007) usam da argumentação de que o monitoramento tradicional, baseado em características físicas, químicas e bacteriológicas, não atende toda a complexidade envolta pelos usos múltiplos da água.

Ante o exposto, amplia-se a necessidade da adoção de uma abordagem integrada que contribua para a gestão dos recursos hídricos e para o controle ambiental de riscos ecológicos provenientes de atividades antrópicas, de modo que as condições ambientais sejam devidamente reveladas e os ecossistemas aquáticos tenham sua integridade mantida (GOULART e CALLISTO, 2003).

3.4 Bioindicadores de qualidade dos corpos hídricos

O biomonitoramento, ou monitoramento biológico, é geralmente definido como o uso sistemático de organismos vivos na determinação das condições ou modificações ambientais de um dado território (LI *et al.*, 2010), a partir da aplicação de diferentes protocolos de avaliação, índices biológicos e multimétricos (BARBOUR *et al.*, 1999).

Segundo Panizon (2016), as análises biológicas fazem o uso de métodos de levantamento das espécies, visando compreender as condições ambientais prevalentes. A afirmativa se justifica pelo fato de que os organismos bioindicadores são sensíveis a perturbações, permitindo elucidar diversas questões ambientais através da comunidade analisada.

A referida prática teve sua ascensão baseada na necessidade de complementar informações advindas das análises já executadas, consideradas insuficientes para descrever de modo integral o nível de qualidade dos corpos hídricos (BAPTISTA, 2008), e tem proporcionado, segundo Dornfeld (2006), melhorias no diagnóstico das condições dos recursos hídricos, quando realizada concomitantemente à avaliação dos parâmetros físicos e químicos da água, sobretudo, pelas características complementares e convergentes que ambas as técnicas apresentam.

De acordo com Danze e Vercellino (2018), a junção de ambos os métodos permite detectar ondas tóxicas intermitentes agudas, lançamentos crônicos contínuos e fontes de poluição difusa e fornece informações referentes aos efeitos antropogênicos no meio ambiente e nos seres vivos, salientando, assim, aspectos positivos para sua aplicação em escala regional.

No monitoramento biológico em ecossistemas fluviais, as medições podem ser selecionadas a partir de qualquer nível de organização biológica (suborganismo, organismo, população, comunidade e ecossistema); todavia, historicamente os métodos ecológicos e níveis mais elevados de organização, como populações, comunidades e ecossistemas, têm sido amplamente utilizados (LI *et al.*, 2010).

Em se tratando dos métodos de aplicação do biomonitoramento, sobleva-se que estes compreendem o levantamento e a avaliação das mudanças relacionadas à abundância de espécies e índices de diversidades, tais quais a redução ou ausência dos mais sensíveis ou riqueza dos mais resistentes; índices de produtividade primária e secundária; e sensibilidade a níveis de concentrações de compostos ou substâncias tóxicas (Barbour *et al.*, 1999).

Neste contexto e considerando os dizeres de Brown Jr. (1997), mediante modificações nas proporções de determinados recursos, alguns componentes especialistas sensíveis podem vir a se tornar mais escassos, ao passo que outros generalistas aparecem, refletindo assim na composição e estrutura dos bioindicadores.

Bioindicador, segundo Markert *et al.* (1997), é um organismo, parte de um organismo ou uma comunidade de organismos, com informações sobre a qualidade do meio ambiente, ou parte dele. Os autores complementam ainda que um indicador biológico “ideal” deve ter pelo menos as seguintes características: solidez taxonômica; distribuição ampla ou cosmopolita; baixa mobilidade; características ecológicas bem conhecidas; abundância numérica; adequação para experimentos de laboratório; alta sensibilidade a estressores ambientais; alta capacidade de quantificação e padronização.

As respostas advindas de um indicador biológico podem ser atribuídas ao impacto de um dado contaminante. Isto posto, salienta-se que os bioindicadores acumulam os agentes tóxicos, em proporções similares ao nível de concentração deste no meio ambiente, além de evidenciarem seu período de exposição ao estressor ambiental, mediante análises capazes de estimar as concentrações ambientais do composto de interesse no tecido dos organismos coletados (QUEIROZ *et al.*, 2008).

Goulart e Callisto (2003) e Li *et al.* (2010) elucidam que os bioindicadores mais utilizados são aqueles que indicam não apenas as interações de longo prazo, mas também reagem a alterações repentinas, tais quais as mudanças de estação e ciclos de chuva-seca, estresses hídricos e introdução de poluentes. Os autores destacam que nestas condições, existem vários grupos de indicadores, sendo as comunidades planctônicas, bentônicas e ícticas as mais frequentemente escolhidas para serem focos de estudos e análises.

O uso dos bioindicadores é brevemente pontuado pela Resolução CONAMA 357/2005, a qual visa considerar, em um de seus preceitos, que “a saúde e o bem-estar humano, bem como o equilíbrio ecológico aquático, não devem ser afetados pela deterioração da qualidade das águas” (BRASIL, 2005), justificando a essencialidade de avaliar as comunidades biológicas para a manutenção da integridade dos ecossistemas

aquáticos (SILVEIRA *et al.*, 2004). Todavia, a legislação supracitada, que, por sua vez, classifica os cursos d'água mediante padrões e valores máximos e mínimos permitidos para os parâmetros físico-químicos, não compreende informações equivalentes à dinâmica de interação dos organismos bioindicadores de qualidade da água (PIMENTA *et al.*, 2016).

Embora o biomonitoramento e a utilização de organismos bioindicadores não estejam devidamente enquadrados como variáveis no monitoramento dos corpos hídricos em legislações ambientais da União, ou ainda que, os reduzidos registros históricos de dados taxonômicos sobre a fauna nativa surjam como um fator que dificulta o desenvolvimento de pesquisas voltadas para o monitoramento biológico (QUEIROZ *et al.*, 2008), diversos estudos e grupos de pesquisa vêm adotando a abordagem de avaliações biológicas. Como exemplo, dá-se destaque ao estudo demandado pelo CBH do Rio das Velhas no Estado de Minas Gerais, intitulado “Biomonitoramento da Ictiofauna e Monitoramento Ambiental Participativo na Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas” (FUNDEP, 2017).

Em que pese as informações expostas, dentre outras não mencionadas, salienta-se a necessidade de revisar a legislação ambiental pertinente à qualidade da água, para que esta contemple as inter-relações da qualidade da água com parâmetros físico-químicos e os bioindicadores, de modo que tais métodos sejam adotados pelos órgãos e/ou divisões de licenciamento ambiental, bem como incentivar o desenvolvimento de estudos que abordem a questão da avaliação biológica da qualidade ou condição dos ecossistemas fluviais, visando atingir um nível satisfatório de conhecimento (GOULART e CALLISTO, 2003; PIMENTA *et al.*, 2016).

3.4.1 *Macroinvertebrados bentônicos*

Denominam-se bênticos ou bentônicos, os organismos que fazem parte dos bentos, terminologia que, por sua vez, advém do grego “*benthos*” que significa fundo. Assim, pontua-se que tais organismos habitam as profundidades de ecossistemas aquáticos, por, pelo menos, parte do seu ciclo de vida, estando associados a diversos tipos de substratos orgânicos e inorgânicos, como, em macrófitas aquáticas, folhiços ou em substratos de rocha, cascalhos e areias (SONODA, 2009; ROSENBERG e RESH, 1993).

Usualmente, a comunidade bentônica é dividida em concordância com a sua posição na cadeia trófica, seu modo de vida, ou seu tamanho. Posto isto, têm-se os zoobentos, que compreendem os organismos consumidores, sendo estes animais

vertebrados ou invertebrados associados ao sedimento e os fitobentos, classificados como produtores primários, a exemplo de algas ou gramíneas que colonizam a superfície dos sedimentos. Quanto ao modo de vida, os bentos são classificados mediante sua posição no sedimento, dessa forma, aqueles que vivem, se locomovem e se alimentam na camada superficial são denominados epifaunais, enquanto aqueles que vivem enterrados ou em galerias são intitulados infaunais (BISCALQUINI, 2018; PANIZON, 2016).

Como mencionado, estes organismos se dividem ainda em função de seu tamanho. De acordo com a classificação baseada no tamanho da malha utilizada para separar tais organismos do sedimento, os organismos menores que 32 μm não retidos em tela, como bactérias, protozoários e microalgas, pertencem aos microbentos, já aqueles com tamanho superior a 62,5 μm , a exemplo dos nematóides, copépodes, harpacticóides, tardígrados, são classificados como meibentos e, finalmente, os organismos maiores que 500 μm , retidos por peneira de malha de 0,5 mm, representados principalmente por poliquetas, moluscos, crustáceos, equinodermos e poríferos são denominados macrobentos (WARWICK, 1993, HOLME e MCINTHYRE, 1984).

Os macroinvertebrados bentônicos são componentes fundamentais na cadeia alimentar aquática, capazes de interligar a matéria orgânica e os recursos nutricionais, como serrapilheira, algas e detritos, aos níveis tróficos mais elevados (WALLACE e WEBSTER, 1996).

A fauna bentônica possui alta diversidade taxonômica e é representada principalmente por organismos pertencentes aos filos Arthropoda (Classe Insecta, Suordem Prostigmata e Subfilo Crustacea), Mollusca (Classe Gastropoda e Classe Bivalvia), Annelida a (Subclasse Oligochaeta e Subclasse Hirudinea). Destes, a classe Insecta é a mais numerosa e diversificada, sendo ainda a de maior importância em abordagens de monitoramento (BEM, 2015).

Historicamente, os bentos têm mostrado sua eficiência no monitoramento e avaliação de impactos ambientais. Dentre as principais vantagens em se utilizar os macroinvertebrados bentônicos no biomonitoramento de ecossistemas de rios e riachos se destaca a sua sensibilidade a uma diversidade de estressores ambientais. Ademais, a grande maioria desses organismos têm hábitos sedentários, sendo assim, representativos das condições ecológicas específicas do local (LI *et al.*, 2018).

Além de apresentar um estágio de vida sensível e relativamente longo, os macroinvertebrados bentônicos são abundantes e onipresentes, com uma ampla gama de níveis tróficos e tolerâncias à poluição, atributos que realçam sua capacidade de interagir

com os efeitos das variações ambientais de curto prazo, fornecendo, portanto, informações fortes para interpretar as condições ambientais do curso d'água analisado (HUTCHINSON *et al.*, 1998; LI *et al.*, 2010).

De acordo com Callisto *et al.* (2001), as comunidades bentônicas necessitam de um determinado período para estabelecer suas populações, as quais, por vez necessitam de condições ambientais próprias para a sua permanência no meio. Ante o exposto, Goulart e Callisto (2003) dissertam que, relativo à tolerância dos bentônicos a adversidades ambientais, é lícito frisar que os mesmos podem ser separados em três grupos, salvo exceções, sendo eles, organismos sensíveis ou intolerantes, tolerantes e resistentes.

O primeiro grupo é representado por organismos que necessitam de altas concentrações de oxigênio dissolvido nos corpos d'água e que habitam ambientes com elevada diversidade de habitats e microhabitats, a exemplo dos Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera. O segundo grupo, por sua vez, compreende organismos que dependem de concentrações de oxigênio inferiores ao primeiro, exige uma menor diversidade de habitats e microhabitats e é formado por uma variedade de insetos aquáticos e invertebrados, como moluscos, bivalves, algumas famílias de Diptera e representantes das ordens Heteroptera, Odonata e Coleoptera (GOULART e CALLISTO, 2003).

Finalmente, o terceiro grupo é integrado por organismos extremamente tolerantes a alterações no ambiente, capazes de habitar corpos hídricos em condição de depleção total de oxigênio por várias horas e são ainda, organismos detritívoros, favorecendo assim, sua adaptação aos mais diversos ambientes, a exemplo, têm-se larvas de Chironomidae, de Diptera e toda a classe Oligochaeta (GOULART e CALLISTO, 2003).

É importante ressaltar que, a proporção de cada grupo funcional no ambiente elucida a integridade e as características do ecossistema, neste sentido, locais poluídos compreendem, geralmente, uma baixa diversidade de espécies e elevada densidade de organismos tolerantes (CALLISTO *et al.*, 2001).

Existe uma série de fatores, além das condições de degradação, capazes de influenciar diretamente na riqueza e abundância das associações macrobentônicas, entre eles se destacam a correnteza, o tipo de substrato, a vegetação e temperatura (OLIVEIRA *et al.*, 2009). Tais fatores, segundo Clarke e Warwick (2001), assim com os demais distúrbios ou alterações ambientais, podem resultar em variações na densidade, riqueza e composição das espécies.

Em suma, sendo verificado, por exemplo, o desmatamento da vegetação ripária, ressalta-se que os organismos classificados como fragmentadores seriam os menos abundantes, em virtude da menor disponibilidade de folhas disponíveis para alimento, todavia, organismos intitulados coletores e filtradores seriam identificados em maior abundância, devido ao maior aporte de matéria orgânica em suspensão, oriunda de eventuais erosões das margens do rio (EMBRAPA, 2004).

Como o desmatamento das margens, as características hidrológicas de um dado curso d'água também se fazem relevantes na distribuição e colonização das espécies bentônicas, as quais podem vir a ser influenciadas pelo regime de vazões. Conquanto, há de se considerar a habilidade e a resiliência dos ambientes aquáticos em resistir a determinadas perturbações hidrológicas e/ou de qualidade, antropogênicas ou naturais, o que faz com que os efeitos da vazão sejam pouco atribuídos ao monitoramento com uso de macroinvertebrados bentônicos (BAPTISTA, 2008).

Em se tratando da medição da integridade biótica aquática, segundo Silva *et al.* (2011), essa pode advir de mudanças na abundância, diversidade e composição de táxons da comunidade. Como apontado pelos autores, devido a alterações nos cursos d'água, alguns organismos podem vir a se tornar mais escassos, enquanto outros adquirem hábitos mais generalistas. Em função disso, diversos índices ecológicos podem ser aplicados para auxiliar na interpretação dos dados qualitativos oriundos do biomonitoramento. Segundo Alba-Tercedor (1996), os índices de qualidade biológica surgem como uma ferramenta de primeira magnitude para inferir a qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos, sendo o *Biological Monitoring Working Party System* (BMWP), proposto em 1976, na Grã-Bretanha, para diversas bacias hidrográficas no mundo, um dos índices mais utilizados.

Estudos sobre o uso potencial de macroinvertebrados bentônicos têm sido amplamente relatados na literatura, a exemplo de Yin *et al.* (2013), os quais identificaram que o fluxo e a profundidade da água afetaram significativamente a distribuição do zoobentos na bacia do rio Wei, situado no centro-norte da República Popular da China; de Zhang *et al.* (2021), que descobriram em sua pesquisa que a heterogeneidade dos fatores ambientais desencadeou as diferenças na distribuição espacial das comunidades bentônicas, e Li *et al.* (2018), que verificaram que as características bentônicas e a diversidade funcional do ecossistema fluvial estudado, não foram apenas afetadas pelo uso da terra, mas também por variáveis ambientais físicas e químicas. Além desses, Li *et al.* (2010) constatou que, em ambientes aquáticos impactados direta ou indiretamente por

contaminantes, a riqueza e diversidade de espécies da comunidade bentônica é fortemente reduzida.

No Brasil, os primeiros trabalhos a utilizarem os macroinvertebrados bentônicos como indicadores de qualidade da água foram realizados na década de 1960 por Fittkau (1971) em lagoas da região amazônica e na represa de Americana por Strixino (1971) e Rocha (1972).

Atualmente, grande parte dos estudos que refletem metodologias similares às aqui propostas, têm sido desenvolvidos em sistemas lóticos localizados nas regiões sul e sudeste do país (BAPTISTA *et al.*, 2001). Como exemplo, é possível mencionar os estudos realizados em Minas Gerais (PAULA, 2008; SANTOS; CORREIA e SANTOS, 2016), no Paraná (PANIZON, 2016) e em Santa Catarina (RODRIGUES; TEIXEIRA e CAMPOS, 2005). Esses estudos são direcionados à comunidade de macrofauna bentônica sob diversas vertentes e aplicações, apresentando resultados congruentes aos esperados e confirmando o potencial bioindicador desses organismos.

3.4.2 Protocolo de Avaliação Rápida (PAR)

A caracterização dos atributos físicos dos rios simboliza uma preocupação emergente desde meados da década de 1980, em programas de monitoramento dos recursos hídricos, tais quais *Environmental Monitoring and Assessment Program* (EMAP) da Agência Ambiental dos Estados Unidos (EPA) e o *National Water Quality Assessment Program* (NAWWA) do Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS). Esses programas reúnem a medição de uma série de características, as quais avaliadas em conjunto, permitem caracterizar a estrutura física dos segmentos de um determinado rio e de sua planície de inundação. Ante o exposto, as agências ambientais dos Estados Unidos e da Grã-Bretanha adotaram avaliações visuais qualitativas mais rápidas para indicar o nível de qualidade física global de um dado habitat (RODRIGUES e CASTRO, 2008).

Ainda hoje, problemas nos dados da qualidade da água e deficiências nas redes de monitoramento induzem os pesquisadores a reavaliarem os procedimentos utilizados e pensarem na adoção de métodos complementares que potencializem os dados referentes ao real estado dos cursos d'água sob avaliação (RODRIGUES e CASTRO, 2008). Assim, os PAR's se inserem neste contexto como instrumentos úteis, pois consideram a análise integrada dos ecossistemas, por meio de uma metodologia fácil, viável e de simples aplicação (BARBOUR *et al.*, 1999).

Por definição, os PAR's são documentos de referência que agregam uma série de padrões metodológicos adequados à avaliação rápida, qualitativa ou semi-qualitativa, de variáveis que representam componentes físicos condicionantes dos processos ecológicos dos sistemas fluviais (CALLISTO *et al.*, 2002). Em suma, estes documentos compreendem uma espécie de “*check list*” que avalia parâmetros previamente determinados, podendo estes serem adaptados às condições ambientais locais, com vistas a obtenção de uma pontuação que equivale ao estado de conservação do curso d'água definido como objeto de estudo (BIZZO *et al.*, 2014).

Para o monitoramento da qualidade hídrica, as informações advindas dos PAR's, têm sua utilidade marcada por: sensibilizar a comunidade para questões de preservação ambiental, motivando, assim, a participação e a inserção das comunidades em discussões de cunho social, político e econômico; auxiliar no alerta imediato acerca da ocorrência de acidentes ambientais; permitir o estabelecimento de técnicas e métodos com vistas ao desenvolvimento de programas de biomonitoramento; e por oferecer avaliações das condições ecológicas dos cursos d'água e da bacia em que se insere, ou ainda, de sub-bacias adjacentes (HANNAFORD *et al.*, 1997).

A ascensão do uso dos PAR's se deu mediante a publicação do documento intitulado “*Rapid Bioassessment Protocols*” (RBP's), de autoria de Plafkin *et al.* (1989) e projetado para fornecer dados básicos da vida aquática para fins de gerenciamento da qualidade da água. Tal documento estabeleceu os primeiros protocolos capazes de atingir os objetivos iniciais de sua aplicação; todavia, ele pretendia alcançar um processo de autocorreção conforme o avanço da ciência, permitindo que seu refinamento ocorresse em concordância às especificidades regionais (BARBOUR *et al.*, 1999).

No Brasil, o supracitado refinamento surgiu com a adaptação do Protocolo de Avaliação Rápido, proposto por Hannaford *et al.* (1997) e pela Agência Nacional de Proteção Ambiental de Ohio (EUA) (EPA, 1987), às condições dos ecossistemas lóticos nos Estados de Minas Gerais e Rio de Janeiro, por estudos realizados por Callisto *et al.* (2002). Na nova concepção, o PAR elencou 22 questões que classificam os níveis de conservação dos ambientes e o nível de impacto das atividades antrópicas sobre os cursos d'água (CALLISTO *et al.*, 2002).

Para o monitoramento biológico, segundo Hannaford *et al.* (1997), metodologias como a adotada pelo PAR, que consideram as condições do meio físico, tais quais tipos de margens, sedimentos, presença de microhabitats e vegetação do entorno, são

essenciais, uma vez que a fauna aquática habitualmente apresenta exigências específicas de habitats que independem da qualidade da água.

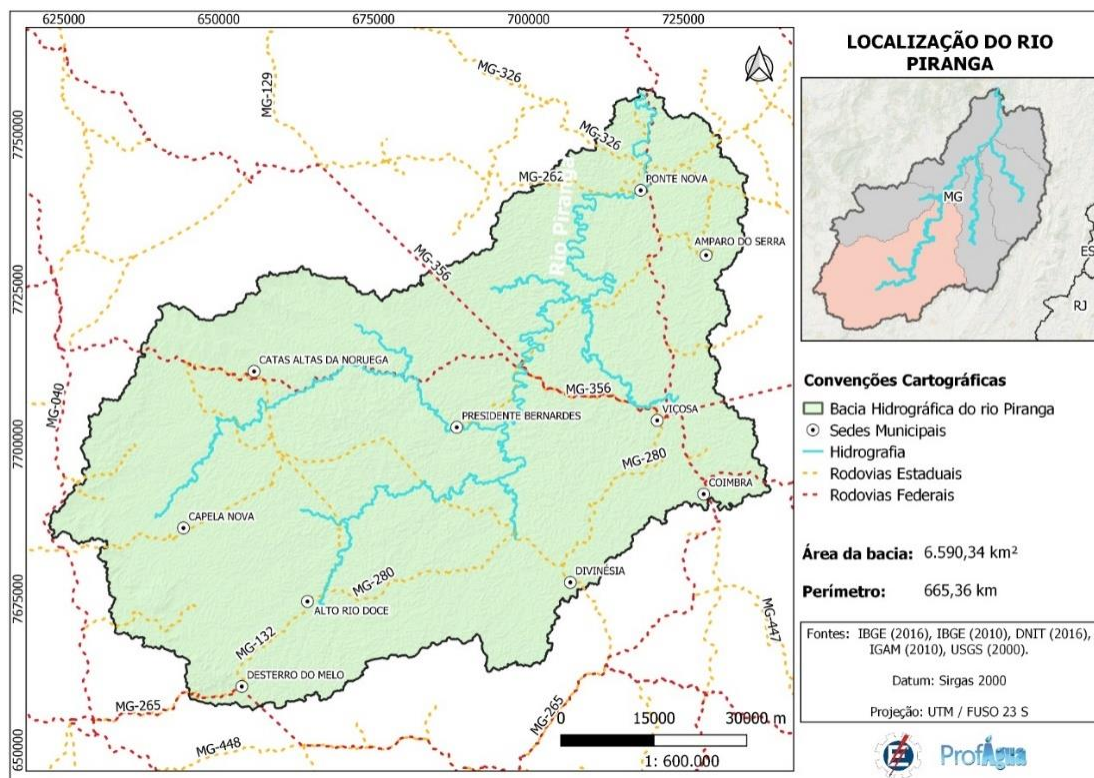
4. METODOLOGIA

4.1 Área de estudo

A área de estudo compreende a Bacia Hidrográfica do Rio Piranga, localizada na parte sudoeste da Bacia Hidrográfica do Rio Doce, abrangendo apenas a área de drenagem que tem início na nascente do rio Piranga/MG, localizada no município de Ressaquinha, até sua confluência com o rio do Carmo no município de Rio Doce/MG (FIGURA 2).

Amplamente inserida no Estado de Minas Gerais, a bacia ocupa uma área de aproximadamente 6.600 km² (TOLEDO, 2019; CAMARGO, 2012) e, concomitantemente às bacias do Rio Carmo, Rio Casca e Rio Matipó, a Bacia hidrográfica do Rio Piranga compõe a Unidade de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos do Rio Piranga (UPGRH DO1), pertencente, em âmbito federal, à Bacia Hidrográfica do Rio Doce (ECOPLAN-LUME, 2010).

Figura 2 – Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Piranga.



Fonte: Autora, 2021.

A bacia abrange os municípios de: Presidente Bernardes, Rio Espera, Senhora dos Remédios, Capela Nova, Caranaíba, Santana dos Montes, Itaverava, Lamim, Cipotânea, Coimbra, Cajuri, Dores do Turvo, Senador Firmino, Brás Pires, Alto Rio Doce, Catas Altas da Noruega, Piranga, Senhora de Oliveira, Porto Firme, Guaraciaba, Ponte Nova,

Amparo da Serra, Teixeiras, Viçosa, Oratórios, Divinésia e Paula Cândido. Além desses, Ressaquinha, Desterro do Melo, Mercês, Carandaí e Rio Pomba possuem uma pequena parte de seus territórios dentro da área de drenagem da bacia, tendo pouca relevância na mesma (ECOPLAN-LUME, 2010).

Entre as suas principais vias, destacam-se a BR-120, a qual atravessa Viçosa e Ponte Nova no sentido Norte-Sul, a BR-482 que atravessa a bacia no sentido Leste-Oeste, ligando os municípios de Viçosa e Conselheiro Lafaiete, e a MG-124, que por vez, liga a BR-482 a Ubá (CAMARGO, 2012).

Ainda de acordo com Camargo (2012), a Bacia Hidrográfica do Rio Piranga caracteriza-se por ser uma bacia muito bem drenada. Segundo o autor, os principais afluentes do rio Piranga pela margem direita são os rios Xopotó e Turvo Limpo e os ribeirões Oratórios, Teixeiras e Vau-Açu, e pela margem esquerda, o rio Bacalhau e os ribeirões Mata-Cães, Água Suja e Manja Léguas.

O Rio Piranga nasce na Serra da Mantiqueira, no município de Ressaquinha, e, ao se encontrar com Rio do Carmo, no município de Santa Cruz do Escalvado/MG, à latitude -20.276135° e longitude -42.915632° formam o Rio Doce, um dos principais afluentes na formação da Bacia Hidrográfica do Rio Doce (ECOPLAN-LUME, 2010). O rio possui uma extensão de 245,36 km e uma área de drenagem de aproximadamente 6.607,36 km² (IGAM, 2015) e, ao longo do seu curso, de acordo com Salomão *et al.* (2020), é possível verificar intensa atividade industrial e produtiva, incluindo produção mineral, à exemplo das atividades de produção da Mineradora Samarco, além de duas usinas hidrelétricas – UHE Brecha, no município de Guaraciaba, e PCH Brito, em Ponte Nova.

Segundo um estudo conduzido pela Universidade Federal de Viçosa (UFV) e Universidade Federal do Estado de Minas Gerais (UFMG), em parceria com a Fundação Renova, o território da Bacia do Rio Doce, este, que compreende em seu recorte a Bacia do Rio Piranga, é classificado como moderadamente degradado ou degradado em 83,3% da sua extensão. O estudo pontua ainda que, dentre as principais fontes de degradação da bacia do Rio Doce, têm-se a produção agropecuária, o descarte inadequado de efluentes e de resíduos sólidos, as queimadas, a mineração, a concentração industrial e as estradas rurais (UFMG; UFV; FUNDAÇÃO RENOVA, 2018).

No que se refere aos problemas ambientais identificados no limite da Bacia Hidrográfica do Rio Piranga, segundo dados disponibilizados pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM, 2008), os principais são a poluição; a redução da recarga do lençol freático; a ausência de drenagem das estradas rurais; o uso inadequado dos recursos

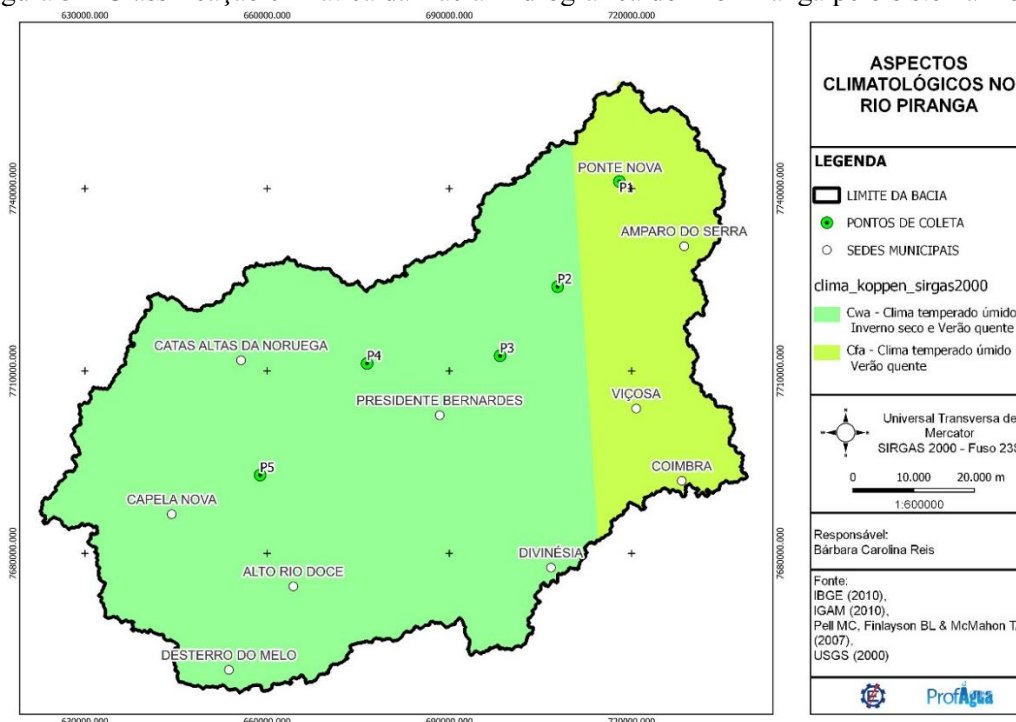
naturais; o extrativismo ambiental feito através do desmatamento, a produção de carvão e da extração de pedra e areia; a fiscalização ineficiente; a falta de mobilização social e o desestímulo dos produtores rurais em relação ao cuidado com o meio ambiente. Dá-se destaque ainda aos problemas de inundação urbana, recorrentes ao longo da bacia, originados principalmente pela degradação ambiental dos corpos hídricos e da ausência de ordenação no uso e ocupação destas áreas (LIMA, 2016).

Concernente aos fatores de ordem qualitativa dos recursos hídricos da bacia, é válido pontuar ainda que estes se relacionam diretamente com a recorrente ausência de tratamento de esgoto no território. Segundo dados disponibilizados pelo SNIS acerca das informações operacionais de esgoto no ano de 2018, dos 27 municípios cuja sede encontra-se inserida nos limites da bacia, apenas 4 realizam o tratamento total ou parcial do esgoto coletado (Senhora de Oliveira, Viçosa, Porto Firme e Guaraciaba), ao passo que os demais efetuam o lançamento do mesmo *in natura* nos corpos d'água (SNIS, 2019).

4.2 Clima

A caracterização do clima da Bacia Hidrográfica do Rio Piranga, de acordo com a classificação de Köppen (1918), pode ser visualizada na Figura 3, juntamente com os pontos de coleta, os quais serão descritos posteriormente.

Figura 3 – Classificação climática da Bacia Hidrográfica do Rio Piranga pelo sistema Köppen.



Fonte: Autora, 2021.

De acordo com a Figura 3, a Bacia do Rio Piranga possui duas áreas de tipologia climática, sendo elas, clima temperado úmido com inverno seco e verão quente (CWA), cujos maiores índices de precipitação ocorrem durante os meses mais quentes, e clima temperado úmido com verão quente (Cfa), tipologia esta que, não apresenta diferença significativa no nível de precipitação entre as estações, marcando a ausência da estação seca ao longo do ano.

No que se refere à precipitação pluviométrica, a bacia, em sua extensão apresenta média anual com variações entre 900 mm e 1.500 mm, e temperatura média anual em torno de 19°C, com variações entre 14°C (média das mínimas) e 26°C (média das máximas) (OLIVEIRA, 2016).

4.3 Uso e cobertura do solo

Para classificar o padrão de uso e cobertura do solo da Bacia Hidrográfica do Rio Piranga, foi utilizado o software QGIS 3.8 Zanzibar, com a utilização da base cartográfica digital do MapBiomas Coleção 5.0 (1985 a 2019), processada pixel a pixel com imagens do Satélite LANDSAT. Desta forma, foi possível quantificar o uso do solo em cinco classes principais, sendo elas, pastagem, formação florestal, agricultura e pastagem, floresta plantada e infraestrutura urbana.

4.4 Caracterização morfométrica

Nos estudos que visam identificar os efeitos de eventuais perturbações em bacias hidrográficas, a mensuração e a análise matemática da configuração da superfície terrestre são frequentemente utilizadas nas estimativas das características do território avaliado, viabilizando a demonstração de comparações entre a qualidade da água e as condições hidrológicas nos ecossistemas naturais e naqueles que sofrem com interferências antrópicas (SANTOS *et al.*, 2007). Nesse contexto, insere-se a caracterização morfométrica de bacias, cuja aplicação, em análises ambientais, tem realçado sua funcionalidade no subsídio de informações referentes à sensibilidade e a dinâmica ambiental local e regional (DORIGUEL *et al.*, 2015).

Sendo assim, dada a delimitação da Bacia Hidrográfica do Rio Piranga, foram extraídas informações correspondentes aos parâmetros morfométricos referentes às características específicas da sua rede de drenagem, da geometria da bacia, relevo e textura de drenagem.

4.4.1 Densidade hidrográfica

De acordo com Silva *et al.* (2002), alterações no sistema de drenagem de uma bacia podem ocorrer facilmente, bastando apenas alterações no gradiente de descarga do rio original. Neste contexto, Freitas (1952) pontua que a densidade hidrográfica (Dh) expressa a magnitude da rede hidrográfica, indicando a capacidade de geração de novos cursos d'água em função das características pedológicas, geológicas e climáticas do local (Freitas, 1952). Ademais, segundo Alves e Castro (2003), a densidade hidrográfica compara a área da bacia com a quantidade total de números de canais fluviais perenes, efêmeros e intermitentes mapeados. Assim, cabe pontuar que esse parâmetro está relacionado com a eficácia hídrica e a capacidade de gerar novos canais, sendo determinada pela equação que se segue:

$$Dh = \frac{N}{A} \quad (1)$$

Onde: Dh é a densidade hidrográfica (km/km²); N = Número de rios ou canais; A = Área da bacia (km²).

Lollo (1995) sugeriu a classificação da densidade hidrográfica em faixas de valores, tais quais representados na Tabela 1.

Tabela 1 - Classificação da densidade hidrográfica (Dh) de bacias.

Dh (km/km)	Denominação
< 3	Baixa
3 – 7	Média
7 – 15	Alta
> 15	Muito Alta

Fonte: Lollo (1995).

4.4.2 Índice de sinuosidade

Outro parâmetro analisado refere-se ao índice de sinuosidade (Is), o qual, segundo Batista *et al.* (2017), determina a velocidade de escoamento do canal mediante a relação entre o comprimento e a distância vetorial do canal principal, expressando, assim, a velocidade de escoamento do canal. Os autores complementam ainda que, quanto maior a sinuosidade, menor será a velocidade de escoamento do canal analisado, dado que valores próximos a 1,0 indicam que o canal tende a ser retilíneo, enquanto valores superiores a 2,0 sugerem canais mais tortuosos (LANA, 2001).

Para determinar o índice de sinuosidade (I_s), utilizou-se a equação exposta a seguir:

$$I_s = \frac{L}{dv} \quad (2)$$

Sendo: I_s o Índice de Sinuosidade (m), L o comprimento do canal principal (m) e dv a distância vetorial entre os pontos extremos do canal principal (m).

4.4.3 Ordem da bacia

Campos *et al.* (2015) elucidam que o parâmetro ordem, ou hierarquia fluvial, classifica uma bacia hidrográfica mediante seu grau de ramificações e/ou bifurcações. Para o presente estudo, utilizou-se a metodologia estabelecida por Strahler (1957), o qual discorre que os canais sem tributários são denominados de primeira ordem, os canais de segunda ordem são originados na confluência de canais de primeira ordem, os de terceira surgem da confluência de dois canais de segunda ordem, e assim sucessivamente. Logo, quanto maior a ordem da bacia, maior será também a ramificação do seu sistema de drenagem.

4.4.4 Coeficiente de compacidade

O coeficiente de compacidade (K_c) consiste na relação entre o perímetro da bacia e a circunferência de um círculo de área igual à da bacia. Em suma, o coeficiente de compacidade indica a tendência da bacia à ocorrência de eventos de cheias, à medida que se aproxima ou afasta da unidade. Neste contexto, quando o coeficiente apresenta valores iguais a 1.0, significa que se trata de uma bacia perfeitamente circular, ao passo que valores superiores se referem a bacias mais alongadas; assim, quanto menor o valor do índice de compacidade, maior a potencialidade de ocorrência de picos de enchente elevados (VILLELA e MATTOS, 1975).

A relação entre o perímetro de uma bacia hidrográfica e a circunferência de círculo de área se dá a partir da equação que se segue:

$$K_c = 0,28 \frac{P}{\sqrt{A}} \quad (3)$$

Onde: K_c é o coeficiente de compacidade, P é o perímetro (m) e A é a área de drenagem (m^2).

4.4.5 Fator de forma

O fator de forma (F) estabelece a relação entre a forma da bacia e a forma de um triângulo, considerando a largura média e o comprimento axial da foz até o ponto mais distante do espigão. Assim, uma bacia com fator de forma baixo, ou seja, com o valor mais distante da unidade, possui menor propensão a enchentes, uma vez que seu formato estreito e longo reduz a possibilidade da ocorrência de chuvas intensas, cobrindo, simultaneamente, toda a sua extensão (SANTOS *et al.*, 2012).

O fator de forma (F) corresponde à razão entre a área de bacia e o quadrado de seu comprimento axial, medido ao longo do curso d'água principal do exutório à cabeceira mais distante, tal qual descrito na Equação 4 (Villela e Matos, 1975):

$$F = \frac{A}{L^2} \quad (4)$$

Sendo: F o fator de forma ($m \cdot m^{-1}$), A a área de drenagem (m^2) e L o comprimento do eixo da bacia (m).

4.4.6 Densidade de drenagem

Segundo Horton (1945), a densidade de drenagem (Dd) reflete a relação entre o comprimento total de canais e a área da bacia, considerando desde os rios perenes até os temporários. O autor menciona que esta variável se relaciona diretamente com os processos climáticos atuantes na bacia e são capazes de indicar o grau de manipulação antrópica e a susceptibilidade a processos de erosão e inundação, uma vez que, tal qual observado por Christofolletti (1969), a depender dos valores obtidos, é possível determinar a capacidade de infiltração e estruturação dos canais inseridos no ambiente foco de análises.

A densidade de drenagem (Dd) foi obtida por meio da Equação 5 (FARIA *et al.*, 2018):

$$Dd = \frac{L_t}{A} \quad (5)$$

Em que: Dd é a densidade de drenagem (km/km^2), A a área de drenagem (km^2) e L_t o comprimento total de todos os canais (km).

Segundo Villela e Matos (1975), os valores referentes à densidade de drenagem podem variar entre $0,5 km/km^2$ e $3,5 km/km^2$, sendo que, quanto menor seu valor, mais pobre é seu sistema de drenagem.

4.4.7 Declividade e altitude

A declividade do terreno consiste na variação de altitude entre dois pontos do terreno e a distância horizontal que os separa (ANDRADE *et al.*, 2008). Para a obtenção dos dados de declividade, foi utilizado o modelo digital de elevação (MDE) gerado mediante diferentes bases de dados (SRTM e cartas topográficas), seguido da aplicação da função *slope*, disponível na extensão *Spatial Analyst* do ArcGIS 9.2. As classes de declividade foram separadas em seis intervalos distintos, em concordância à classificação sugerida pela Embrapa (1979), conforme representado a seguir:

Tabela 2 – Classificação de declividade.

Declividade (%)	Discriminação
0 – 3	Relevo Plano
3 – 8	Relevo Suavemente Ondulado
8 – 20	Relevo Ondulado
20 – 45	Relevo Fortemente Ondulado
45- 75	Relevo Montanhoso
> 75	Relevo Fortemente Montanhoso

Fonte: Embrapa, 1979.

No que concerne a caracterização altimétrica, salienta-se que esta foi determinada com o uso da base altimétrica do *Shuttle Radas Topography Mission* (SRTM) baixada do site webmapit.com/topodata do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), com resolução espacial de 30 m. A partir disso, através do *software* ArcGIS 9.2 realizou-se a classificação temática para apresentação do mapa.

4.5 Aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida - PAR

Considerando os objetivos da presente pesquisa, optou-se por aplicar, nos trechos de estudo da Bacia Hidrográfica do Rio Piranga, o Protocolo de Avaliação Rápida (PAR), proposto por Callisto *et al.* (2002), modificado da proposta de Hannaford *et al.* (1997) e da Agência Nacional de Proteção Ambiental de Ohio (EUA) (EPA, 1987).

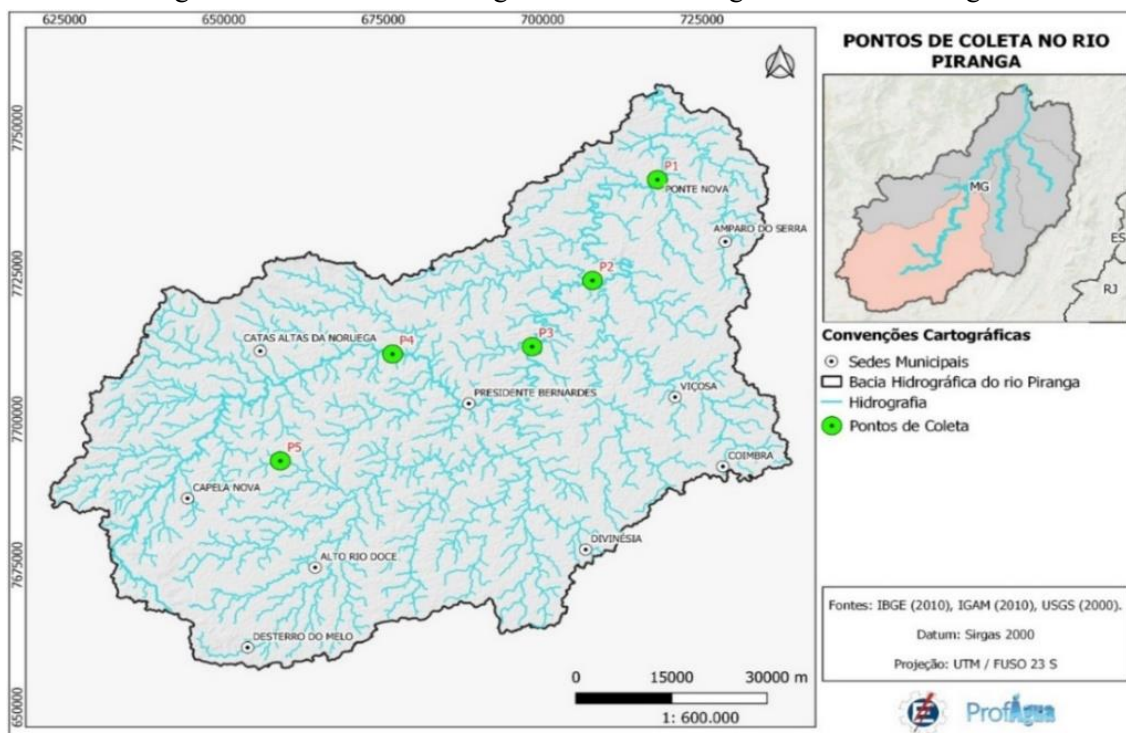
A saber, o referido protocolo se baseia na quantificação de 22 parâmetros (ANEXO A), dispostos em dois quadros, dos quais o primeiro visa avaliar as características dos trechos da bacia e os níveis de impactos ambientais, sendo este subdividido em categorias que variam de 0 a 4. Já o segundo quadro, busca avaliar as condições de habitats e o nível de conservação das condições naturais, com pontuação variando de 0 a 5 (CALLISTO *et al.*, 2002).

Após a definição da pontuação de cada parâmetro, efetuou-se o somatório de todas as pontuações obtidas, indicando, assim, o estado de conservação das condições ecológicas do trecho avaliado. Neste contexto, o resultado, para cada ponto de análise, segundo o PAR proposto por Callisto *et al.* (2002), classifica os trechos d'água como “impactados” (entre 0 e 40 pontos), como trecho “alterado” (entre 41 e 60 pontos) e como trecho “natural” (acima de 61). Assim, o resultado do protocolo pretende indicar o estado de conservação das condições ecológicas para cada um dos trechos estudados no interior da bacia, sendo que este, foi aplicado em cada visita aos pontos e no momento da amostragem.

4.6 Pontos de amostragem

Para determinação dos pontos de amostragens na Bacia Hidrográfica do Rio Piranga, realizou-se um estudo prévio de cartas geográficas da região, mapas e pesquisa ao Google Earth Pro®. Dessa forma, foram estabelecidos os pontos de coleta de amostras na bacia (FIGURA 4; TABELA 3), baseando-se na similaridade entre um ou mais pontos com incidência de perturbações antrópicas, a exemplo de despejos industriais, esgotos domésticos, águas de drenagem agrícola ou urbana; na definição de um ou mais pontos livres de perturbações; e, finalmente, na facilidade de acesso ao local.

Figura 4 – Pontos de amostragem na Bacia Hidrográfica do Rio Piranga.



Fonte: Autora, 2021.

Posteriormente, foi realizado, no dia 15 de janeiro de 2021, o reconhecimento dos locais antes de dar início aos trabalhos de coleta. Neste mesmo momento, os pontos foram caracterizados via o PAR, demarcados geograficamente e classificados quanto ao uso e a cobertura do solo (FIGURA 5; TABELA 3).

Tabela 3 – Localização e caracterização dos pontos de coleta da Bacia Hidrográfica do Rio Piranga.

Ponto	Localização	Coordenadas	Uso do solo
P1	Ponte Nova	20°24'55.0"S 42°54'38.5"W	Urbano
P2	Guaraciaba	20°34'21.9"S 43°00'22.3"W	Urbano
P3	Porto Firme	20°40'34.9"S 43°05'44.8"W	Pastagem/Urbano
P4	Piranga	20°41'21.44"S 43°18'20.15"W	Mata Nativa
P5	Rio Espera	20°51'26.5"S 43°28'23.1"W	Urbano

Fonte: Autora, 2020.

Figura 5 - Aspectos da ocupação do entorno dos cursos d'água da Bacia Hidrográfica do Rio Piranga.



Fonte: Autora, 2021.

Como pode ser observado na Figura 5, os pontos P1, P2 e P5, encontram-se inseridos em perímetro urbano, sofrendo influências antrópicas diretas. O ponto P3, apesar de apresentar um considerável nível de conservação da sua vegetação ripária, se encontra próximo a fazendas pecuaristas e outros empreendimentos com caráter poluidor, como postos de combustível e oficinas mecânicas. O ponto P4 destaca-se perante os

outros, devido ao nível de preservação visualmente identificado no local, o qual é utilizado para recreação de contato primário dos moradores locais.

4.7 Macroinvertebrados bentônicos

O protocolo de coleta e preparo das amostras de macrobentos foi elaborado tendo como base o “Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras: Água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos”, proposto pela ANA em parceria com a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (ANA e CETESB, 2011).

A escolha da distribuição amostral dos organismos bentônicos dos pontos de coleta visou alcançar resultados pertinentes aos diagnósticos de qualidade de águas. Dessa forma, no caso dos ambientes com fluxo considerado reduzido, a coleta ocorreu no corpo central do curso d’água, de modo a evitar eventuais influências sob o sedimento. Nos corpos hídricos de maiores fluxos, as coletas foram realizadas nas margens deposicionais (ANA e CETESB, 2011).

As coletas foram realizadas em todos os pontos em uma única campanha, no dia 21 de setembro de 2022.

A obtenção das amostras de sedimentos para a análise dos macrobentos se deu em triplicata, sendo que, cursos d’água com profundidade inferior a 70 cm, com correnteza moderada ou em substrato grosso e duro (arenoso grosso, cascalho e seixos,) a coleta foi executada com o auxílio de uma Rede D, enquanto a amostragem de fundos de areia e argila foram feitas com auxílio de uma draga Van Veen. O material coletado foi devidamente acondicionado em sacos plásticos com álcool etílico 70%, visando a conservação da amostra, e prevenindo a continuidade de processos interativos entre os organismos. Em seguida, os referidos sacos foram adequadamente identificados, lacrados e transportados para o laboratório da Universidade Federal de Itajubá (Campus Itabira) para o seu processamento.

No laboratório, as amostras foram lavadas sobre peneiras com redes, visando a redução do volume da amostra e a retirada de partículas orgânicas e inorgânicas finas. Após breve triagem a olho nu, os organismos de maior porte foram separados dos detritos e o material retido na peneira, transferido para uma solução supersaturada de sal, de modo que os macroinvertebrados mais leves, pelo fato de serem menos densos que a solução, flutuassem, otimizando, assim, o processo de triagem (CETESB, 2012).

Finalmente, os macroinvertebrados foram triados sob microscópio estereoscópico e identificados até o nível de família com o auxílio de literatura especializada: Merrit e Cummins (1996); Mugnai *et al.*, (2010) e Costa *et al.* (2006).

4.7.1 Métricas biológicas

Visando a obtenção de respostas acerca das condições ambientais da Bacia hidrográfica do Rio Piranga, para cada ponto amostral, foi determinada a qualidade da água e detectados os organismos de interesse sanitário, mediante o método *Biological Monitoring Working Party Score System/Average Score Per Taxon* (BMWP/ASPT) Minas (JUNQUEIRA *et al.*, 2018); assim como foi analisada a biodiversidade faunística nas áreas investigadas por intermédio dos macrozoobentos, a partir do Índice de Shannon-Wiener (SHANNON e WEAVER, 1949), da Equitabilidade de Pielou (ODUM, 1988) e do Índice de Berger-Parker (MAGURRAN, 2004).

Conforme referenciado por Junqueira e Campos (1998), o Índice BMWP (*Biological Monitoring Working Party*) distribui as famílias de macroinvertebrados em grupos, seguindo um gradiente de menor a maior tolerância dos mesmos à poluição. Assim, famílias cuja sensibilidade às alterações ambientais superam as demais, recebem pontuação máxima, enquanto famílias mais resistentes apresentam pontuações mínimas. Por conseguinte, quanto maior os valores, maior é também a integridade do ambiente sob análise.

De modo similar, o método BMWP/ASPT Minas, apto para aplicação em biomonitoramentos no atendimento da legislação mineira, consiste na avaliação da qualidade da água. Este foi revisado e adaptado de modo a atribuir novas pontuações ou escores para as famílias dos macrozoobentos lóticos tropicais (ANEXO B). A revisão do método contou com a aplicação do *Average Score Per. Táxon* (ASPT), fracionando a soma total dos escores do BMWP pelo total de táxons presentes no mesmo. Assim, seguindo a metodologia referenciada, foi feita a avaliação da qualidade das águas da Bacia Hidrográfica do Rio Piranga com o uso da classificação da qualidade da água utilizada pelo (BMWP/ASPT) Minas (ANEXO C) (JUNQUEIRA *et al.*, 2018).

Para avaliar a diversidade dos organismos coletados, foi utilizado o Índice de Shannon-Wiener (H'), que afere os dados referentes a abundância de espécies em uma amostragem, considerando a uniformidade e a riqueza dos táxons. O aumento da poluição expõe a comunidade bentônica a um intenso estresse hídrico, aumentando a instabilidade ambiental e fazendo com que os organismos mais sensíveis desapareçam, ao passo que

os mais tolerantes se perpetuam rapidamente pelo sistema aquático (SILVA; EVERTON e MELO, 2016). Dessa forma, a utilização do Índice de Shannon-Wiener (H') se justifica pelo fato deste permitir a visualização quantitativa da diversidade de uma comunidade, incorporando tanto a riqueza quanto a equitabilidade através da porcentagem relativa (P_i), utilizada em sua equação (EQUAÇÃO 6). Ressalta-se que, quanto maior o valor de H' , maior será a diversidade da área em estudo (CABRAL, 2014).

$$H' = - \sum P_i \text{Log} P_i \quad (6)$$

Em que:

$$P_i = \frac{n_i}{N} \quad (7)$$

Sendo: n_i o número de indivíduos de um determinado táxon e N é o número total de indivíduos na amostra.

Outro índice considerado para analisar os atributos ecológicos da comunidade de macroinvertebrados bentônicos refere-se à Equitabilidade de Pielou (J') (ODUM, 1988), que, segundo Magurran (1988), permite identificar a uniformidade entre as diferentes espécies presentes na amostra, considerando a distribuição dos indivíduos. O referido índice apresenta-se como a razão entre a diversidade obtida e a diversidade máxima, tal qual expresso pela Equação 8, atuando em intervalo $[0,1]$, onde 1 representa a equiparidade, ou seja, todas as espécies são igualmente abundantes (BROWER e ZAR, 1984).

$$J' = \frac{H'}{H'_{Máx}} \quad (8)$$

Em que: H' é o valor obtido para o índice de Shannon-Wiener e $H'_{Máx}$ o valor máximo teórico deste, que é dado por meio do \ln do número de famílias.

A investigação da dominância partiu da aplicação do Índice de Berger-Parker (D), que expressa a relação entre o número de indivíduos de uma determinada espécie (dominante) e o número de indivíduos da amostra, sendo que, resultados mais próximos de 1 indicam maior abundância, em contrapartida, valores mais baixos, refletem uma distribuição de dominância mais equitativa (MAGURRAN, 2004). Esse parâmetro foi calculado pela Equação 9:

$$D = \frac{N_{Máx}}{N} \quad (9)$$

Sendo: $N_{Máx}$ o número de indivíduos da espécie mais abundante e N o número total de indivíduos da comunidade.

4.7.2 Análise funcional dos bentônicos

Segundo Odum e Barret (2008), grupos funcionais alimentares referem-se ao agrupamento de espécies que exploram o mesmo ambiente de modo similar. A composição estrutural dos macrobentônicos permite indicar, por exemplo, a estabilidade dos substratos no leito, controle ascendente por predadores, índice de matéria orgânica particulada e a influência da concentração de nitrogênio e fósforo nas interações ecológicas com o ambiente (CUMMINS *et al.*, 2005). Assim, análises voltadas para a escala dos referidos grupos têm sido utilizadas com sucesso na descrição de padrões e na compreensão dos fatores que afetam a riqueza e composição das comunidades (BOTH, 2009). Para o referido estudo, a classificação dos grupos funcionais de alimentação baseou-se na metodologia de Merrit e Cummins (1996), a qual distribui os organismos em cinco guildas funcionais, sendo predadores, filtradores, fragmentadores, raspadores e coletores.

4.8 Caracterização física e química da qualidade da água

Em cada um dos cinco pontos de amostragem foram determinadas *in loco* as variáveis temperatura da água (°C), potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (OD) e condutividade elétrica através de sonda multiparâmetros Hydrolab Quanta, com medições em triplicata.

Os métodos de coleta e análises de água das variáveis fósforo total (P-Total), sólidos dissolvidos totais (SDT) e turbidez foram realizadas em concordância ao Guia Nacional de Coleta e Preservação de amostras da ANA (2011) e aos procedimentos descritos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998).

Os valores de concentração encontrados para o fósforo total, viabilizaram a aplicação do Índice do Estado Trófico (IET), cuja finalidade é classificar os corpos hídricos em diferentes graus de trofia (CORDEIRO *et al.*, 2009). Para o presente estudo, a referida classificação se deu a partir da utilização do IET para ambientes lóticos, considerando a Equação 10 e a tabela 4 (LAMPARELLI, 2004).

$$IET (PT) = 10(6 - ((0,42 - 0,36(\ln PT))/\ln 2)) - 20$$

Para a supramencionada equação, o fósforo total (PT) deverá ser expresso em $\mu\text{g/L}$.

Tabela 4 – IET e equivalência com as medias de Fósforo Total (PT) em rios.

Fósforo Total (mg.L^{-1})	IET	Nível Trófico
$\leq 0,013$	≤ 47	Ultraoligotrófico
$0,013 < \text{PT} \leq 0,035$	$47 < \text{IET} \leq 52$	Oligotrófico
$0,035 < \text{PT} \leq 0,137$	$52 < \text{IET} \leq 59$	Mesotrófico
$0,137 < \text{PT} \leq 0,296$	$59 < \text{IET} \leq 63$	Eutrófico
$0,296 < \text{PT} \leq 0,640$	$63 < \text{IET} \leq 67$	Supereutrófico
$> 0,640$	> 67	Hipereutrófico

Fonte: Lamparelli, 2004.

Por fim, os resultados das variáveis físico-químicas foram comparados aos limites estabelecidos pelas resoluções CONAMA 357/2005 e 430/2011, e portarias do Ministério da Saúde.

4.9 Análise estatística multivariada

A tabulação dos dados foi realizada com o auxílio do *software* Microsoft Office Excel.

Para reduzir a representação dimensional dos dados obtidos com o desenvolvimento do estudo, foram realizadas uma Análise dos Componentes Principais (ACP) e uma Análise de Cluster (AC) com auxílio do *Software* R versão 4.0.2, utilizando os módulos *FactoMineR* e *Cluster* disponíveis no mesmo. Tais análises, permitiram verificar os níveis de correlação entre os resultados dos parâmetros de qualidade da água e os valores atribuídos aos índices de Índice de Shannon-Wiener (H'), o *Biological Monitoring Working Party Score System/Average Score Per Taxon* (BMWP/ASPT) Minas e o Protocolo de Avaliação Rápida (PAR).

Segundo Calijuri *et al.* (2012), Jolliffe (2002) e Guedes *et al.* (2012), os coeficientes das variáveis nas componentes principais são classificados como forte ($> 0,75$), moderado ($0,75$ a $0,50$), ou fraco ($< 0,50$). Ante o exposto, para os resultados da ACP de parâmetros de qualidade da água, estipulou-se porcentagem acumulada de variância superior à 75% para CP1 e 50% para CP2 e CP3, permitindo a obtenção de ideia razoável da representação da variância original.

Para a análise de Cluster foi utilizado o método aglomerativo hierárquico, utilizando a métrica euclidiana para avaliação. Os resultados da referida análise, foram

apresentados em um dendrograma, imagem que representa os clusters e que permite visualizar as similaridades entre eles.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização morfométrica da Bacia Hidrográfica do Rio Piranga

A caracterização morfométrica de uma determinada bacia permite conhecer a variação espacial advinda do seu regime hidrológico, permitindo a geração de informações essenciais à tomada de decisão, a exemplo da estimativa da capacidade de suporte do ambiente. Nesta perspectiva, é importante salientar que, além de viabilizar a elaboração de estratégias passíveis de serem aplicáveis à recuperação das funções ecossistêmicas do território sob análise, a aplicação desta técnica em bacias submetidas a pressões antrópicas ainda contribui efetivamente com diagnósticos ambientais, tal qual o proposto para o presente estudo (VILELA e MATTOS, 1975; PINTO *et al.*, 2016).

O delineamento hidrológico e os cálculos dos parâmetros morfométricos da Bacia Hidrográfica do Rio Piranga viabilizaram o estabelecimento das características específicas da sua rede de drenagem, da geometria da bacia, relevo e textura de drenagem, os quais seguem descritos na Tabela 5.

Tabela 5 - Parâmetros morfométricos da Bacia Hidrográfica do Rio Piranga.

Parâmetro Morfométrico	Valor	Unidade
Rede de Drenagem		
Densidade Hidrográfica (Dh)	4,45	km.km ⁻²
Índice de Sinuosidade (Is)	2,66	M
Número de Canais	29360	Unidade
Ordem da Drenagem	7	adimensional
Geometria da Bacia		
Área (A)	6590,34	km ²
Comprimento (L)	118,02	km
Perímetro (P)	665,36	km ²
Índice de Circularidade (Ic)	0,18	un.km ⁻¹
Coefficiente de Compacidade (Kc)	2,29	m.m ⁻²
Fator de Forma (Kf)	0,47	m.m ⁻¹
Análise da textura da drenagem		
Densidade de Drenagem (Dd)	2,37	km.km ⁻²
Característica do relevo		
Declividade	Forte Ondulado (49%)	%
Altimetria	350 – 1418	M

Fonte: Autora, 2020.

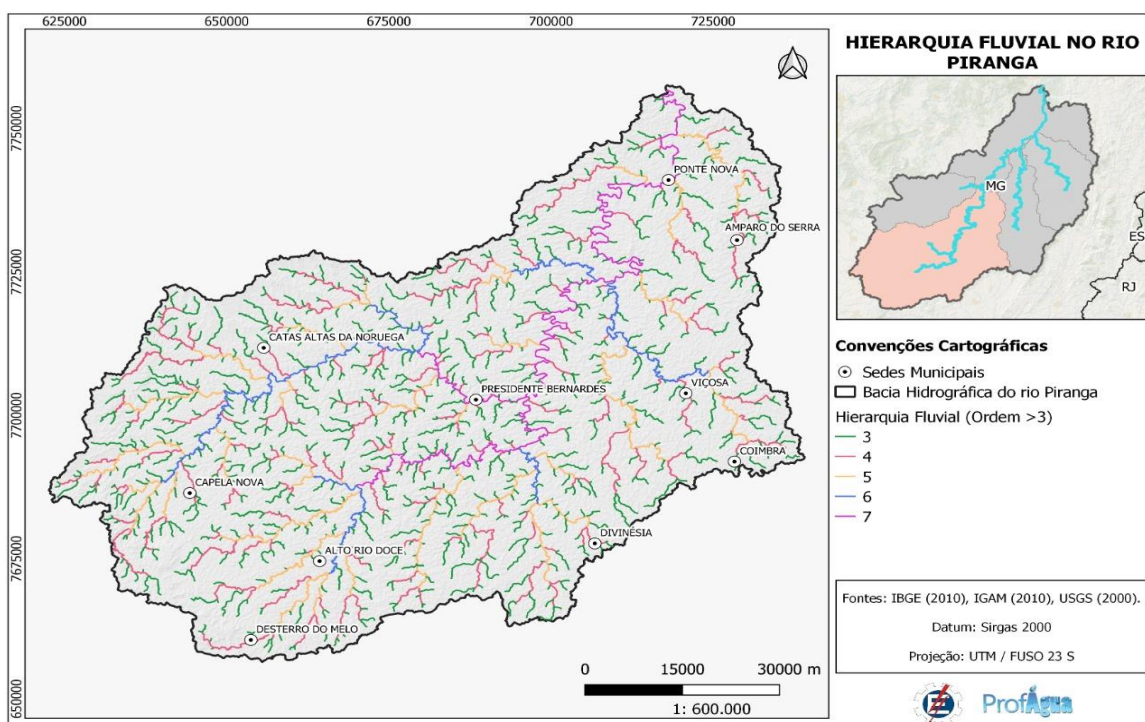
A partir da apresentação dos dados referentes à rede de drenagem é possível observar que a Densidade Hidrográfica (Dh) calculada para a Bacia Hidrográfica do Rio

Piranga é de 4,45 km.km⁻², o que representa que existem 4,45 canais de drenagens a cada 1 km² na bacia. Tal valor reflete que a capacidade de geração de novos cursos d'água em função das características pedológicas da bacia é média, segundo a classificação proposta por Lollo (1995).

Segundo Lana (2001), a sinuosidade dos canais sofre influência das cargas de sedimentos, da compartimentação litológica, declividade dos canais, ou ainda, pela estruturação geológica. Tendo em vista o índice de sinuosidade (Is) obtido, o qual apresenta valor de 2,66 m é possível salientar que, a velocidade de escoamento dos cursos d'água que compreendem a bacia tende a ser reduzida, ao passo que, a dificuldade em atingir o exutório cresce.

Os processamentos realizados permitiram classificar a Bacia do Rio Piranga como de 7^a ordem. O padrão de ordenamento observado infere que a bacia está inserida em um território cujo sistema de drenagem possui elevado grau de ramificação. Neste ínterim, a hierarquização de drenagem realizada pelo método proposto por Strahler (1952) pode ser visualizada na figura abaixo:

Figura 6 – Hierarquização dos cursos d'água da Bacia Hidrográfica do Rio Piranga.



Fonte: Autora, 2020.

Concernente à frequência dos canais de cada uma das ordens identificadas é possível afirmar que, 445 são de 7^a ordem, 468 são de 6^a ordem, 1.201 são de 5^a ordem,

1.800 são de 4ª ordem, 3.687 são de 3ª ordem, 7.080 são de 2ª ordem e 14.679 são de 1ª ordem.

A classificação de Strahler viabilizou ainda a obtenção da ordem hierárquica de cada um dos pontos de amostragem estabelecidos para o estudo, conforme pode ser observado na Tabela 6.

Tabela 6 – Ordenamento fluvial dos pontos de amostragem.

Pontos	Localização	Hierarquia Fluvial
P1	Ponte Nova	7ª ordem
P2	Guaraciaba	7ª ordem
P3	Porto Firme	7ª ordem
P4	Piranga	2ª ordem
P5	Rio Espera	5ª ordem

Fonte: Autora, 2020.

Segundo Campos *et al.* (2015) a hierarquia fluvial dos cursos d'água influencia nas características ecológicas dos habitats e conseqüentemente, na comunidade biológica presente no ambiente. Neste sentido, Baptista *et al.* (1998) observaram que canais de ordem inferior apresentam uma maior fragilidade da paisagem, em virtude da maior dissecação do relevo, enquanto, canais de ordem superior são em suma, mais impactados por ações antrópicas.

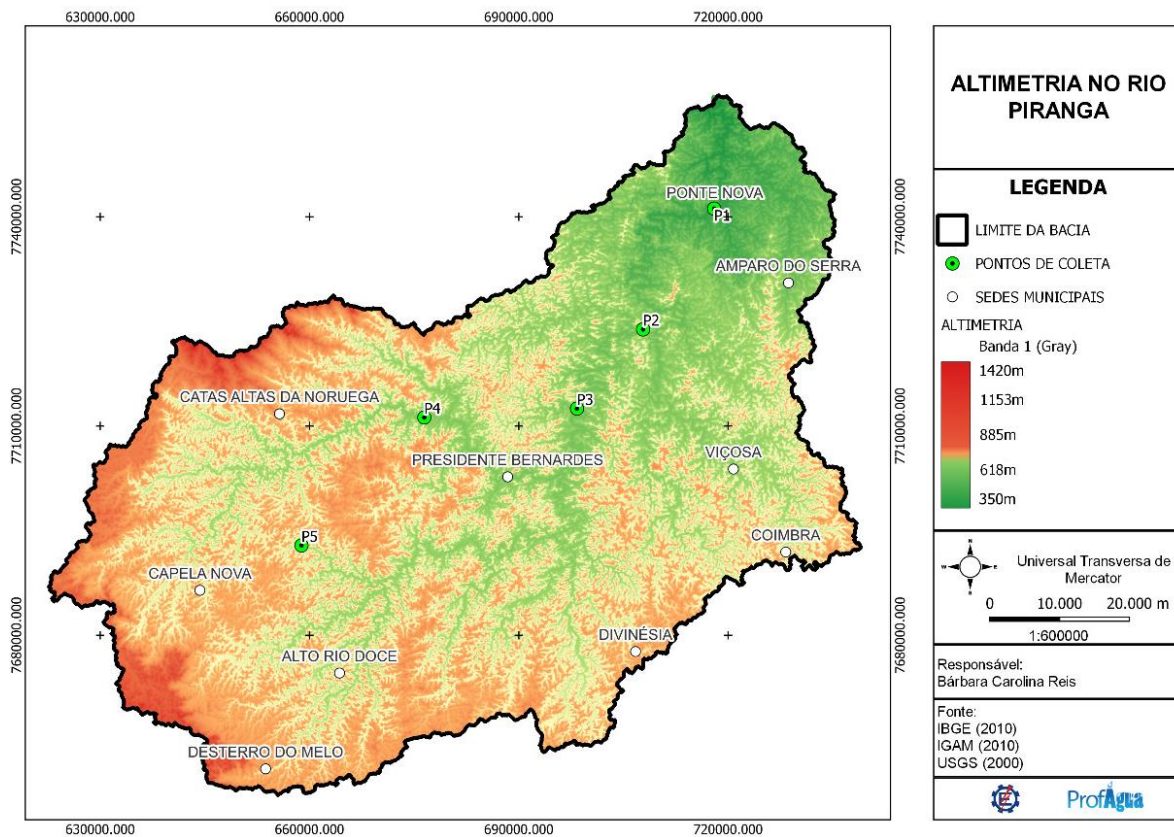
Quanto às características geométricas da bacia, de acordo com os valores anteriormente dispostos na Tabela 5 é possível observar que o coeficiente de compacidade (Kc) apresenta valor afastado da unidade (2,29 m.m⁻²), fator de forma (Kf) de 0,47 m.m¹ e índice de circularidade (Ic) equivalente à 0,18 un.km⁻¹, sugerindo que a bacia possui formato alongado. Neste caso, é possível determinar que o tempo de concentração das águas de chuva na bacia do Rio Piranga é menor, fazendo com que o escoamento pluvial ocorra mais rapidamente em condições normais de precipitação.

Em se tratando da análise da textura da drenagem a mesma viabilizou identificar que o valor atribuído para a densidade de drenagem (Dd) é de 2,37 km.km⁻², evidenciando que a bacia, segundo Villela e Mattos (1975) apresenta média capacidade de drenagem. Assim, verificou-se que a Bacia Hidrográfica do Rio Piranga apresenta desenvolvimento mediano do seu sistema de drenagem, ou ainda, de acordo com Tucci (2004), média capacidade de realizar escoamentos rápidos até o exutório.

No que se refere às características do relevo as cotas altimétricas da Bacia Hidrográfica do Rio Piranga podem ser observadas na Figura 7. Segundo Reis *et al.* (2020), o reconhecimento das variações altimétricas permite classificar a bacia em

concordância às altitudes do local. Segundo o autor, tais variações de altitude se associam à eventos hidrológicos, como, precipitação, evaporação e transpiração.

Figura 7 – Distribuição altimétrica da Bacia Hidrográfica do Rio Piranga.



Fonte: Autora, 2020.

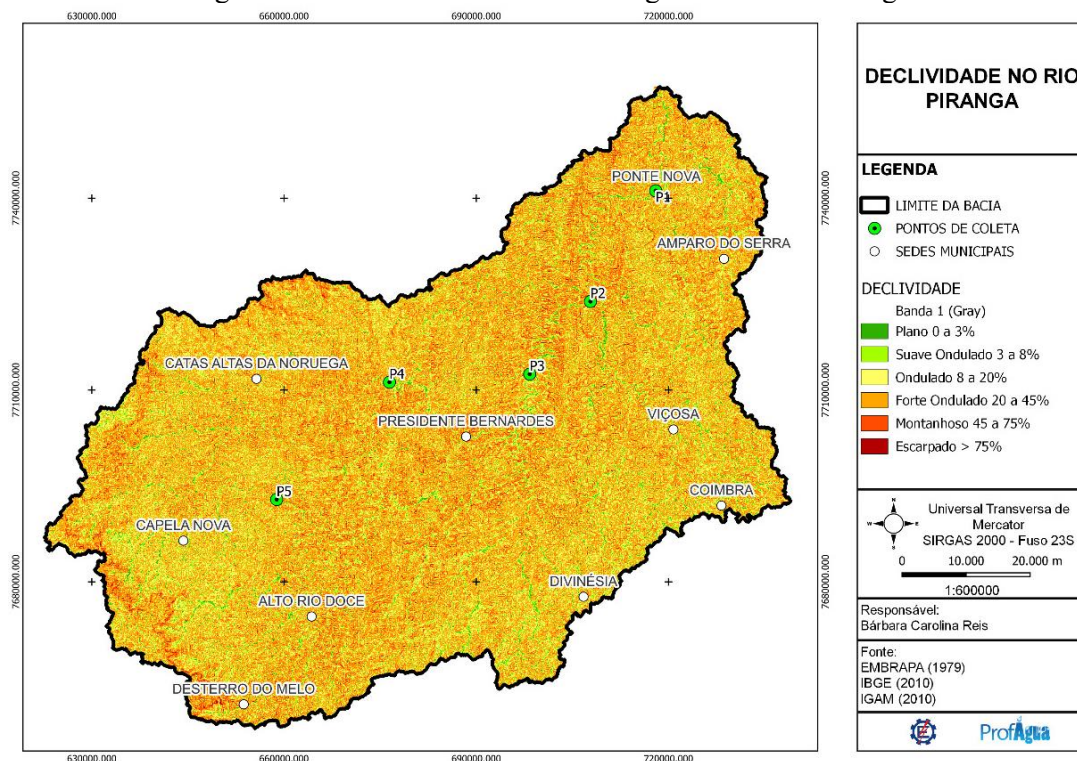
A observação dos dados altimétricos da bacia infere que a altitude no território varia de 1418 a 350 metros, da nascente do Rio Piranga, no Município de Ressaquinha/MG, até sua foz no município de Santa Cruz do Escalvado/MG. As referidas informações são corroboradas por Oliveira (2016) o qual discorre ainda que são característicos na região os chamados mares de morro, cujas características principais compreendem os vales estreitos com relevo acidentado, ondulado e montanhoso.

Nos dizeres de Castro (2001), altitudes mais elevadas determinam quedas na temperatura, conforme a quantidade de energia utilizada na evaporação da água é concomitantemente reduzida, outrossim, em altitudes mais baixas, grande parte da energia absorvida é utilizada na evaporação da água.

Assim como a caracterização altimétrica, os dados pertinentes à declividade da bacia referem-se à uma característica do relevo que afeta diretamente o tempo de viagem da água ao longo do sistema de drenagem, uma vez que, de acordo com Tucci (2004), o

tempo de concentração de uma bacia reduz exponencialmente com o aumento da declividade (FIGURA 8).

Figura 8 – Declividade da Bacia Hidrográfica do Rio Piranga.



Fonte: Autora, 2020.

No presente estudo, a declividade foi gerada em porcentagens, permitindo obter faixas até a sexta classe de padrões de inclinação do relevo, conforme a classificação sugerida pela EMBRAPA (1979), sendo elas: plano, de 0 a 3 %; suave ondulado, de 3 a 8 %; ondulado, de 8 a 20 %; forte ondulado, de 20 a 45 %; montanhoso, de 45 a 75% e escarpado, superior a 75%.

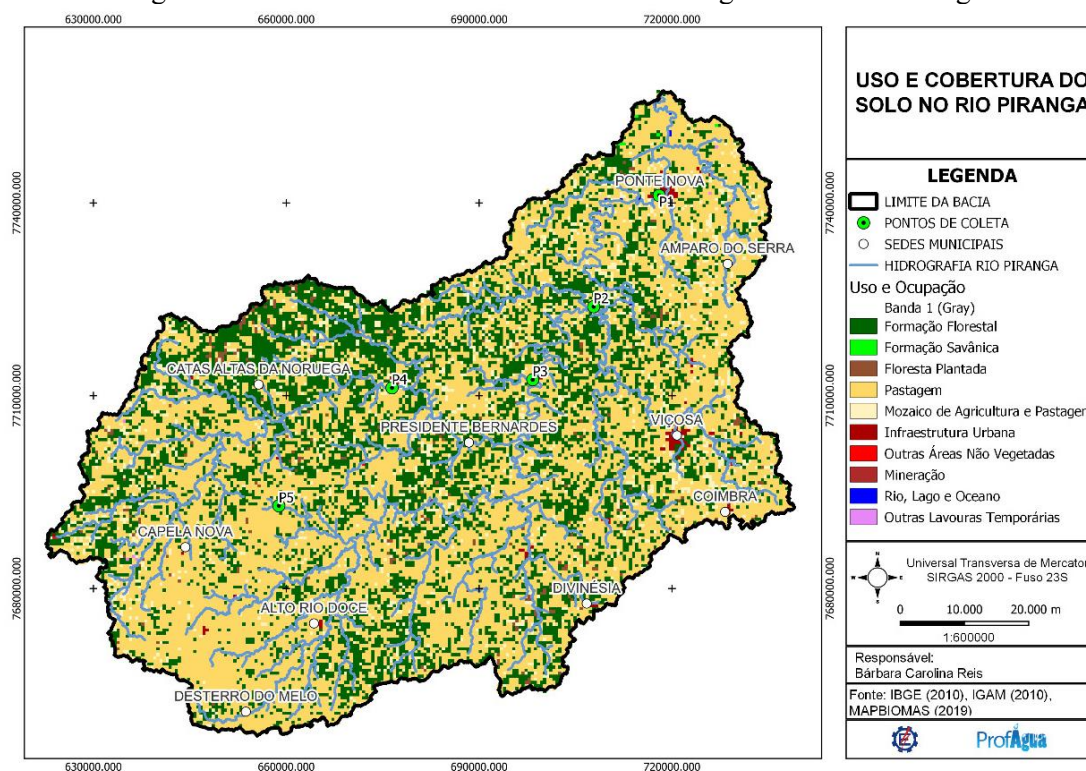
Neste sentido, é possível notar a predominância das classes de relevo acentuado, sendo ainda, ondulado a fortemente ondulado em 28% e 49% do território da bacia, respectivamente; características estas que podem ser incisivas no favorecimento da ocorrência de enxurradas e, conseqüentemente, na instauração de processos erosivos.

Segundo estudos elaborados pela EMATER (2015) a Bacia Hidrográfica do Rio Piranga compreende dois tipos predominantes de solo, o Cambissolo e o Latossolo. Em se tratando do Cambissolo, salienta-se que estes se concentram em relevo ondulado; dessa forma, apesar de terem elevada fertilidade não apresentam estabilidade física, sendo mais favoráveis à agricultura familiar. Quanto aos Latossolos, salienta-se que esses possuem

fertilidade baixa, mas apresentam maior estabilidade, favorecendo a execução dos trabalhos de grandes produtores.

O resultado da análise do padrão de uso e cobertura do solo verificados na bacia objeto deste estudo seguem apresentados a seguir na Figura 9.

Figura 9 – Uso e cobertura do solo da Bacia Hidrográfica do Rio Piranga.



Fonte: Autora, 2020.

A partir do mapa de uso e cobertura do solo foi possível obter os percentuais de áreas equivalentes a cada uma das classes de uso do solo definidas para a bacia. Os resultados constam na Tabela 7.

Tabela 7 – Classificação dos principais usos da Bacia Hidrográfica do Rio Piranga.

Classe de Uso	Área (km ²)	Área (%)
Pastagem	4000,74	60,54
Formação Florestal	2035,4	30,8
Agricultura e Pastagem	456,53	6,9
Floresta Plantada	67,78	1,02
Infraestrutura Urbana	37,53	0,57

Fonte: Autora, 2020.

É possível observar que cerca de 60,54% da área em estudo é ocupada por pastagens, enquanto somente 30,80% do território é ocupado por formações de remanescentes florestais, constituída por vegetação do tipo Floresta Estacional Semi-

Decidual, característica do bioma Mata Atlântica. Salienta-se que as referidas formações florestais se concentram nos pontos de relevo ondulado, montanhoso ou escarpado, refletindo a significativa alteração da mata nativa da bacia em decorrência das intervenções antrópicas.

Além dos supracitados, se destaca na bacia a atividade agrícola, a qual, concomitantemente à pecuária, ao relevo acidentado, a ausência de práticas conservacionistas e ao uso inadequado do solo, tendem a intensificar a ocorrência de processos erosivos, favorecendo a ocorrência de enxurradas e o consequente declínio da qualidade dos corpos hídricos.

5.2 Caracterização das condições ecológicas dos pontos amostrais

Os resultados da avaliação do PAR e as correspondentes classificações do nível de preservação ecológica referentes aos pontos de amostragem na Bacia Hidrográfica do Rio Piranga nos meses de janeiro e setembro de 2021, encontram-se disponíveis na Tabela 8.

Tabela 8 – Resultados da aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida.

Pontos	Localização	Protocolo de Avaliação Rápida			
		Pontuação	Classificação	Pontuação	Classificação
		16/01/2021		20/09/2021	
P1	Ponte Nova	38	Impactado	41	Alterado
P2	Guaraciaba	39	Impactado	42	Alterado
P3	Porto Firme	46	Alterado	48	Alterado
P4	Piranga	63	Natural	65	Natural
P5	Rio Espera	39	Impactado	40	Impactado

Fonte: Autora, 2021.

É possível observar que as condições ecológicas identificadas no Ponto 1, localizado no município de Ponte Nova, permitiram classificá-lo como impactado, na primeira visita a campo e alterado, no segundo momento. Nas duas visitas ao ponto, foi identificada forte ocupação das margens, uma vez que, este ponto encontra-se inserido em área urbana com uso antrópico consolidado, além disso, foi observado no local a supressão acentuada da mata ciliar nativa, além da incidência de descarte irregular de resíduos nas margens do rio. As alterações nas pontuações do PAR, se deram, em virtude da estabilidade das margens do curso d'água; salienta-se ainda que estas, apresentaram-se moderadamente instáveis com risco iminente de erosão durante enchentes, mas, o percentual de risco à erosão se mostrou mais evidente em janeiro.

O Ponto 2 situado em Guaraciaba foi classificado como impactado em janeiro de 2021 e alterado em setembro do mesmo ano, mediante aplicação do PAR. No local foram identificados pontos de lançamento de efluente doméstico atribuindo à água um odor característico de esgoto. Pontos de deflorestamento e eventuais instabilidades das margens foram dirimidos entre a primeira visita ao local e a segunda. Destaca-se ainda que, em ambos os momentos, a vegetação ciliar sombreava uma estreita faixa em alguns trechos das margens, enquanto uma parte significativa do leito permanecia exposta à radiação solar direta.

Com relação ao Ponto 3, inserido no município de Porto Firme, a aplicação do protocolo viabilizou, em janeiro e setembro, classificá-lo como alterado. Este ecossistema apresentou deflorestamento óbvio e trechos de vegetação suprimida para a incorporação de campos de pastagem. No local verificou-se também a presença de outros empreendimentos, à exemplo de oficinas mecânicas e desmanche. Quanto às condições das margens, é possível determinar que no momento de aplicação do protocolo, estas, evidenciaram-se estáveis, com pequenas áreas de erosão.

O Ponto 4, localizado na zona rural do município de Piranga, refere-se ao mais preservado dentre os pontos amostrados, dessa forma, esse foi classificado como natural nas duas visitas realizadas. A mata ciliar apresentou-se como bem preservada, com estrato arbóreo denso, margens moderadamente erodidas com predomínio de substrato fino, seixos e detritos vegetais. O ecossistema apresenta elevada diversidade de habitats, com corredeiras e remansos frequentes e fluxo de água turbulento.

Por fim, tem-se o Ponto 5, localizado no perímetro urbano do município de Rio Espera, o qual foi o único ponto classificado como impactado em ambas as visitas, segundo o PAR. As margens do local são fortemente ocupadas por edificações resultando na ausência de mais de 90% da mata ciliar nativa. Além disso, o leito é constantemente comprometido com o despejo de efluentes domésticos.

5.3 Resultados e discussão dos dados de qualidade da água

Tal qual anteriormente mencionado, os pontos de coleta apresentam aspectos difusos em se tratando da caracterização das condições ecológicas e do padrão de uso e ocupação do solo. A fim de avaliar os efeitos provenientes das condições físicas e ecológicas, e das interferências humanas sob os corpos hídricos, foram analisados diversos parâmetros de qualidade da água (APÊNDICE A), os quais tiveram seus resultados comparados aos limites propostos por legislações específicas.

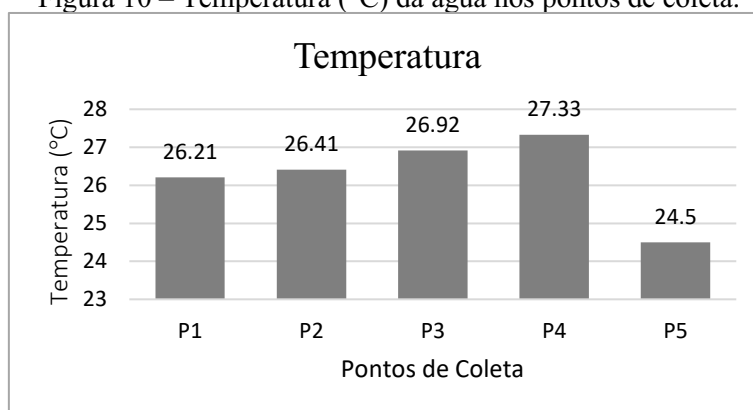
Para Soares e Ferreira (2017) e Alves (2008), o primeiro parâmetro sob discussão, sendo este, Temperatura ($^{\circ}\text{C}$), pode sofrer alterações em função de fontes naturais, a exemplo de transferências de calor por radiação, condução e convecção entre a atmosfera e o solo, ou ainda em razão de fontes antropogênicas, como despejos de origem industrial.

Considerada uma medida de intensidade de calor, a temperatura influi diretamente em uma série de parâmetros, tais quais, viscosidade, densidade, oxigênio dissolvido (OD), tensão superficial, compressibilidade, calor específico, constante de ionização, calor latente de vaporização, condutividade térmica e pressão de vapor (NOLASCO *et al.*, 2020), interferindo por conseguinte, na velocidade das reações químicas, nas atividades metabólicas e na solubilidade de substâncias de um dado corpo hídrico (BAUCHSPIESS, 2020). Neste aspecto, é evidente que, tal parâmetro governa ainda, os tipos de organismos que vivem no meio, uma vez que, o metabolismo, crescimento, desenvolvimento, reprodução desses, tal como a disponibilidade de alimentos, são amplamente influenciados pela temperatura (MERRIT e CUMMINS, 1996; PIVELI e KATO, 2006).

A Portaria do Ministério da Saúde N^o 5/2017 e a Resolução CONAMA N^o 357/2005 não determinam limites para temperatura dos corpos hídricos, já a Resolução CONAMA N^o 430/2011 estabelece a temperatura máxima para efluentes lançados nos corpos d'água, os quais não devem ultrapassar 40°C , em geral.

No que concerne os efeitos da variação térmica sob os ciclos de vida e seleção de habitat dos insetos de água doce, Merrit e Cummins (1996), aduzem que, a faixa ideal de temperatura se estende de 20°C a 50°C . No presente estudo, a temperatura da água nos pontos amostrados variou de $24,4^{\circ}\text{C}$ a $27,3^{\circ}\text{C}$ (FIGURA 10), tais resultados corroboram com os dados anteriormente mencionados e com os valores de temperatura média de ecossistemas aquáticos de regiões tropicais, elucidados por Von Sperling (2005).

Figura 10 – Temperatura ($^{\circ}\text{C}$) da água nos pontos de coleta.



Fonte: Autora, 2022.

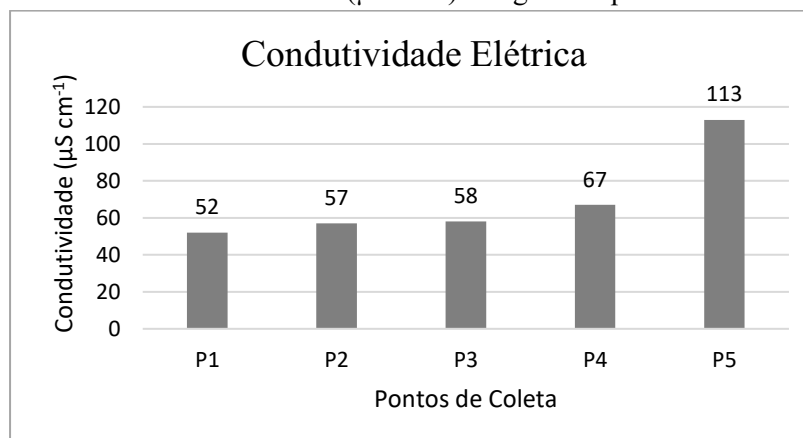
Vale ressaltar ainda que, devido as amostragens terem sido em realizadas em diferentes períodos do dia, a variável, temperatura não pode ser considerada como um fator discriminatório. Todavia, as variações de altitude, perceptíveis principalmente entre o ponto P5 e os demais, podem também justificar as alterações identificadas medida.

A Condutividade Elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) destaca-se como importante parâmetro físico, sendo reconhecido como a capacidade da água em transmitir corrente elétrica devido a presença de substâncias dissolvidas que se dissociam em ânions e cátions (FILHO, 2019). Esse parâmetro reflete as alterações na composição da água, principalmente em se tratando da sua concentração mineral (ALVES, 2010), permitindo assim, a avaliação do grau de mineralização dos corpos d'água (GAC e KANE, 1986).

A legislação brasileira, não institui limite superior aceitável para o parâmetro Condutividade Elétrica, entretanto, segundo Lôndero e Garcia (2010), fato é que oscilações nos seus resultados podem ser indicativos de contaminação dos corpos hídricos por efluentes industriais ou por assoreamento acelerado do seu leito, original da destruição da vegetação ripária. Além disso, para análises de qualidade das águas, a CETESB (2020), salienta que, geralmente, níveis de condutividade elétrica superiores a $100 \mu\text{S cm}^{-1}$ sugestionam que o ambiente tenha sido impactado.

Como evidenciado na Figura 11, os pontos de coleta apresentaram valores de Condutividade Elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) superiores a $50 \mu\text{S cm}^{-1}$, com destaque para o Ponto 5, localizado no município de Rio Espera, o qual apresentou valor acima de $100 \mu\text{S cm}^{-1}$ e que, como mencionado anteriormente, apresenta forte ocupação das suas margens e indícios de emissão de efluentes domésticos.

Figura 11 – Condutividade Elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) da água nos pontos de coleta.



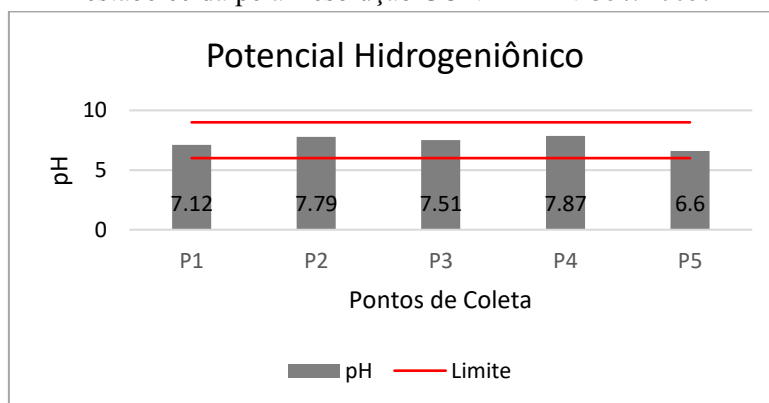
Fonte: Autora, 2022.

O Potencial Hidrogeniônico, corresponde à intensidade das condições ácidas ou alcalinas do meio, a partir da identificação do logaritmo negativo da atividade molar dos

íons hidrogênio (H_3O^+) em solução (SANTOS *et al.*, 2019; PARRON e MUNIZ). O pH varia de 0 a 14, sendo que, valores desse parâmetro inferiores à 7,0 classificam a água como ácida e corrosiva, e, acima de 7 como alcalina, podendo assim, contribuir com a precipitação ou incrustações de sais (SOUZA e SOUSA, 2020).

A influência do pH sob os corpos hídricos é exercida ainda, por seus efeitos sobre a fisiologia de várias espécies, uma vez que, tal grandeza, assim como a temperatura, apresenta faixas ideais para o desenvolvimento dos seres vivos (METCALF e EDDY, 2003). Em se tratando da mencionada faixa ideal, conforme estabelecido pela Portaria de Consolidação do Ministério da Saúde N° 5/2017, Resolução CONAMA N° 357/2005 e Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG N° 01/2008, para a proteção da vida, o valor indicado de pH se estabelece entre 6 e 9. No presente estudo, todos os pontos amostrados evidenciaram valores de pH enquadrados nessa faixa, sendo o Ponto 5 o que apresentou o menor valor (FIGURA 12).

Figura 12 – Potencial Hidrogeniônico da água nos pontos de coleta, comparado à faixa de limite estabelecida pela Resolução CONAMA N°357/2005.



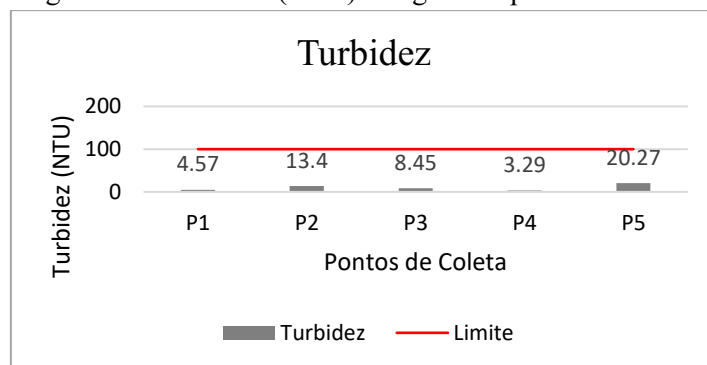
Fonte: Autora, 2022.

O parâmetro Turbidez (NTU) refere-se a uma característica física da água, podendo ser definida como o grau de redução que a luz sofre ao atravessar uma dada quantidade de água, em virtude da presença de sólidos suspensos e organismos microscópicos. Tal medida, pode sofrer alterações naturais ou antropogênicas, e, além de esteticamente desagradável, elevados índices de Turbidez podem ainda, ser potencialmente prejudiciais à qualidade dos corpos hídricos, influenciando assim, nas características dos ecossistemas aquáticos (SANTOS *et al.*, 2010; PAVANELLI, 2001).

Os maiores valores de turbidez dentre os pontos de amostragem definidos para o presente estudo, foram identificados nos pontos P2 e P5, localizados respectivamente, nos municípios de Guaraciaba e Rio Espera (FIGURA 13), classificados no segundo

momento em que o PAR foi aplicado como, impactado e alterado, respectivamente. Apesar dos valores atribuídos para o parâmetro Turbidez, nenhum dos pontos ultrapassaram os limites estabelecidos para águas doces de classes 1, 2 e 3 determinados pela resolução CONAMA N° 357/2005. Destaca-se que este é um parâmetro fortemente afetado pela sazonalidade e esta coleta foi realizada em período de estiagem, fato que ajuda a explicar os valores observados.

Figura 13 – Turbidez (UNT) da água nos pontos de coleta.

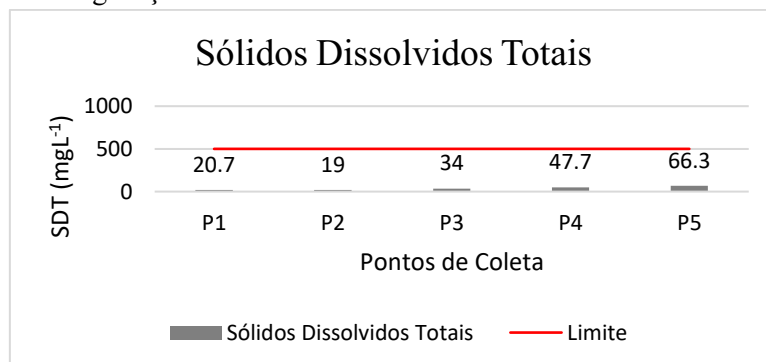


Fonte: Autora, 2022.

No que se refere aos Sólidos Dissolvidos Totais, Estevam, Silva e Silva (2019) dissertam que, este, representa todas as substâncias orgânicas e inorgânicas dissolvidas em um dado líquido, expondo a proporção de diferentes sólidos; neste sentido, os autores complementam que, o uso desse parâmetro pode, certamente, revelar se a água está pura ou se foi impactada.

As legislações CONAMA N°357/2005 e COPAM/CERH-MG N° 01/2008 estabelecem o limite em 500 mg.L⁻¹. Dessa forma, com base no exposto na Figura 14, observa-se que, assim como o parâmetro turbidez, os resultados ficaram bem abaixo desse limiar.

Figura 14 – Sólidos Dissolvidos Totais da água nos pontos de coleta, comparado ao limite estabelecido nas legislações CONAMA N°357/2005 e COPAM/CERH-MG N° 01/2008.

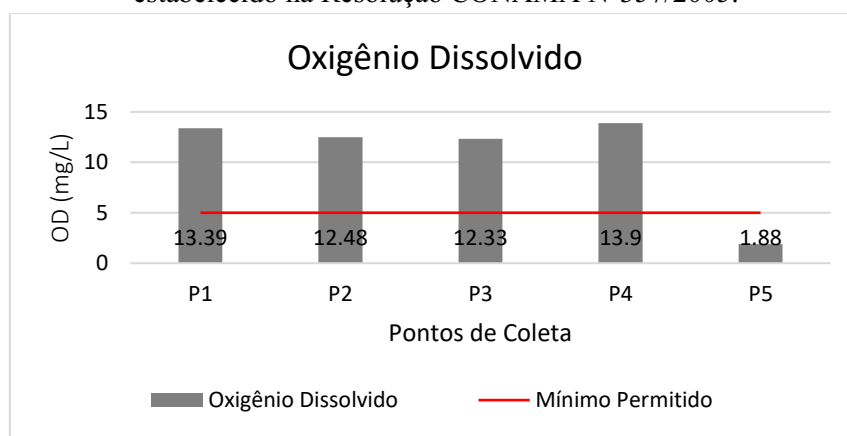


Fonte: Autora, 2022.

O parâmetro Oxigênio Dissolvido (OD) se destaca, dentre os demais, por ser uma variável limitante à sobrevivência dos organismos bentônicos (SILVEIRA *et al.*, 2005).

A Resolução CONAMA nº 357/2005 estabelece que, para rios de classe 2 a concentração de oxigênio dissolvido não deve ser inferior a 5 mg.L⁻¹. Para os pontos analisados neste estudo, apenas o ponto (P5) evidenciou valores inferiores ao estabelecido na referida legislação (FIGURA 15).

Figura 15 – Oxigênio Dissolvido da água nos pontos de coleta, comparado ao limite estabelecido na Resolução CONAMA N°357/2005.



Fonte: Autora, 2022.

Em relação aos pontos P1 a P4, cabe pontuar que, em virtude dos altos valores mensurados, possivelmente possam ter ocorrido interferências externas que influenciaram nos resultados obtidos; uma dessas, refere-se à problemas com o equipamento de análise.

Todavia, no que tange a concentração de OD identificada para o P5, o resultado pode estar relacionado a diversos fatores vinculados, principalmente, às características apresentadas pelo corpo hídrico, como, falhas no processo de autodepuração e redução na diluição da concentração de matéria orgânica. Além disso, o P5 possui como principal fator de degradação da qualidade da água a introdução de esgotos domésticos *in natura*. Neste aspecto, Miranda (1995) disserta que, tal fator pode influir no processo de contaminação biológica, uma vez que, a fermentação desses resíduos resulta em uma diminuição do oxigênio dissolvido na água.

O Fósforo (P) é um elemento fundamental para os seres vivos, em virtude da sua participação em diversos processos, como a produção de alimentos e fibras. Em ecossistemas aquáticos, a quantidade elevada de fósforo pode ter origem natural ou antropogênica, resultando, em ambas as situações, na redução da qualidade da água e em prejuízos a fauna ali presente (ESTEVEZ, 1988).

A legislação brasileira não considera o P como um poluente, porém diversos estudos demonstram este potencial, todavia, seu potencial como poluente pode ser evidenciado pelos graus de trofia identificados frente a sua mensuração.

Os resultados das análises do Fósforo Total se encontram na Tabela 9 a seguir.

Tabela 9 – Resultados das análises de Fósforo Total e Nível de Trofia (IET) dos pontos amostrados.

Pontos de Coleta	Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	IET	Nível Trófico
P1 - Ponte Nova	0,016	48	Oligotrófico
P2 - Guaraciaba	0,005	42	Ultraoligotrófico
P3 - Porto Firme	0,056	55	Mesotrófico
P4 - Piranga	0,007	44	Ultraoligotrófico
P5 - Rio Espera	0,244	62	Eutrófico

Fonte: Autora, 2022.

A quantidade de fósforo na água dos pontos de coleta variou de 0,005 a 0,244 mg.L⁻¹. A menor concentração do elemento foi identificada no ponto P2 e a maior no ponto P5, sendo que, o último, registrou valor superior à máxima permitida pela Resolução CONAMA N°357/2005, que é de 0,1 mg.L⁻¹ para rios de classe 2, indicando impacto pela atividade humana, o qual pode ser corroborado pelo resultado do nível de trofia identificado.

Os cálculos realizados para a formulação do Índice de Estado Trófico, utilizando o parâmetro Fósforo Total, demonstraram que os níveis de trofia dos pontos amostrados variam de Ultraoligotrófico a Eutrófico. Os pontos (P2 e P4) apresentam a menor trofia, indicando corpos d'água limpos, com produtividade muito baixa e concentrações insignificantes de nutrientes que não prejudicam os usos da água.

Em contrapartida, o ponto P5 expôs o maior nível de trofia, evidenciando a possibilidade de interferências por atividades antrópicas, resultando em alterações indesejáveis na água decorrentes do aumento da concentração de nutrientes (LAMPARELLI, 2004).

Os principais aumentos da concentração de fósforo nos pontos P3 e P5, podem estar relacionados às contribuições de esgotos sem o devido tratamento identificados *in loco*, alinhados aos padrões de uso identificados na bacia através das análises de uso e ocupação do solo mencionadas no item 5.1 deste estudo.

5.4 Resultados e discussão das comunidades de macroinvertebrados bentônicos

Ao todo foram coletados 505 organismos bentônicos, pertencentes a 3 filós: Annelida, Arthropoda e Mollusca; 8 classes, Gastropoda, Hirudinida, Citellata,

Malacostraca, Oligochaeta, Hexapoda, Bivalvia e Insecta; 15 ordens e 23 famílias. Do total, 5 organismos da Classe Hexapoda, não foram identificadas até o nível de família (N.I.). A Tabela 11 expressa a participação de cada táxon ao longo da campanha.

Tabela 10 –Distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos coletadas na Bacia Hidrográfica do Rio Piranga.

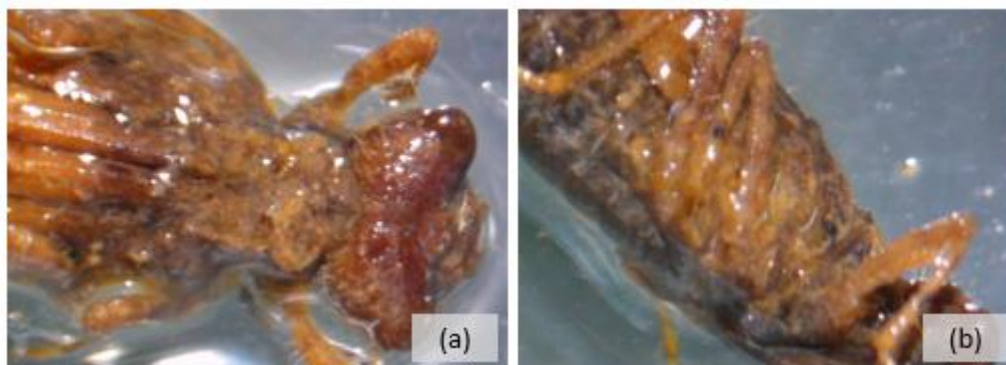
FILO	CLASSE	ORDEM	FAMÍLIA	PONTOS					TOTAL DE INDIVÍDUOS AMOSTRADOS
				P1	P2	P3	P4	P5	
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	x	x			x	204
		Coleoptera	Elmidae	x		x	x		13
			Gyrinidae	x					2
			Chrysomelidae				x		4
			Dryopidae		x				4
			Psephenidae		x		x		14
		Ephemeroptera	Leptophlebiidae	x					2
			Baetidae					x	9
			Leptohyphidae		x		x		8
		Odonata	Libellulidae		x	x	x	x	17
			Aeshnidae		x		x		8
			Gomphidae		x		x		9
		Hemiptera	Veliidae				x		4
		Trichoptera	Philopotamidae				x		4
		Hexapoda	N.I.	N.I.			x		x
Malacostraca	Decapoda	Palaemonidae			x			7	
Mollusca	Gastropoda	Basommatophora	Lymnaeidae	x	x		x		85
		Pulmonata	Planorbidae	x					24
		Mesogastropoda	Thiaridae	x					4
	Bivalvia	Veneroidea	Sphaeriidae	x	x	x	x		53
Annelida	Hirudinea	Arhynchobdellida	Erpobdellidae	x					2
	Oligochaeta	Haplotaxida	Naididae		x				8
	Clitellata	Rhynchobdellida	Glossiphoniidae					x	15
TOTAL DE INDIVÍDUOS				140	62	30	57	216	505
QUANTIDADE DE TÁXONS				9	10	5	11	5	23

Fonte: Autora, 2022.

O número de táxons em cada amostra variou entre 5 (Porto Firme e Rio Espera) e 11 (Piranga), o que correspondeu a uma média geral de 8 táxons por amostra. No que se refere à frequência absoluta de táxons e abundância dos organismos considerando todos os pontos de coleta, observou-se que os organismos das famílias Libellulidae (FIGURA 16) e Sphaeriidae (FIGURA 17) foram os de maior ocorrência (80%), estando presentes em 4 dos 5 pontos de coleta, seguido das famílias dos Chironomidae (FIGURA 18) a qual

foi a mais abundante, Lymnaeidae e Elmidae que, por sua vez, ocorreram em 60% dos pontos avaliados.

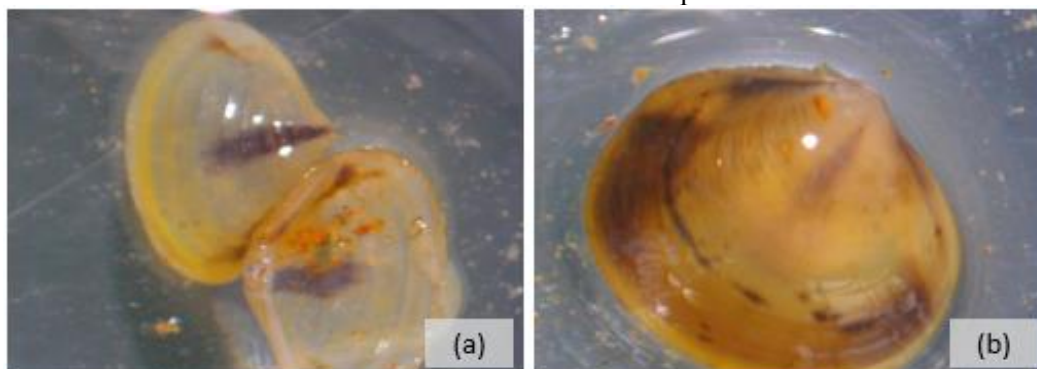
Figura 16 - Representante da Família Libellulidae, Ordem Odonata, Classe Insecta, Filo Arthropoda coletado no Ponto 3 localizado no município de Porto Firme.



Legenda: (a) Cabeça e Segmento Abdominal; (b) Segmento Abdominal Lateral.

Fonte: Autora, 2022.

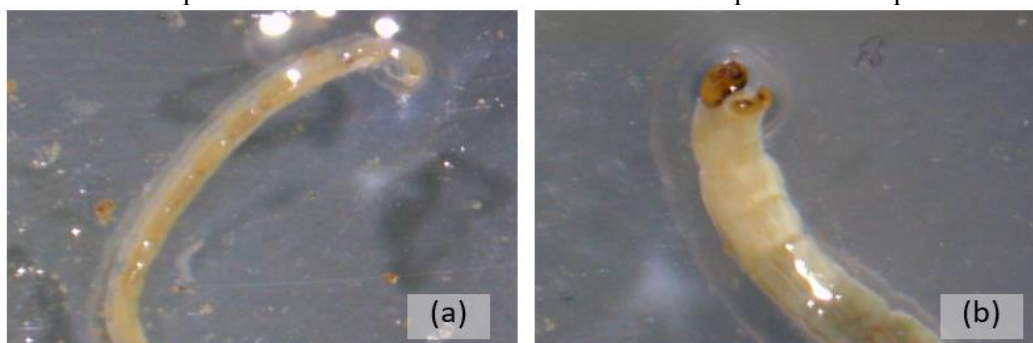
Figura 17 - Representantes da Família Sphaeriidae, Ordem Veneroidea, Classe Bivalvia, Filo Mollusca coletados nos Pontos 1 e 3 localizados nos municípios de Porto Firme e Ponto Nova.



Legenda: (a) Vista Interna e externa das valvas; (b) Vista externa da valva.

Fonte: Autora, 2022.

Figura 18 - Representante da Família Chironomidae, Ordem Diptera, Classe Insecta, Filo Arthropoda coletado no Ponto 5 localizado no município de Rio Espera.

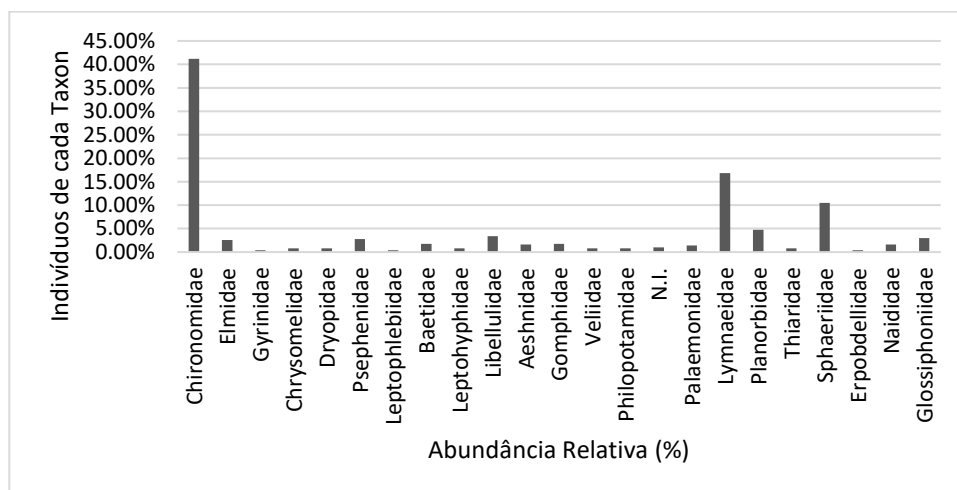


Legenda: (a) Túbulos abdominais e anais do indivíduo; (b) Segmento torácico do indivíduo.

Fonte: Autora, 2022.

A abundância relativa dos táxons considerando todos os pontos de coleta, encontra-se disposta na Tabela 11:

Tabela 11 - Abundância relativa dos táxons (P1, P2, P3, P4 e P5).



Fonte: Autora, 2022.

O táxon mais abundante foi a família de Chironomidae (Diptera), representando 41,2% da abundância total de organismos (505).

Apesar de ocorrer em 3 dos cinco pontos amostrados, este organismo apresentou números mais elevados no Ponto 5 (Rio Espera) (APÊNDICE B), local em que, as concentrações de Oxigênio Dissolvido estiveram abaixo dos limites estabelecidos pelas legislações vigentes. Cabe pontuar que, os Chironomidae são capazes de viver em condição de depleção total de oxigênio por várias horas e não possuem nenhum tipo de exigência quanto à diversidade de habitats e microhabitats, pois são organismos de hábito fossorial. Além disso, organismos da supracitada família, são também os mais ubíquos e usualmente abundantes da entomofauna aquática, sendo eles, possivelmente, os mais adaptáveis ecologicamente e biologicamente, dentre os demais insetos aquáticos (CRANSTON, 1995; GOULART e CALLISTO, 2003; TRIVINHO-STRIXINO, 2011).

A família Lymnaeidae (Basommatophora), foi o segundo maior táxon identificado, representando mais de 16% da abundância total de indivíduos. Os Lymnaeidae integram a Classe Gastrópoda, que possuem importância nas águas doces, por influência do número de espécies, biomassa e por seu papel nas cadeias tróficas como consumidores primários e como alimento de diversos grupos de animais, a exemplo de peixes, aves e mamíferos (MUGNAI *et al.*, 2010). Do ponto de vista ecológico, tais organismos ocupam ecossistemas aquáticos variados, mas estão condicionados a fatores como temperatura e oxigênio (FRANÇA e CALLISTO, 2019).

Outros três táxons do filo Mollusca foram encontrados, sendo eles, Planorbidae, Thiaridae e Sphaeriidae. Ambos os organismos foram mais abundantes no Ponto 1 (Ponte

Nova). A baixa abundância de tais organismos nos outros pontos de coleta sugerem a existência de competições entre esses e espécies nativas no P1, uma vez que esse ambiente foi o único dentre os demais em que todos os organismos do filo Mollusca, identificados na bacia (Lymnaeidae, Planorbidae, Thiaridae e Shphaeriidae), estiveram presentes, representando ainda, 82% dos macrobentos amostrados no local.

Dá-se destaque à importância dos Mollusca sob o ponto de vista ecológico, no que se refere aos seus aspectos médico-sanitários, já que, diversas espécies desse grupo participam como hospedeiros no ciclo biológico de inúmeros patógenos que infectam o ser humano. Como exemplo de espécies vetores de doenças avaliadas no presente estudo, tem-se a família Planorbidae, hospedeira intermediária de Helmintos responsável pela esquistossomose e pela fasciolose (BOAVENTURA *et al.*, 2006). É importante ter em mente que os indivíduos amostrados não foram submetidos a testes para verificar a presença de Helmintos, restringindo afirmações acerca do potencial de disseminação de doenças dos organismos amostrados.

O Filo Annelida foi representado pelas famílias Erpobdellidae (0,4%), Naididae (2%) e Glossiphoniidae (3%). Tais organismos, assim como as classes Hexapoda e Malacostraca e as ordens Hemiptera, Trichoptera e Ephemeroptera evidenciaram valores pequenos de frequência e abundância relativa.

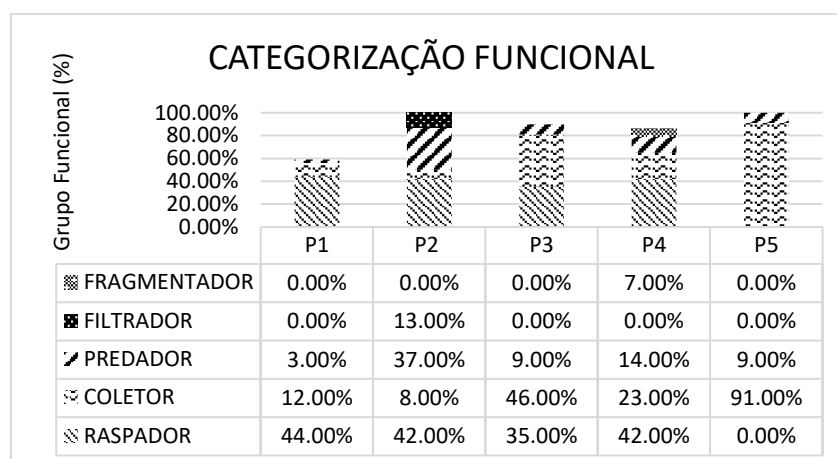
Coleoptera foi a ordem de maior riqueza, registrando 5 das 23 famílias amostradas nos pontos de coleta. Segundo Mugnai *et al.* (2010), esta é a maior ordem de insetos reconhecidos, capazes de viver em uma vasta gama de habitats aquáticos.

Na classificação dos indivíduos coletados foi possível identificar ainda 3 famílias da ordem Odonata, sendo eles, Gomphidae, Libellulidae e Aeshnidae. Tais indivíduos foram encontrados, em maioria, nos pontos de maior preservação, corroborando com o que dizem, Mugnai *et al.* (2010), os quais elucidam que, tais organismos, predominantemente predadores do ponto de vista ecológicos, são, em maioria, espécies sensíveis a alterações ambientais, necessitando de condições restritas para sua instalação em um determinado ambiente.

5.4.1 Análise funcional dos macroinvertebrados bentônicos

A Figura 19 apresenta o gráfico que resume os resultados encontrados na avaliação dos grupos funcionais dos indivíduos amostrados em cada um dos pontos de coleta.

Figura 19 – Resultado da Análise Funcional aplicada aos organismos identificados em cada amostra.



Fonte: Autora, 2022.

A categorização funcional dos bentos permitiu identificar 5 guildas funcionais, sendo elas, filtradores, predadores, coletores, raspadores e fragmentadores.

O grupo funcional com maior número de táxons foi o de coletores, seguido de raspadores e predadores. Coletores e predadores estiveram presentes em todos os pontos de coleta, evidenciando serem grupos constantes em toda a extensão da bacia, seguido dos organismos raspadores, que por sua vez, não foram identificados apenas no Ponto 5.

A categoria dos coletores foi amplamente representada pela família Chironomidae, a qual possui maior capacidade de colonização em ambientes submetidos à estresses antropogênicos (SILVA; EVERTON e MELO, 2016).

Para Feio e Dolédec (2012), em sua maioria, os organismos categorizados como raspadores, assim como os coletores, sofrem influência da poluição orgânica. Mandaville (2002), complementa que, locais que apresentam baixa disponibilidade de nutrientes naturalmente compreendem um quantitativo reduzido de raspadores, ao passo que, o quantitativo de organismos coletores dispara em locais com tal característica. Neste aspecto, é possível pontuar que um enriquecimento mediano de nutrientes é suficiente para favorecer uma considerável elevação na abundância de organismos coletores, fator que corrobora com os resultados obtidos nos pontos amostrados do presente estudo.

Segundo Vannote *et al.* (1980), os organismos agrupados como predadores apresentam abundância relativamente constante, pois, sua subsistência depende diretamente da presença de outros macroinvertebrados, e não dos gradientes de produtividade ou disponibilidade de partículas orgânicas. Além disso, os predadores são

menos restritivos que os demais bentônicos, o que torna sua aparição frequente em vários tipos de ambientes, do ponto de vista ecológico.

Outro ponto de relevância para a presença de predadores refere-se ao fato de que as coletas foram realizadas nas margens dos corpos hídricos, quando os níveis de água dos rios estavam mais baixos. Nessimian e Sanseverino (1998), corroboram com esta afirmativa, em seu estudo de composição funcional nas margens do rio Negro, no qual, os autores encontraram maior frequência de predadores no período em que o nível da água estava mais baixo.

Apenas o Ponto 4 evidenciou a presença de organismos fragmentadores. Segundo Medeiros (2015), este grupo desempenha um importante papel na decomposição da matéria morta oriunda da vegetação, sendo ainda, menos abundante ou ausente em ambientes alterados, em virtude do aumento da temperatura da água e remoção da vegetação ripária (GALIZZI e MARCHESE, 2007).

Assim como os fragmentadores, os filtradores foram amostrados em apenas um dos cinco pontos de coleta (Ponto 2), sendo que, além de serem mais frequentes em cursos d'água de maior correnteza, se concentram ainda em locais com desmatamento das margens mais evidente, em virtude das condições ecológicas desses ambientes (SILVEIRA, 2004).

Em suma, os resultados obtidos com a categorização funcional dos bentônicos identificados, concordam, em partes, com os padrões observados por Barbour *et al.* (1999), os quais assimilam os organismos mais especializados como raspadores e fragmentadores a ambientes mais preservados, classificando-os como os mais sensíveis à poluição. Os mesmos autores apontaram os organismos generalistas, coletores e filtradores, como os mais tolerantes a alterações em seus habitats, estando em virtude disso, frequentemente dispostos em ambientes alterados.

A partir da observação da distribuição dos organismos coletados em grupos funcionais, percebe-se ainda que, os ambientes considerados mais preservados pelas análises realizadas ao longo do estudo apresentam uma maior diversidade de grupos funcionais, quando comparados aos pontos mais impactados.

5.4.2 Resultado das métricas biológicas

A Tabela 12 expõe a qualidade da água nos cinco pontos amostrados, considerando o índice BMWP/ASPT Minas, o qual permitiu caracterizar os cursos d'água em 4 níveis de qualidade, ruim, regular, boa e muito boa. Na mesma tabela é possível

observar ainda os valores encontrados para os índices de diversidade de Shannon-Wiener (H'), equitabilidade Pielou (J'), e dominância de Berger-Parker (D) para cada um dos pontos.

Tabela 12 - Resultados das Métricas Biológicas aplicadas.

Pontos de Coleta	Classificação da qualidade da água utilizada pelo (BMWP/ASPT) Minas			Riqueza	H'	J'	D
	Índice	Classe de Qualidade	Qualidade da Água				
P1	4	3	Regular	9	0.6882	0.3132	0.4214
P2	5.5	2	Boa	10	0.9193	0.3992	0.2419
P3	4.2	3	Regular	5	0.6813	0.4233	0.2666
P4	6.1	1	Muito Boa	11	1.0147	0,4231	0.1754
P5	3.4	4	Ruim	5	0.2350	0.1460	0.8657

Fonte: Autora, 2022.

Conforme observado na Tabela 12, o ponto P4 localizado no município de Piranga, recebeu a maior pontuação no índice BMWP/ASPT Minas (6.1), sendo considerado o ponto mais preservado perante os demais, corroborando com os resultados encontrados por meio da aplicação do PAR (Tabela 9), que classificou a condição ecológica do trecho no dia 20/09/2021, como natural.

O referido ponto, apresentou ainda elevado índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') (1.0147), em virtude do quantitativo de táxons amostrados, o qual compreendeu as famílias Gomphidae, Leptophlebiidae, Sphaeriidae, Elmidae, Veliidae, Lymnaeidae, Aeshnidae, Psephenidae, Philopotamidae, Libellulidae, Chrysomelidae. Apesar da evidência de organismos resistentes a poluição (Gomphidae), dá-se destaque aos organismos das ordens Odonatas e Trichoptera, sensíveis à poluição, os quais pontuaram altos valores no índice de diversidade, contribuindo com a classificação do trecho.

A Tabela 12 permite observar ainda que o índice de equitabilidade (J') calculado para o ponto P4 (0.4231), evidenciou valor elevado em consequência da equilibrada abundância de indivíduos encontrados para cada família amostrada. Tal fator está diretamente vinculado ao índice de dominância de Barger-Parker (D) (0.1754) para os organismos da família Trichoptera (17%), que apareceram em maior número no trecho, e representam, segundo França e Callisto (2019), organismos sensíveis ou intolerantes à poluição.

O ponto P2 localizado em Guaraciaba, foi o segundo mais preservado considerando a pontuação do BMWP/ASPT Minas (5.5), que classificou a qualidade da água no local como boa. A adequada condição ambiental do local foi concomitantemente observada pela riqueza de táxons (10), pelo quantitativo de grupos funcionais (4) identificados e pelo resultado do índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') (0.9193). No que tange os resultados do índice Barger-Parker (D) (0.2419), o mesmo foi devido a quantidade de organismos da família Gomphidae, ordem Odonata.

Apesar deste ponto ter sido classificado como alterado pelo PAR aplicado no momento da coleta, o mesmo apresentou parâmetros de qualidade da água adequados e dentro dos limites estabelecidos pelas legislações vigentes, como evidenciado no tópico 5.3 do presente estudo. Salienta-se que, em tal ponto, foram identificados organismos da família Sphaeridae do filo Mollusca, considerados resistentes a degradação originada de processos impactantes, como despejos de origem humana (FRANÇA e CALLISTO, 2019), os quais por vez foram identificados em alguns pontos do curso d'água e influíram na redução da classificação do PAR.

O ponto P3, localizado em Porto Firme, teve sua qualidade da água classificada como regular, a partir da pontuação 4.2 no BMWP/ASPT Minas. O índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') (0.6813) evidenciou valores reduzidos em virtude da quantidade de organismos amostrados, porém, demonstrou equilíbrio na distribuição dos mesmos, fator corroborado pelo valor registrado para a dominância (0.2666).

Assim como o ponto P3, o P1 em Ponte Nova, teve a qualidade das suas águas classificada como regular pelo BMWP/ASPT Minas, registrando ainda, índices de diversidade de 0.6882 e equitabilidade de 0.3132. Apesar do alto volume de indivíduos e elevado quantitativo de táxons identificados, a dominância Berger-Parker (D) calculada (0.4214) foi a segunda maior entre os pontos de amostragem. Neste ponto, o organismo mais abundante foi o da família Lymnaeidae, reconhecido como resistente à poluição em seus habitats (FRANÇA e CALLISTO, 2019). Além desses, outras três famílias do filo Mollusca foram identificadas no local. Salienta-se que, assim como P3, o ponto P1 foi classificado como alterado pelo PAR quando as coletas foram realizadas.

O ponto P5, inserido no município de Rio Espera, apresentou menor pontuação do índice BMWP/ASPT Minas (3.4), corroborando com as demais análises que apontaram o local como o mais degradado entre os analisados na Bacia Hidrográfica do Rio Piranga. Com apenas cinco organismos, o ponto apresentou os menores índices de diversidade de Shannon-Wiener (H') (0.2350) e equitabilidade Pielou (J') (0,1460),

dentre os demais discutidos. Houve ainda dominância de 87% do organismo da família Chironomidae, ordem Diptera.

5.5 Análises estatísticas multivariadas

A Tabela 13 apresenta a classificação da ACP dos dados de qualidade da água analisados nos cinco pontos de amostragem definidos para o presente estudo, considerando os parâmetros avaliados.

Tabela 13 - Matriz de peso fatorial das variáveis da qualidade de água nos três componentes principais selecionados.

Variáveis	CP1	CP2	CP3
Potencial Hidrogeniônico (pH)	0.9039786	0.2730908	0.2752340
Condutividade Específica ($\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$)	-0.6554976	0.7078651	0.2162207
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	0.9470263	0.1428342	-0.1335779
Turbidez (NTU)	-0.8532549	0.0801190	0.5090824
Oxigênio Dissolvido (OD. mgL^{-1})	0.9771245	-0.1897155	-0.0704185
Fósforo Total (mgL^{-1})	-0.9771740	0.1972340	-0.0765996
Sólidos Dissolvidos Totais (mgL^{-1})	-0.6684698	0.6826126	-0.2890875
Índice de Shannon-Wiener (H')	0.9491181	0.1800550	0.2130040
Protocolo de Avaliação Rápida (PAR)	0.5872667	0.7354650	-0.3376648
BMWP/ASPT Minas	0.7754874	0.4923815	0.3232147
% da variação explicada	70.75	19.59	7.60
% acumulada	70.75	90.34	97.92

Fonte: Autora, 2022.

Nota-se, na Tabela 13, que as três componentes (CP1, CP2 e CP3), determinadas pela ACP, explicam 97,92% da variância total das variáveis originais. Componentes que expressam valores elevados de pesos fatoriais sugerem quais são as variáveis de maior significância em cada fator.

A primeira componente (CP1) explica 70,75% da variabilidade dos dados correlacionando as variáveis Potencial Hidrogeniônico, Temperatura, Oxigênio Dissolvido, Índice de Shannon Wiener, BMWP/ASPM Minas, Fósforo Total e Turbidez, sendo que estes dois últimos se correlacionaram de forma negativa. Os parâmetros Fósforo Total, Oxigênio Dissolvido e Turbidez podem estar relacionados à lançamento de efluentes domésticos *in natura* em alguns pontos e ao processo de escoamento superficial e erosivo dos solos.

A bacia hidrográfica do Rio Piranga apresenta grande área de seu território destinada à pastagem, como evidenciado na caracterização de uso e ocupação do solo. Tal fator, alinhado à ausência de tratamento de efluentes domésticos nos municípios que

compõem a área de estudo, podem ter influenciado nos resultados das análises de qualidade da água, e, conseqüentemente, na ACP.

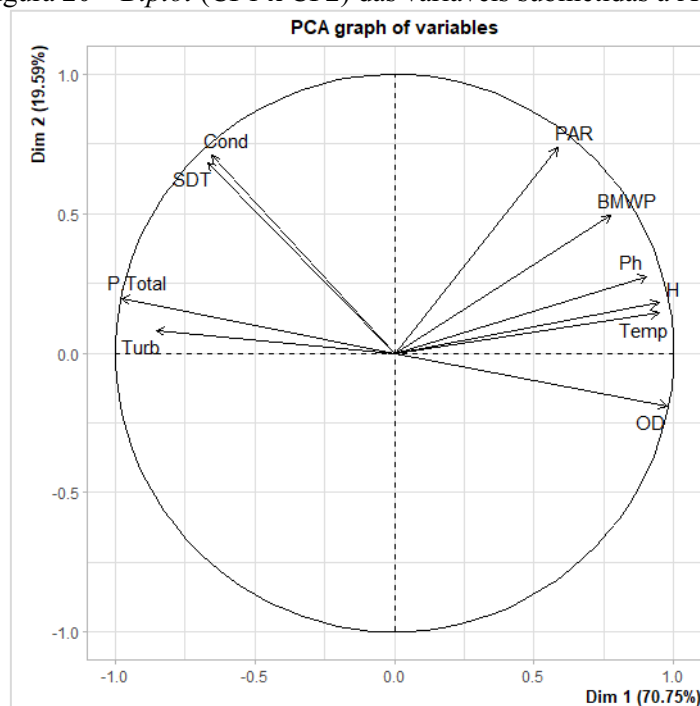
Quando às variáveis, BMWP/ASPT Minas e Índice de Shannon Wiener, cabe pontuar que, ambas possuem relações com os organismos bentônicos amostrados nos pontos de coleta. Na CP1, tais variáveis apresentam peso superior a 0,75, indicando que essas possuem alta significância na definição de qualidade da água da Bacia do Rio Piranga (GUEDES *et al.*, 2012).

A componente CP2 explicou 19,59% da variabilidade total dos dados, tendo como principais variáveis a Condutividade, Sólidos Dissolvidos e o PAR. A Condutividade e os Sólidos Dissolvidos, podem indicar a presença de íons dissolvidos na água. No que se refere ao PAR, este permitiu, a partir da observação das condições ecológicas, classificar cada ponto de coleta de amostras, e, assim como os demais parâmetros, pode indicar alterações na qualidade dos corpos hídricos.

Finalmente, a CP3 permitiu explicar 7,6% da variância total dos dados, sendo a principal variável a Turbidez. Tal fator pode ser corroborado pelas condições morfométricas e pelo padrão de uso de solo, identificados na bacia. Como anteriormente mencionado, verificou-se no ambiente de estudo, a predominância das classes de relevo acentuado e altitudes elevadas, que, quando somadas ao principal uso da bacia favorece erosões do tipo laminar e o conseqüente assoreamento dos rios, uma vez que, o manejo do pastejo infere na remoção da vegetação e na inevitável exposição do solo.

A ACP permitiu ainda a geração de um Gráfico *Biplot* (FIGURA 20) demonstrando o arranjo da matriz de dados multivariados entre as CP1 e CP2, considerando os tratamentos e as características biológicas avaliadas. Segundo Johnson e Wichern (1998), o *biplot* facilita a observação das relações estabelecidas entre cada uma das variáveis. Para a autora, o gráfico permite analisar como as variáveis se agrupam e como elas contribuem para seu posicionamento frente tal representação.

Figura 20 – *Biplot* (CP1 x CP2) das variáveis submetidas a ACP.



Fonte: Autora, 2022.

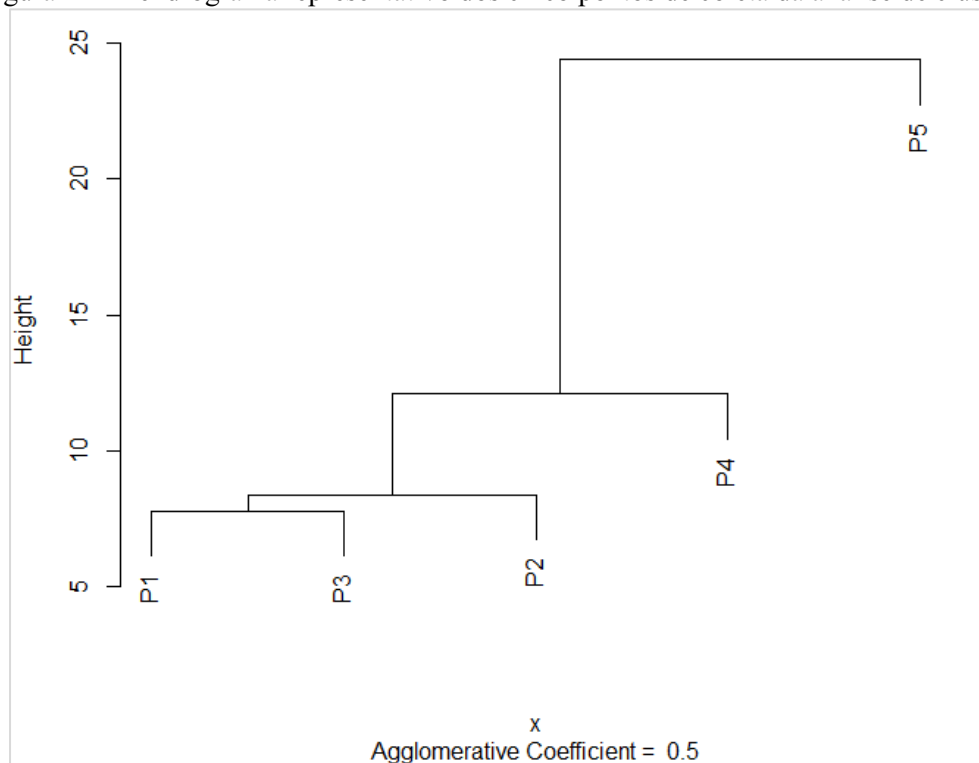
A partir da observação do mapa perceptual (FIGURA 20), pode-se notar que os parâmetros Turbidez, Sólidos Dissolvidos, Condutividade Elétrica, Fósforo total e Turbidez, são correlacionados entre si, o que significa que, os pontos com altas concentrações de uma dessas variáveis tendem a apresentar também, altas concentrações das demais.

É possível perceber ainda a correlação entre essas variáveis e o ponto de maior degradabilidade ambiental, avaliado na bacia, o ponto P5. Tal fator pode ser confirmado ao se observar que tais elementos são negativamente relacionados ao Oxigênio Dissolvido, registrado no ponto P5, em concentrações inferiores ao estabelecido pela Resolução CONAMA N° 357/2005.

O Gráfico *Biplot* ainda permite identificar, a partir da projeção dos vetores, correlações entre as variáveis PAR, BMWP/MINAS, pH, Temperatura, Índice de Shannon Wiener, Oxigênio Dissolvido. Tais inferências, sugerem que, os ambientes que apresentam os melhores resultados para os parâmetros de qualidade da água mencionados, ou seja, ambientes que atenderam aos valores preconizados pelas legislações vigentes, representam territórios com melhores condições ecológicas e com maior favorecimento à distribuição de organismos bentônicos, considerando a proximidade desses, observada no Gráfico, com a variável PAR e demais índices biológicos.

Para Calijuri *et al.* (2012), o principal objetivo da análise de *cluster*, consiste na identificação de semelhanças entre os valores referentes à diferentes pontos de monitoramento, viabilizando que estes, sejam classificados de acordo com as suas similaridades. A análise de Cluster, aplicada aos resultados dos parâmetros de qualidade da água e métricas biológicas obtidos para os pontos P1, P2, P3, P4 e P5, resultou no agrupamento esboçado no dendrograma a seguir.

Figura 21 - Dendrograma representativo dos cinco pontos de coleta da análise de cluster.



Fonte: Autora, 2022.

O dendrograma (FIGURA 20) demonstra maior similaridade entre os pontos P1 e P3. Tais pontos encontram-se inseridos em ambientes com ausência de tratamento de esgoto, ou onde se sobressaem as atividades agropecuárias. Em ambos os pontos, os parâmetros de qualidade da água apresentaram valores próximos, mas, nunca acima dos limites estabelecidos pelas legislações vigentes.

Em seguida, têm-se neste agrupamento, o Ponto P2 seguido pelo P4. Tais pontos foram reconhecidos na grande maioria das análises realizadas como os locais de maior preservação avaliados no presente estudo. Assim como os pontos P1 e P3, tais pontos não tiveram nenhum de seus parâmetros de qualidade da água classificados como alterados, todavia, ambos evidenciaram os mais altos valores para os indicadores biológicos.

É possível notar uma maior distância euclidiana entre o Ponto 4 e os Pontos 1,2,3 em virtude das condições ambientais identificadas nesse ponto, que por sua vez, se destacou como o trecho de maior preservação. Todavia, tal distância foi superada pelo P5, o qual, nitidamente concentra as maiores disparidades com os demais pontos de coleta.

O distanciamento entre o P5 e os demais agrupamentos, concorda com os resultados obtidos para os parâmetros físico-químicos, que apontaram o mesmo local como o mais eutrofizado, com baixo oxigênio dissolvido, alta condutividade, e reduzidos valores para os indicadores biológicos (dominância, abundância relativa e diversidade).

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A Bacia Hidrográfica do Rio Piranga apresenta diversos problemas de ordem ambiental, vinculados, principalmente, ao seu processo de gestão ambiental. Dentre os principais estressores identificados no interior da bacia, destacam-se as recorrentes intervenções em Áreas de Preservação Permanente. Em quase toda a bacia, é possível observar as margens dos rios sendo utilizadas como área de pastagem, aumentando a incidência de processos erosivos, além da presença de moradias, diretamente relacionadas a lançamentos de esgoto bruto nos corpos hídricos e remoção total de matas ciliares.

A avaliação da comunidade bentônica, associada à análise física e química da água, à caracterização morfométrica da bacia, e a aplicação do PAR em bacias como a inserida na área de estudo, além de comprovar os benefícios advindos do uso de macroinvertebrados bentônicos como ferramenta de gestão de recursos hídricos na avaliação da qualidade da água, permitem ainda detectar a integridade desses ambientes frente a múltiplos impactos ambientais.

Foram coletados, nos cinco pontos de amostragem, em uma única campanha realizada no período seco, um total de 505 organismos da comunidade bentônica, com uma riqueza de 23 táxons. Dentre os organismos de maior abundância, destacam-se os Chironomidae, Lymnaeidae, Sphaeriidae e Planorbidae.

As larvas de Chironomidae (Insecta: Diptera) foram dominantes no Ponto 5, localizado no município de Rio Espera/MG. Os fatores mais relevantes referentes à alteração na estrutura da comunidade bentônica neste ponto foram a redução da vegetação e ocupação marginal e a entrada de nutrientes de origem orgânica. A condutividade, STD e turbidez foram alguns dos parâmetros de qualidade da água que evidenciaram maiores concentrações no local, sendo ambos relacionados ao lançamento de efluentes de origem doméstica, claramente identificados nesse ponto. Sumariamente, a comunidade de macroinvertebrados bentônicos neste trecho apresentou alterações na sua estrutura em virtude da pressão antrópica.

As métricas biológicas adotadas (diversidade, equitabilidade, dominância, BMWP), associadas à análise da diversidade de habitats e uso e ocupação do solo, foram elementos essenciais para a determinação da integridade biótica do ecossistema. Por meio dessas análises foi possível inferir que, quanto mais distantes de áreas de grande ocupação, maior é a preservação do local, ao passo que, os pontos mais próximos de centros urbanos ou povoados, foram detectados como sendo áreas mais

alteradas/impactadas, resultando em efeitos adversos no metabolismo do ecossistema e na vida aquática.

O Ponto 4, inserido no município de Guaraciaba/MG, apresentou variações na qualidade da água mais discrepantes, pelo fato de estar inserido no território mais íntegro e distante de ocupações humanas, contrapondo-se ao Ponto 5, o qual por vez, integra um ambiente de uso urbano intenso onde o descarte de efluente de esgoto é constante.

Ambientes que apresentaram melhores condições de habitat, a exemplo dos pontos P2 e P4, evidenciaram maior diversidade de táxons, com altos escores para BMWP/ASPT Minas e integrados a diferentes grupos tróficos. Como consequência, tais ambientes são beneficiados com a manutenção de processos e funções ecológicas realizadas pelos grupos tróficos, relacionadas principalmente com a manutenção da qualidade de água, uma vez que, a diversidade de organismos identificados nestes pontos, colaboram, concomitantemente, com os processos de decomposição e ciclagem de nutrientes, influenciando ainda, no fluxo de energia dos corpos hídricos e permitindo o funcionamento destes ecossistemas.

Dentre os parâmetros de qualidade da água, as variáveis Fósforo Total e Oxigênio Dissolvido foram as que explicaram a maior parte da variabilidade na comunidade bentônica, uma vez que essas, apresentaram oscilações similares às identificadas na composição desses organismos.

As características morfológicas da bacia, a exemplo da declividade e altimetria se relacionam com a integridade dos corpos hídricos e, conseqüentemente, com a distribuição dos macroinvertebrados. Avaliando os diferentes resultados obtidos com a aplicação do PAR, em diferentes períodos climáticos e considerando as probabilidades da bacia de sofrer com processos erosivos, é possível concluir que os corpos hídricos podem ser fortemente degradados nos momentos em que os níveis de precipitação forem maiores.

Nesta perspectiva, e considerando o fato de no presente estudo a avaliação da comunidade bentônica, concomitante às análises dos parâmetros físicos e químicos resultarem de uma única campanha com ocorrência no período de estiagem. Propõe-se a efetivação, em estudos futuros, do acompanhamento dos cursos d'água sob análise em diferentes períodos climáticos, de modo a mensurar os efeitos das variações de vazão sob a comunidade de organismos bentônicos.

A implantação da avaliação da comunidade de macroinvertebrados bentônicos se mostrou, mais uma vez, vantajosa, por apresentar baixo custo vinculado à coleta e análise

dos organismos, e por ter demonstrado resultados congruentes às respostas adquiridas com as demais análises.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. **Cobrança pelo uso de recursos hídricos / Agência Nacional de Águas**. Brasília: ANA, 2014.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. **Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil: informe 2011**. ANA: Brasília, 2011.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil, Informe 2010**. Brasília, 2010.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. **Direito de águas à luz da governança**. Capacitação para Gestão das Águas. Brasília, 2019.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. **Direito de águas à luz da governança**. Pilar Carolina Villar; Maria Luiza Machado Granier. – Brasília: ANA, 2020.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. **Planos de recursos hídricos e enquadramento dos corpos de água / Agência Nacional de Águas**. -- Brasília: ANA, 2013.

ALBA-TERCEDOR, J. **Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos**. In: IV Simposio del agua en Andalucía (SIAGA). Almería. p. 203-213. 1996.

ALVES, C. **Tratamento de águas de abastecimento**. 3ª ed. Porto: Publindústria, 2010.

ALVES, E. C. **Avaliação da qualidade da água da bacia do rio Pirapó – Maringá, Estado do Paraná, por meio de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos**. Acta Scientiarum. Technology, v. 30, n. 1, p. 39-48, 2008.

ALVES, J. P. H.; FONSECA, L. C.; CHIELLE, R. S. A.; MACEDO, L. C. B. **Monitoring water quality of the Sergipe River basin: an evaluation using multivariate data analysis**. RBRH, Porto Alegre, v. 23, e27, 2018.

ALVES, J. M. P.; CASTRO, P. T. A. **Influência de feições geológicas na morfologia da bacia do rio Tanque (MG) baseada no estudo de parâmetros morfométricos e análise de padrões de lineamentos**. Revista Brasileira de Geociências, v. 33, n. 2, p. 117-127, 2003.

ANDRADE, N. L. R.; XAVIER, F. V.; ALVES, E. C. R. F.; SILVEIRA A.; OLIVEIRA, C. U. R. **Caracterização morfométrica e pluviométrica da Bacia do Rio Manso, MT**. Revista Geociências, v.27, p.237-248, 2008.

ANZECC; ARMCANZ. **Australian guidelines for water quality monitoring and reporting**. National Water Quality Management Strategy Paper, n.7, Australian and New Zealand Environment and Conservation Council & Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand, Canberra, 2000.

ARIAS, A. R. L.; BUSS, D. F.; ALBURQUERQUE, C.; INÁCIO, A. F.; FREIRE, M.M.; EGLER, M.; MUGNAI, R.; BAPTISTA, D. F. **Utilização de bioindicadores na**

avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos. Revista Ciência e Saúde Coletiva v.12, p.61-72, 2007.

BAPTISTA, D. F.; BUSS, D. F.; DORVILLÉ, L. F. M.; NESSIMIAN, J. L. **Diversity and habitat preference of aquatic insects along the longitudinal gradient of the Macaé River Basin, Rio de Janeiro, Brazil.** Rev. Brasil. Biol. 61 (2): p. 249-258. 2001.

BAPTISTA, D.F.; DORVILLÉ, L.F.M.; BUSS, D.F.; NESSIMIAN, J.L.; SOARES, L.H.J. **Distribuição de comunidades de insetos aquáticos no gradiente longitudinal de uma bacia fluvial do Sudeste brasileiro.** In: Nessimian, J.L.; Carvalho, A.L. (Eds.), Ecologia de insetos aquáticos. Series Oecologia Brasiliensis, vol.V. PPGEUFRJ, Rio de Janeiro, p.191-207, 1998.

BAPTISTA, D. F. **Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos.** Oecol. Bras., v. 13, n. 3, p. 425-441, 2008.

BARBOSA, A. H. S.; SILVA, C. S. P.; ARAUJO, S. E.; LIMA, T. B.; DANTAS, I.M. **Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade da água em um trecho do Rio Apodi-mossoró.** Rev. HOLOS, Rio Grande do Norte, Ano 32, v. 7, fev/set. 2016.

BARBOUR, M.T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B.D.; STRIBLING, J.B. **Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish.** Environmental Protection Agency, Office of Water; Washington, D.C. 1999.

BARSIENE, J.; LEHTONEN, K.K.; KOEHLER, A.; BROEG, K.; VUORINEN, P.J.; LANG, T.; PEMPKOWIAK, J.; SYVOKIENE, J.; DEDONYTE, V.; RYBAKOVAS, A.; REPECKA, R.; VUONTISJARVI, H.; KOPECKA J. **Biomarker responses in flounder (*Platichthys flesus*) and mussel (*Mytilus edulis*) in the Klaipeda-Būtinge area (Baltic Sea).** Marine Pollution Bulletin. v.53, p.422-436, 2006.

BAPTISTA, D. F.; CABRAL, J. B. P.; ROCHA, T.; BARBOSA, G. R. **Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do ribeirão Santo Antônio – GO.** Geo Ambiente On-line, Jataí, n. 29, p. 15-35, jul./dez. 2017. Disponível em: <<https://www.revistas.ufg.br/geoambiente/article/view/50882/24886>>.

BAUCHSPIESS, K. **Monitoramento de variáveis ambientais e avaliação do índice de qualidade da água em viveiro de piscicultura. 2020.** Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária) - Universidade Federal de Santa Maria, Frederico Westphalen, RS, 2020.

BEM, C. C. **Macroinvertebrados bentônicos - Estratégia de monitoramento para a gestão de recursos hídricos.** Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental). Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2015.

BESSA, M. da R. M. **Qualidade e monitoramento da água nos recursos hídricos.** Simpósio Internacional sobre Gestão de Recursos Hídricos. Gramado, RS, 1998.

BRUNI, J. C. **A água e a vida**. Tempo Social, Revista Sociologia USP, São Paulo, v. 5, n. (1-2), p. 53-65, 1993. Disponível em: <<https://www.scielo.br/pdf/ts/v5n1-2/0103-2070-ts-05-02-0053.pdf>>. Acesso em: 30 set. 2020.

BISCALQUINI, A. C. **Uso de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade da água da microbacia do córrego dos Palmitos, Orlândia-SP**. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental). Universidade Federal do Triângulo Mineiro, Uberaba, 2018.

BIZZO, M. R. O.; MENEZES, J.; ANDRADE, S. F. **Protocolos de Avaliação Rápida de rios (PAR)**. Caderno de Estudos Geoambientais – CADEGEO, v. 4, n. 1, p. 05-13, 2014.

BRANCO, A. **Novos paradigmas para a gestão da água e dos serviços de água e saneamento: o caso de Portugal**. Dissertação (Mestrado em Ciências e Tecnologias do Ambiente). Universidade de Lisboa, Faculdade de Ciências, 2007.

BRASIL. Constituição da República Federativa do Brasil: promulgada em 5 de outubro de 1988 Brasília, 1988.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 1997.

BRASIL – Lei nº 6.938, de 31 de Agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília, DF, 31 de ago. 1981

BRASIL. Lei nº 13.501, de 30 de outubro de 2017. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**. Poder Executivo, Brasília, DF, 31 out. 2017. Seção 1, p. 39-46.

BRASIL. Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005. Conselho Nacional de Meio Ambiente.

BRASIL. Resolução CONAMA Nº 430 de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **Diário Oficial da União**. República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 16 mai. 2011.

BRASIL. Lei nº 3.071, de 1º de janeiro de 1916. Código Civil dos Estados Unidos do Brasil. **Diário Oficial da União**, 5 jan. 1916.

BRASIL. Decreto nº 24.643, de 10 de julho de 1934. Decreta o Código de Águas. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília**, seção 1, p. 14738, 20 jun. 1934.

BORDALLO, C. L. A. **A Bacia Hidrográfica como Unidade de Planejamento dos Recursos Hídricos**. Belém: NUMA/UFPA, 1995.

BRASIL. **Portaria de Consolidação n. 5, de 28 de setembro de 2017**. Capítulo V – Da Vigilância em Saúde. Anexo XX – Controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília: Ministério da Saúde, 2017.

BOAVENTURA D., A. MOURA, F. LEITÃO, S. CARVALHO, J. CURDIA, P. PEREIRA, L. CANCELA DA FONSECA, M.N. SANTOS & C.C. MONTEIRO. 2006. **Macrobenthic colonisation of artificial reefs on the southern coast of Portugal (Ancao, Algarve)**. *Hydrobiologia*, 555:335-343, 2006.

BOTH, C. C. **Riqueza, composição de guildas e padrões de co-ocorrência de comunidades de girinos em poças no Sul do Brasil**. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

BROWER, J. E.; ZAR, J. H. **Field and laboratory methods for general ecology**. 2^a ed. Dubuque: Wm. C. Publishers, 226p. 1984.

BROWN JR., K. S. **Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring**. *Journal of Insect Conservation*, v.1, p. 25-42, 1997.

BUSS, D. F.; ROQUE, F. O.; SONODA, K. C.; JUNIOR, P. B. M.; STEFANE, M.; IMBIMBO, H. R. V.; KUHLMANN, M. L.; LAMPARELLI, M. C.; OLIVEIRA, L. G.; MOLLOZZI, J.; CAMPOS, M. C. S.; JUNQUEIRA, M. V.; LIGEIRO, R.; MOUNLTON, T. P.; HAMADA, N.; MUGNAI, R.; BAPTISTA, D. F. **Macroinvertebrados Aquáticos como Bioindicadores no Processo de Licenciamento Ambiental no Brasil**. *Rev. Biodiversidade Bras*, v.6, p. 100– 113, 2016.

CABRAL, G. A. L. **Fitossociologia em diferentes estádios sucessionais de caatinga, Santa Terezinha-PB**. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal). Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2014.

CALIJURI, M. L., COUTO, E. A., SANTIAGO, A. F.; CAMARGO, R. A.; M. D. F. M. e. Evaluation of the Influence of Natural and Anthropogenic Processes on Water Quality in Karstic Region. **Water Air Soil Pollut**, v. 223, p. 2157–2168. 2012.

CALLISTO, M.; ESTEVES, F. **Composição granulométrica do sedimento de um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita e um lago natural**. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 8, p.115-126, 1996.

CALLISTO, M.; FERREIRA, W. R.; MORENO, P.; GOULART, M.; PETRUCIO, M. **Aplicação de um protocolo de avaliação rápida de diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG, RJ)**. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 14(1): 91-98. 2002.

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. **Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos**. Rev. Bras. Rec. Hid., v. 6, n. 1, p. 71-82, 2001.

CAMARGO, R. A. **Evaluation of the erosion susceptibility and proposal of a strategic zoning plan for the sustainable management of the Piranga River Watershed, MG**. 121 f. Dissertação (Mestrado em Geotecnia; Saneamento ambiental). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2012.

CAMPOS, S.; FELIPE, A. C.; CAMPOS, M.; RECHE, A. M. **Geoprocessamento aplicado na caracterização morfométrica da microbacia do ribeirão descaldado–Botucatu, São Paulo**. Irriga, v. 1, n. 1, p. 52, 2015.

CAPELLARI, A.; CAPELLARI, M. B. **A água como bem jurídico, econômico e social: A necessidade de proteção das nascentes**. CIDADES, Lisboa, n. 36, p. 83-94, jun. 2018. DOI: 10.15847/citiescommunitiesterritories.jun2018.art06.

CARVALHO, R.C.; KAVISKI, E. **Modelo de auxílio à tomada de decisões em processos de despoluição de bacias hidrográficas**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 14, n. 4, p. 17-27, 2009. DOI:10.21168/rbrh.v14n4.p17-27.

CASARIN, L. P. **Avaliação da legislação vigente dos recursos hídricos no Brasil: um enfoque nas questões ecológicas**. Trabalho de conclusão de curso (Ecologia) - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Instituto de Biociências (Campus de Rio Claro), 2017.

CASTRO, E. J. **O papel da fauna endopedônica na estruturação física dos solos e o seu significado para a hidrologia de superfície**. Dissertação (Mestrado em Geografia). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2001.

CERUTTI, V. E. **Variação espaço-temporal dos macroinvertebrados bentônicos e nectônicos no reservatório do Rio Verde, Paraná, Brasil**. Dissertação (Mestrado em ciência e tecnologia ambiental). Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2015.

CHRISTOFOLETTI, A. **Análise morfométrica de bacias hidrográficas**. Notícia Geomorfológica, v. 18, n. 9, p. 35-64, 1969.

CLARKE, K. R.; WARWICK. **Change in marine com m unities: an approach to statistical analysis and interpretation**. 2nd edition. PRIMER-E: Plymouth, 2001.

Companhia Ambiental do Estado De São Paulo (CETESB), **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo e relatório de qualidade das águas interiores no estado de São Paulo**. Apêndices A-Q + anexo A. São Paulo: CETESB, 2020.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). 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 mar. 2005. Disponível em:

<https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_classificacao_corpos_agua_rtfda_altrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf>. Acesso em: 20 abr. 2022.

COSTA, A. F. S.; TEIXEIRA, C. M., SILVA, C. S.; NASCIMENTO, J. A.; OLIVEIRA, M. M.; QUEIROZ, Y. O.; SILVA, M. DE J. **Recursos hídricos**. Caderno De Graduação - Ciências Exatas E Tecnológicas - UNIT - SERGIPE, 1(1), 67–73, 2012.

COSTA, C.; IDE, S.; SIMONKA, C.E. **Insetos Imaturos - Metamorfose e Identificação**. Ribeirão Preto: Holos, 2006. 249p.

CORDEIRO, E. M. S.; ROCHA, F. N. S.; PEQUENO, M. N. C.; BUARQUE, H. L. B.; GOMES, R. B. **Avaliação comparativa dos índices de estado trófico das lagoas do Opaia e da sapiranga, Fortaleza-CE**. IX ENCONTRO DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO, IX ENCONTRO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, III SIMPÓSIO DE INOVAÇÃO TECNOLÓGICA, Fortaleza, 2009.

CRANSTON, P.S. **Introduction to the Chironomidae**. In: ARMITAGE, P., CRANSTON, P.S. & PINDER, C.V. (eds). *The Chironomidae: the biology and ecology of non-biting midges*. Chapman & Hall, New York, p. 1-7, 1995.

CUMMINS, K. W.; MERRITT, R.; ANDRADE, P. C.N. **The Use of Invertebrate Functional Groups to Characterize Ecosystem Attributes in Selected Streams and Rivers in Southeast Brazil**. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*: 40(1): p. 71-90, 2005.

DANZE, A. P.; VERCELLINO, I. S. **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.

Deliberação Normativa Conjunta. COPAM/CERH-MG N.º 1, de 05 de Maio de 2008 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. Disponível em: <<http://www.compe.org.br/estadual/deliberacoes/conjunta/1-2008.pdf>>. Acesso em: 02 abr. 2022.

DERISIO, J. C. **Introdução ao controle de poluição ambiental**. 4. ed atual. São Paulo: Oficina de Textos, 2012.

DINIZ, E. **Uma perspectiva analítica para a reforma do Estado**. *Lua Nova*, [S.l.], n. 45, p. 29-48, 1998.

DORIGUEL, F.; CAMPOS, S.; JUNIOR, O. D. **Caracterização morfométrica da microbacia do córrego Maria Pires, Santa Maria da Serra, estado de São Paulo, Brasil**. *Rev. Energ. Agric.*, v. 30, n.4, p.372-377, Botucatu, 2015.

DORNFELD, C. B. **Utilização de *Chironomus sp.* (Diptera, Chironomidae) para avaliação da qualidade de sedimentos e contaminação por metais**. Tese (Doutorado

em Ciências da Engenharia Ambiental). Universidade de São Paulo, São Carlos, São Paulo, 2006.

ECOPLAN-LUME. **Plano de Ação de Recursos Hídricos da Unidade de Planejamento e Gestão dos Recursos Hídricos – Piranga**. 2012. Disponível em: <http://www.cbhdoce.org.br/wp-content/uploads/2014/10/PARH_Piranga.pdf>. Acesso em: 05 dez. 2020.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - EPA. **Environmental Protection Agency. Biological criteria for the protection of aquatic life**. Columbus: [S.I.], 1987. 120 p. Division of Water Quality Monitoring and Assessment, v. I-III. (Surface Water Section, Ohio).

EMATER-MG. **Minas Gerais: Caracterização de unidades de paisagem**. Atlas. Belo Horizonte, 2015.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA E AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios**. 2004.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos (Rio de Janeiro, RJ)**. Súmula da 10. reunião Técnica de Levantamento de Solos. Rio de Janeiro, 1979. 83p.

ESTEVAM, M.; SILVA, A. W.; SILVA, F. F. **Análise Física da Água de entrada no Sistema Agroindustrial de Curtume em Maringá- Paraná**. Ci. e Nat., Santa Maria v.41, e16, p. 01-09, 2019.

ESTEVEZ, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. São Paulo, Editora Interciência. FINEP/ Interciência, 575p, 1988.

FARIA, M. M.; BARROS, K.; BRITO, C. R. **Caracterização Morfométrica da Bacia Hidrográfica do Rio dos Bagres, Guiricema, MG**. 2018. Disponível em: <<http://lsie.unb.br/ugb/sinageo/7/0246.pdf>>. Acesso em: 20 dez. 2020.

FRANÇA, J.S.; CALLISTO, M. **Monitoramento participativo de rios urbanos por estudantes cientistas**. 1a edição. Belo Horizonte: Juliana Silva França. 284p. 2019. DOI: 10.17648/ufmg-monitoramento2019.

FEIO, M. J.; NORRIS, R. H.; GRAÇA, M. A. S.; NICHOLS, S. **Water quality assessment of Portuguese streams: Regional or national predictive models?**. Rev. Ecological Indicators, v.9, p. 791–806, 2009.

FEIO, M.J.; DOLÉDEC, S. **Integration of invertebrate traits into predictive models for indirect assessment of stream functional integrity: a case study in Portugal**. Ecological Indicators, v. 15, n. 1, p. 236-247, 2012.

FIENER, P., AUERSWALD, K., Van Oost, K. "Spatio-temporal Patterns in Land Use and Management Affecting Surface Runoff Response of Agricultural Catchments—A Review." Earth-science Reviews 106.1 (2011): 92-104.

FILHO, D. **Caracterização da qualidade da água de Pau dos Ferros quanto a parâmetros físico-químicos**. Centro Multidisciplinar de Pau dos Ferros. Trabalho de Conclusão de Curso - Universidade Federal Rural do Semi-Árido, 2019.

FITTKAU, E.J. **Distribution and ecology of Amazonian chironomids (Diptera)**. *Canadian Entomologist*. 1971, 103(3), 407-413. <http://dx.doi.org/10.4039/Ent103407-3>.

FREITAS, R. O. **Textura de drenagem e sua aplicação geomorfológica**. Boletim Paulista de Geografia, v. 11, p. 53-57, 1952.

FUNDAÇÃO DE DESENVOLVIMENTO DA PESQUISA – FUNDEP. **Biomonitoramento da ictiofauna e monitoramento ambiental participativo na bacia do Rio das Velhas**. ATO CONVOCATÓRIO Nº 005/2014. Belo Horizonte, 2017. Disponível em: <https://cdn.agenciapeixevivo.org.br/arquivos/uploads/2017/12/Biomonitoramento-D%C3%A9cimo-Quarto-Produto-volume-%C3%BAnico-final.pdf>. Acesso em: 15 dez. 2020.

GALIZZI, M. C.; MARCHESE, M. **DECOMPOSITION AND INVERTEBRATE COLONIZATION OF *Tessaria integrifolia* (Asteraceae) LEAVES IN A SECONDARY CHANNEL OF THE MIDDLE PARANÁ RIVER**. INCI [online]. vol.32, n.8, pp.535-540. ISSN 0378-1844, 2007.

GAC, J. Y., AND A. KANE. **Le fleuve Sénégal: I Bilan hydrologique et flux continentaux der matières particulaires a l'embouchure**. Sci. Geol. Bull., 39, 99–130. 1986;

GONÇALVES, A. F. **O Conceito de Governança**. In: Anais do XIV Congresso Nacional CONPEDI, Conselho Nacional de Pesquisa e Pós-Graduação em Direito, Fortaleza, 2005.

GONÇALVES, M. S. **Educação e participação social na gestão de recursos hídricos: Proposta metodológica para práticas de conservação de nascentes**. Dissertação (Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Campo Mourão, Campo Mourão, 2020.

GOULART, M. & CALLISTO, M. **Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental**. Revista FAPAM, v. 2, n. 1, p.152-164, 2003.

GUEDES, H. A. S.; SILVA, D. D. da; ELESBON, A. A. A.; RIBEIRO, C. B. M.; MATOS, A. T. de; SOARES, J. H. P. Aplicação da análise estatística multivariada no estudo da qualidade da água do Rio Pomba, MG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.16, n.5, p.558–563, 2012. Campina Grande, PB, UAEA/UFCG.

GRANZIERA, M. L. M. **Direito Ambiental**. Editora Foco, 5ed. Indaiatuba, São Paulo, 2019. Disponível em: https://edisciplinas.usp.br/pluginfile.php/4912235/mod_resource/content/0/Protecao%20Florestal%20-%20Granziera.pdf. Acesso em: 30 jun. 2020.

GLOBAL WATER PARTNERSHIP - GWP. Comité de Consejo Técnico, Suecia, 2000.
Manejo Integrado de Recursos Hídricos. 1. ed. Estocolmo – Suecia, 2000.

HANNAFORD, M.J.; BARBOUR, M.T.; RESH, V.H. **Training reduces observer variability in visual-based assessments of stream habitat**. J. N. Am. Benthol. Soc., v. 16, n. 4, p. 853-860, 1997.

HENRY-SILVA, G.G; CAMARGO, A.F.M. **Impacto do lançamento de efluentes urbanos sobre alguns ecossistemas aquáticos do município de Rio Claro (SP)**. Revista Ciências Biológicas e do Ambiente, v.2, n.3, p 317-330, 2000.

HOLME N.A., MCINTYRE, A.D. **Methods for the study of Marine Benthos**. Blackwell Scientific Publications, London, 1984.

HORTON, R. **Erosional development of streams and their drainage basins:hidrophysical approach to quatitative morphology**. Geological Society of American Bulletin, v. 56, n. 3, p. 275-370, 1945.

HUTCHINSON, G. T.; PATOCK-PECKHAM, J.A.; CHEONG, J.; NAGOSHI, C.T. **Irrational beliefs and behavioral misregulation in the role of alcohol abuse among college students**. Journal of Rational-Emotive and Cognitive Behavior Therapy, v. 16, p. 61–74, 1998.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS - IGAM. **Monitoramento da Qualidade das Águas Superficiais na Bacia do Rio Doce em 2007**. Relatório Anual. Projeto “Águas de Minas”. Belo Horizonte. Instituto Mineiro de Gestão das Águas. 2008. 171 p, 2008.

INTERNATIONAL CONFERENCE ON WEB ENGINEERING - ICWE. **The Dublin Statement and Report on the Conference and the International Conference on Water and the Environmental Development Issues for the Twenty-first Century**. WMO. Genève, Switzerland, 1992.

JOLLIFFE, L. T. **Principal component analysis**. 2.ed. New York: Springer, 2002. 487p.

JUNQUEIRA, M. V.; CAMPOS, S. C. M. **Adaptation of the “BMWP” method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil)**. Acta Limnol Bras 10: 125–135, 1998.

JUNQUEIRA, M. V.; ALVES, K. C.; PAPROCKI, H.; CAMPOS, M. S.; CARVALHO, M. D.; MOTA, H. R.; ROLLA, M. E. **Índices bióticos para avaliação de qualidade de água de rios tropicais – síntese do conhecimento e estudo de caso: Bacia do Alto Rio Doce**. RBCIAMB, n..49, p. 15-33, 2018. DOI: 10.5327/Z2176-947820180322.

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento**. Tese (Doutorado em Ciência na Área de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos). Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Ecologia. São Paulo, 2004.

LANA, C. E.; ALVES, J. M. de P.; CASTRO, P.T.A. **Análise Morfométrica da Bacia do Rio do Tanque, MG-BRASIL**. REM. Ouro Preto-MG, v. 54, n.2, p. 121-126, 2001.

LI, L.; ZHENG, B.; LIU, L. **Biomonitoring and Bioindicators Used for River Ecosystems: Definitions, Approaches and Trends**. Procedia Environmental Sciences, v. 2, p. 1510–1524, 2010.

LI, S., YI, M., CHEN, K., DING, N., WANG, B., YAO, H. **Differences in responses of macroinvertebrate traits and functional diversity to environmental variables at different spatial scales between ecoregions in the Wei River basin, China**. Acta Ecol. Sin. v. 38, n. 7, p. 2566–2578, 2018.

LIMA, H. S. **Qualidade das águas superficiais da porção mineira da bacia do Rio Doce e sua relação com aspectos socioambientais**. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais, 2016.

LOLLO, J. A. **O uso da técnica de avaliação do terreno no processo de elaboração do mapeamento geotécnico: sistematização e aplicação na quadrícula de Campinas**. Tese (Doutorado em Geotecnia) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1995.

LÔNDERO, E.; GARCIA, C. **Sovergs. Site Higienistas, 2010**. Disponível em: <<http://www.sovergs.com.br/site/higienistas/trabalhos/10474.pdf>>. Acesso em: 03 abr. 2020.

LOPES, M. M.; RIBEIRO, M. L.; TEIXEIRA, D. **O comitê de bacia hidrográfica como foco de estudo em dissertações e teses**. Revista Uniara, v.18, n. 2, 2015.

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

MAGURRAN, A. E. **Measuring Biological Diversity**. Blackwell Publishing, Oxford, 256p, 2004.

MAIA, K. P.; SILVA, G; LIBANIO, M. **Aplicação de análise multivariada no estudo da frequência de amostragem e do número de estações de monitoramento de qualidade da água**. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 24, n. 5, p. 1013-1025, 2019. DOI: 10.1590/s1413-41522019175743.

MANDAVILLE, S. M. **Benthic macroinvertebrates in freshwaters taxa tolerance values, metrics and protocols**. Washington: EPA, 181 p. 2002.

MARKERT, B.; OEHLMANN, J.; ROTH, M. **General aspects of heavy metal monitoring by plants and animals**. In: Subramanian KS & Iyengar GV (eds) Environmental biomonitoring - exposure, assessment and specimen banking. ACS Symposium series 654. American Chemical Society, p 19-29, 1997.

MARTINS, R. C. **De bem comum a ouro azul: a crença na gestão racional da água**. Contemporânea, v. 2, n. 2 p. 465-488, 2012.

MEDEIROS, E. L. **DENSIDADE DO GASTRÓPODE INVASOR *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774) ASSOCIADO ÀS MACRÓFITAS AQUÁTICAS *Egeria densa* E *Chara indica***. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural do Semiárido – UFERSA, 2015.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. **An introduction to the aquatic insects of North America**. 3.ed. Dubuque: Kendall/Hunt, 1996. 862p.

METCALF; EDDY. Inc. **Wastewater Engineering treatment Disposal Reuse**. 4. ed. New York, McGraw - Hill Book, p. 1815, 2003.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais. Relatório técnico de monitoramento do desmatamento nos biomas Cerrado, 2002 a 2008: dados revisados. Brasília: MMA/IBAMA/CID. 2009. 69 p.

MIRANDA, E. E. **Poluição das Águas**. In: Ecologia. São Paulo, Edições Loyola, 1995, p. 59-60.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de identificação de macroinvertebrados Aquáticos do estado do Rio de Janeiro**: Technical Books, 2010.176 p.

NESSIMIAN, J. L. & SANSEVERINO, A. M. **Trophic functional characterization of chironomidae larvae (Diptera: Chironomidae) in a first order stream at the mountain region of Rio de Janeiro State, Brazil**. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie, 26: 2115-2119, 1998.

NKWOJUS. J. A.; UGBANA, S. I.; INA-SALWANY, M. Y. **Impacts of land-based pollutants on water chemistry and benthic macroinvertebrates community in a coastal lagoon, Lagos, Nigeria**. Rev. Scientific African, v. 7, 2019.

NOLASCO, G. M.; GAMA, E. M.; REIS, B. M.; REIS, A. C. P.; GOMES, F. J. S.; MATOS, R. P. **Análise da alcalinidade, cloretos, dureza, temperatura e condutividade em amostras de água do município de Almenara/MG**. Recital - Revista de Educação, Ciência e Tecnologia de Almenara/MG, [S. l.], v. 2, n. 2, p. 52–64, 2020. DOI: 10.46636/recital.v2i2.60.

ODUM, E. P.; BARRET, G. W. **Fundamentos de Ecologia**. São Paulo: Cengage Learning. p.612, 2008.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Ed. Guanabara, Rio de Janeiro. 434p. 1988.

OLIVEIRA, A. C. S.; STEINER, A. Q.; AMARAL; F. D.; SANTOS, M. F. A.V. **Percepção dos ambientes aquáticos recifais da praia de Boa Viagem (Recife/PB) por estudantes, professores e moradores**. Olam, v. 9, n. 2, p. 136-163, 2009.

OLIVEIRA, E. G. **Contribuições para o diagnóstico ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Doce, estudo de caso: Sub-bacia do Rio Piranga**. 236 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2016.

OLIVEIRA, T. M. **Diagnóstico da qualidade físico-química e biológica dos afluentes da bacia do alto rio Pirapó**. Dissertação (Mestrado) - UEM, Maringá, PR, 2004.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS – ONU. **Agenda 21. Documento aprovado na Organização das Nações Unidas (ONU)**. Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, realizada no Rio de Janeiro, 1992.

PALMA, E. G. A. **Governança das águas no Brasil: a aplicação da Política Nacional de Recursos Hídricos e seus impactos no território da bacia do rio São Francisco**. Tese (Doutorado em Geografia). Universidade Federal de Sergipe, Sergipe, 2017.

PANIZON, M. **Biomonitoramento da comunidade de macroinvertebrados de um reservatório de abastecimento público no sul do Brasil**. Dissertação (Ciência e Tecnologia Ambiental). Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2016.

PARRON, L. M.; MUNIZ, D. H. F.; PEREIRA, C. M. **Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água**. Embrapa Florestas, 2011.

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

PAVANELLI, G. **Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação da água com cor ou turbidez elevada**. São Carlos. 205 p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

PIMENTA, S. M.; BOAVENTURA, G. R.; PEÑA, A. P.; RIBEIRO, T. G. **Estudo da qualidade da água por meio de bioindicadores bentônicos em córregos da área rural e urbana**. Rev. Ambient. Água v. 11, n. 1, Taubaté, 2016.

PIVELI, R. P.; KATO, M. T. **Qualidade das águas e poluição: Aspectos físico-químicos**. 1ª ed. São Paulo: Abes, 2006.

PLAFKIN, J.L., M.T. BARBOUR, K.D. PORTER, S.K. GROSS, AND R.M. HUGHES. **Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: Benthic macroinvertebrates and fish**. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water Regulations and Standards, Washington, D.C, 1989.

PRATT, J. M.; COLER, R. A. **A procedure for the routine biological evaluation of urban runoff in small rivers**. Water Research, v.10, p 1019-1025, 1976.

QUEIROZ, J. F.; MOURA, M. S. G.; TRIVINHO-STRIXINO, S. **Organismos bentônico: biomonitoramento da qualidade de água**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 91p, 2008.

REBOUÇAS, A. da C. **Água e desenvolvimento rural**. Estudos Avançados, [S. l.], v. 15, n. 43, p. 327-344, 2001. Disponível em: < <https://www.revistas.usp.br/eav/article/view/9840>>. Acesso em: 27 jun. 2020.

REIS, B. C.; DIAS, D. A. F.; VIEIRA, E. M. **Análise integrada morfométrica e de ocupação em pequenas Bacias Hidrográficas: Estudo de caso do Córrego Santa Maria, Conceição de Ipanema – MG**. Research, Society and Development, v. 9, n. 10, e3359108464, 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.33448/rsd>.

ROCHA, A. A. **Estudo sobre a Fauna Bentônica da Represa de Americana no Estado de São Paulo**. (Dissertação de Mestrado) Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências da USP, 1972.

RODRIGUES, A. S. de L.; CASTRO, P. de T. A. **Protocolos de avaliação rápida: instrumentos complementares no monitoramento dos recursos hídricos**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 13, p. 161-170, 2008.

RODRIGUES, R. C.; TEIXEIRA, R. A.; CAMPOS, L. A. **Comunidade de insetos bentônicos em rio impactado por mineração de carvão em Treviso, Santa Catarina**. Rev. Tecnologia e Ambiente, Criciúma, v. 13, p. 1-14, 2005.

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

SALOMÃO, C. S. C.; PAULA, L. G. S.; ELMIRO, M. A. T. **Uso da análise multicritério para definição de áreas prioritárias para reflorestamento na Bacia do Rio Piranga, MG, Brasil**. Rev. Sustainability in Debate - Brasília, v. 11, n.2, p. 108-120, 2020.

SANTANA, S. S. **Impactos ambientais e socioeconômicos do uso da água nas CSAs do DF**. Dissertação (Mestrado em Agronegócios). Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, Brasília, 2018.

SANTOS, A, L.B.; CORREIA, D. L. S.; SANTOS, J. C. **Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores do impacto urbano**. Journal of Environmental Analysis and Progress, v.01, p. 34-42, 2016.

SANTOS, A. M.; TARGA, M. S.; BATISTA, G. T.; DIAS, N. W. **Análise morfométrica das sub-bacias hidrográficas Perdizes e Fojo no município de Campos do Jordão, SP, Brasil**. Ambiente & Água, Taubaté, v. 7, n. 3, p. 195-211, 2012.

SANTOS, G. V.; DIAS, H. C. T.; SILVA, A. P. S.; MACEDO, M. N. C. **Análise hidrológica e socioambiental da bacia hidrográfica do córrego Romão dos Reis, Viçosa-MG**. Rev. Árvore, v.31, n.5, Viçosa, 2007.

SANTOS, M. A. D.; BARBIERI, A. F.; CARVALHO, J. A. M.; MACHADO, C. J. **O Cerrado Brasileiro: Notas para Estudo**. UFMG. Belo Horizonte, p. 15. 2010.

SANTOS, M. C.; SILVA, F. S. M.; ARAÚJO, A. M. S.; FERREIRA, B. N.; SILVA, D. **D. Determinação de propriedades físico-químicas de águas do chafariz do município de Cuité-PB.** Educação, Ciência e Saúde, v. 6, n. 1, p. 19, 2019.

SHANNON, C. E.; Weaver, W. 1949. **The Mathematical Theory of Communication.** Urbana: University Illinois Press, 1949.

SILVA, A. M. **Princípios Básicos de Hidrologia.** Departamento de Engenharia. UFLA. Lavras, Minas Gerais, 1995.

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*.** Rev Pan-Amaz Saude, v.7, n.3, p.13-22, 2016.

SILVA, L. G. T.; SILVA, B. N. R. da; RODRIGUES, T. E. **Análise fisiográfica das várzeas do baixo Tocantins: uma contribuição ao manejo e desenvolvimento dos sistemas de uso da terra.** Belém, PA: EMBRAPA Amazônia Oriental, 34 p. 2002.

SILVA, N.A.P.; DUARTE, M.; DINIZ, I.R.; MORAIS, H.C. **Host plants of Lycaenidae on inflorescences in central Brazilian Cerrado.** J. Res. Lep. v. 44, p. 95–105, 2011.

SILVA, R. M. A. **Entre dois paradigmas: combate à seca e convivência com o semiárido.** Revista Sociedade e Estado, Brasília, v.18, n.1/2, p. 361-385, 2003.

SILVEIRA, M.P.; BAPTISTA, D.F.; BUSS, D.F.; NESSIMIAN, J.L.; EGLER, M. **Application of biological measures for stream integrity assessment in south-east Brazil.** Environmental Monitoring and Assessment, v.101, p.117-128, 2005.

SILVEIRA, M. P.; QUEIROZ, J. F. de; BOEIRA, R. C. **Protocolo de coleta e preparação de amostras de macroinvertebrados bentônicos em riachos.** Comunicado técnico n. 19, Embrapa, 2004, 7 p.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO - SNIS. **24º Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos. 2019.** Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-anual-agua-e-esgotos/diagnostico-dos-servicos-de-agua-e-esgotos-2019>>. Acesso em: 16 set. 2020.

SONODA, K. C. **Monitoramento biológico das águas no bioma Cerrado utilizando insetos aquáticos: uma revisão / Khátia Sonoda.** Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2009.

SOARES, E; FERREIRA, R. **Avaliação da qualidade da água e a importância do saneamento básico no Brasil.** Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade, 2017.

SOUZA, S. R.; SOUSA, E. O. **Potabilidade da água de cacimbas: estudo de caso em um distrito da cidade de barro, Ceará.** Brazilian Journal of Biosystems Engineering v. 14(4) 321-328, 2020.

STRAHLER, A. N. 1957. **Quantitative analysis of watershed geomorphology**. Transactions of the American Geophysical Union, v.38, n.6, p.913–920, 1957.

STRIXINO, G. **Ensaio para um estudo ecológico da macrofauna de fundo na represa de Americana**. São Paulo, USP, 42p (Master Thesis), 1971.

TOLEDO, C. **O Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio Piranga/MG: os impasses e desafios na implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos**. 232 f. Tese (Doutorado em Extensão Rural). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2019.

TOTTI, M. E. F. **Gestão das águas no Brasil: trajetória e reflexões**. Agenda Social. Revista do PPGPS/UENF, v.3, n.1, p. 01-24, Campos dos Goytacazes, 2009.

TRIVINHO-STRIXINO, S. **Larvas de Chironomidae**. Guia de Identificação. Departamento de Hidrobiologia/ Laboratório de Entomologia aquática/ UFSCar. São Carlos, 371 p, 2011.

TUCCI, C. E. M. Hidrologia: ciência e aplicação. (3^a ed.), Porto Alegre: ABRH, 2004. 943 p, 2004.

TUNDISI, J.G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. São Carlos. Ed. Rima, 248p, 2003.

UFMG; UFV; FUNDAÇÃO RENOVA. **Definição de áreas prioritárias para restauração florestal na Bacia do Rio Doce, 2018**.

UNESP. PROFÁGUA – Programa de Pós-Graduação em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos. **Áreas de Concentração**. Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP). 2018. Disponível em: <https://www.feis.unesp.br/#!/posgraduacao/profagua/programa/areas-de-concentracao-e-linhas-de-pesquisa>. Acesso em: 10 mar. 2021.

UNESCO. **Relatório mundial das nações unidas sobre desenvolvimento dos recursos hídricos: soluções baseadas na natureza para a gestão da água – Sumário Executivo**. 2018. Disponível em: <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000261594_por>. Acesso em: 14 jul. 2020.

UNITED NATIONS – UN. Committee on Economic, Social and Cultural Rights. General Comment 15: The right to water (Twenty-ninth session, 2003). Geneva, 2003.

UNITED NATIONS – UN. Resolution 1985/17. Review of the composition, organization and administrative arrangements of the Sessional Working Group of Governmental Experts on the Implementation of the International Covenant on Economic, Social and Cultural Rights, 1985.

VANNOTE, R.L. R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R. & CUSHING, C. E. **The river continuum concept**. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, Guelph, 37: 130-137. 1980.

VARIS, O.; ENCKELL, K.; KESKINEN, M. **Integrated water resources management: horizontal and vertical explorations and the ‘water in all policies’ approach.** International Journal of Water Resources Development, v. 30, n.3, p. 433–444, 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/07900627.2014.912130>.

VILAÇA, M.F.; GOMES, I.; MACHADO, M. L.; VIEIRA, E. M.; SIMÃO, M. L. R. **Bacia hidrográfica como unidade de planejamento e gestão: O estudo de caso do ribeirão conquista no município de Itaguara/MG.** In: Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada, 13, Viçosa. Anais...Viçosa/MG: Universidade Federal de Viçosa, 2009.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Bacia Hidrográfica.** In: Hidrologia Aplicada. São Paulo, SP: McGraw-Hill, 1975.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/ UFMG, 2005.

WHITFIELD, J. **Vital Signs.** Nature, v. 411, n. 6841, p. 989- 991, 2001.

WOLKMER, M. F.; PIMMEL, N. F. **Política nacional de recursos hídricos: governança da água e cidadania ambiental.** Sequência, Florianópolis, v. 67, p. 165-198, 2013.

WALLACE, J. B.; WEBSTER, J. R. **The Role of Macroinvertebrates in Stream Ecosystem Function.** Annual Review of Entomology, v. 41, n. 1, p 115-39, 1996.

WARWICK, R. **Environmental Impact Studies on Marine Communities: Pragmatical Considerations.** Rev. Austral Ecology, v. 18, n. 1, p. 63-80, 1993.

YIN, X.W., XU, Z.X., GAO, X., BAI, H.F., WU, W., SONG, J.X. **Macrobenthos community structure and its relationships with environmental factors in Weihe River basin, Northwest China.** Appl. Ecol. v. 24, n. 1, p. 218, 2013.

ZHANG, Q.; YANG, T.; WAN, X.; WANG, Y.; WANG, W. **Community characteristics of benthic macroinvertebrates and identification of environmental driving factors in rivers in semi-arid areas – A case study of Wei River Basin, China** Ecological Indicators, v. 121 107153, 2021.

APÊNDICE A – Resultados das análises de qualidade da água

Qualidade da Água							
PONTO					ANÁLISE LABORATORIAL		
	TEMPERATURA (°C)	CONDUTIVIDADE ESPECÍFICA ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	OXIGÊNIO DISSOLVIDO (OD. $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	POTENCIAL HIDROGENIÔNICO (pH)	TURBIDEZ (NTU)	FÓSFORO TOTAL (P-Total) ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	SÓLIDOS DISSOLVIDOS TOTAIS (SDT) ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
P1	26,21	0,052	13,39	7,12	4,57	0,016	20,70
P2	26,41	0,057	12,48	7,79	13,4	0,005	19,00
P3	26,92	0,058	12,33	7,51	8,45	0,056	34,00
P4	27,33	0,067	13,9	7,87	3,29	0,007	47,7
P5	24,5	0,113	1,88	6,6	20,27	0,244	66,30

Fonte: Autora, 2022.

APÊNDICE B – Dados das comunidades de macroinvertebrados bentônicos

PONTO 1		
Ponte Nova/MG		
Ordem	Família	Abundância
Basommatophora	Lymnaeidae	59
Pulmonata	Planorbidae	24
Coleoptera	Sphaeriidae	29
Mesogastropoda	Thiaridae	4
Coleoptera	Elmidae	2
Diptera	Chironomidae	16
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	2
Coleoptera	Gyrinidae	2
Arhynchobdellida	Erpobdellidae	2
Total	9	140

PONTO 2		
Guaraciaba/MG		
Ordem	Família	Abundância
Coleoptera	Sphaeriidae	8
Basommatophora	Lymnaeidae	10
Coleoptera	Psephenidae	4
Diptera	Chironomidae	1
Odonata	Libellulidae	4
Arhynchobdellida	Naididae	8
Coleoptera	Dryopidae	4
Ephemeroptera	Leptohiphidae	4
Odonata	Gomphidae	15
Odonata	Aeshnidae	4
Total	10	62

PONTO 3		
Porto Firme/MG		
Ordem	Família	Abundância
Coleoptera	Elmidae	7
Odonata	Libellulidae	4
Decapoda	Palaemonidae	7
Coleoptera	Sphaeriidae	8
N.I.	N.I.	4
Total	5	30

Continuação APÊNDICE B

PONTO 4		
Piranga/MG		
Ordem	Família	Abundância
Odonata	Gomphidae	4
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	4
Coleoptera	Sphaeriidae	8
Coleoptera	Elmidae	4
Hemiptera	Veliidae	4
Basommatophora	Lymnaeidae	6
Odonata	Aeshnidae	4
Coleoptera	Psephenidae	4
Trichoptera	Philopotamidae	10
Odonata	Libellulidae	5
Coleoptera	Chrysomelidae	4
Total	11	57

PONTO 5		
Rio Espera/MG		
Ordem	Família	Abundância
Coleoptera	Glossiphoniidae	15
Rhynchobdellida	Chironomidae	187
Ephemeroptera	Baetidae	9
Odonata	Libellulidae	4
N.I.	N.I.	1
Total	5	216

ANEXO A – Protocolo de Avaliação Rápida (PAR)

PARÂMETROS	4 PONTOS	2 PONTOS	0 PONTO
Tipo de ocupação das margens do corpo d'água (principal atividade)	Vegetação natural	Campos de pastagem/ agricultura/ monocultura/ Reflorestamento	Residencial/comercial/ industrial
Erosão próxima e/ou nas margens do rio e assoreamento em seu leito	Ausente	Moderada	Acentuada
Alterações antrópicas	Ausente	Alterações de origem doméstica (esgoto, lixo)	Alterações de origem industrial/urbana (fábricas, siderurgias, canalização do curso do rio)
Cobertura vegetal do rio	Parcial	Total	Ausente
Odor da água	Nenhum	Esgoto	Óleo/industrial
Transparência da água	Transparente	Turva/cor de chá-forte	Opaca ou colorida
Odor do sedimento	Nenhum	Esgoto	Óleo/industrial
Oleosidade do fundo	Ausente	Moderado	Abundante
Tipo de fundo	Pedras/cascalho	Lama/areia	Cimento/canalizado

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

Continuação ANEXO A

PARÂMETROS	5 PONTOS	3 PONTOS	2 PONTOS	0 PONTOS
Tipos de fundo	Mais de 50% com habitats diversificados, pedaços de troncos, cascalho ou outros habitats 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, substrato rochoso instável para a fixação dos organismos
Extensão de rápidos	Rápidos e corredeiras bem desenvolvidas; rápidos tão largos quanto o rio e com o comprimento igual ao dobro da largura do rio	Rápidos com a largura igual à do rio, mas com comprimento menor que o dobro da largura do rio	Trechos rápidos podem estar ausentes; rápidos não tão largos quanto o rio e seu comprimento menor que o dobro da largura do rio	Rápidos ou corredeiras inexistentes
Frequência dos rápidos	Rápidos relativamente frequentes; distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 3 e 7.	Rápidos não frequentes; distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 7 e 15	Rápidos ou corredeiras ocasionais; habitats formados pelos contornos do fundo; distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 15 e 25	Geralmente com lâmina d'água "lisa" ou com rápidos rasos; pobreza de habitats; distância entre rápidos dividida pela largura do rio maior que 25
Tipos de fundo	Seixos abundantes (prevalecendo em nascentes)	Seixos abundantes; cascalho comum	Fundo formado predominantemente por cascalho; alguns seixos presentes	Fundo pedregoso; seixos ou lamoso
Deposição de lama	Entre 0 e 25% do fundo coberto por lama	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
Depósitos sedimentares	Menos de 5% do fundo com deposição de lama; ausência de deposição nos remansos	Alguma evidência de modificação no fundo principalmente como 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 a 50% do fundo afetado; deposição moderada nos remansos	Grandes depósitos de lama; maior desenvolvimento das margens; mais de 50% do fundo modificado; remansos ausentes devido à significativa deposição de sedimentos

Continuação ANEXO A

Alterações no canal do rio	Canalização ou dragagem ausente ou mínima; rio com padrão normal	Alguma canalização presente, normalmente próximo à construção de pontes; evidência de modificações há mais de 20 anos	Alguma modificação presente nas duas margens; 40 a 80% do rio modificado	Margens modificadas; acima de 80% do rio modificado
Características do fluxo das águas	Fluxo relativamente igual em toda a largura do rio; mínima quantidade de substrato exposta	Lâmina d'água acima de 75% do canal do rio; ou menos de 25% do substrato exposto	Lâmina d'água entre 25 e 75% do canal do rio, e/ou maior perto do substrato nos rápidos exposto	Lâmina d'água escassa e presente apenas nos remansos
Presença de mata ciliar	Acima de 90% com vegetação ripária nativa, incluindo árvores, arbustos ou macrófitas; mínima evidência de deflorestamento; todas as plantas atingindo a altura normal	Entre 70 a 90% com vegetação ripária nativa; deflorestamento evidente mas não afetando o desenvolvimento da vegetação; maioria das plantas atingindo a altura normal	Entre 50 e 70% com vegetação ripária nativa; deflorestamento óbvio; trechos com solo exposto ou vegetação eliminada; menos da metade das plantas atingindo a altura normal	Menos de 50% da mata ciliar nativa; deflorestamento muito acentuado
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 a 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 a 100% da margem
Extensão de mata ciliar	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

Continuação ANEXO A

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 perífiton	Algas filamentosas ou macrófitas em poucas pedras ou alguns remansos; perífiton abundante e biofilme	Ausência de vegetação aquática no leito do rio ou grandes bancos macrófitas
-------------------------------	---	---	--	---






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

ANEXO B - Novos escores do método Biological Monitoring Working Party Score System (BMWP) Minas estabelecidos para os macrozoobentos lóticos tropicais.

Famílias	Escore
Gripopterygidae, Perlidae	10
Calamoceratidae, Xiphocentronidae, Anomalopsychidae, Odontoceridae, Limnephilidae, Atriplectididae, Limnephilidae	
Euthyplociidae, Oligoneuriidae	
Psephenidae, Hydroscaphidae, Torridincolidae	
Blephariceridae	
Spongillidae	
Glossosomatidae, Philopotamidae, Hydrobiosidae, Ecnomidae	
Leptophlebiidae	
Aeshnidae, Lestidae, Perilestidae, Corduliidae, Calopterygidae	
Aeglidae, Hyalellidae	7
Leptoceridae, Polycentropodidae, Helicopsychidae	
Leptohephidae	
Coenagrionidae, Megapodagrionidae, Protoneuridae, Libellulidae, Gomphidae	
Pyralidae	
Hydracarina	6
Hydroptilidae	
Noteridae, Lutrochidae, Hydrochidae, Limnichidae, Hydraenidae, Dryopidae	
Corydalidae	
Palaemonidae, Gammaridae	
Hyriidae, Mycetopodidae, Ancylidae	
Hydropsychidae	5
Polymitarcyidae, Baetidae, Caenidae	
Elmidae	
Ampullariidae	
Simuliidae, Dixidae, Empididae, Tipulidae, Limoniidae, Athericidae	4
Lampyridae, Chrysomelidae, Curculionidae, Haliplidae, Staphylinidae, Dytiscidae,	
Gyrinidae, Hydrophilidae	
Sialidae	
Ceratopogonidae, Tabanidae, Stratiomyidae, Sciomyzidae, Dolichopodidae	
Lymnaeidae, Thiaridae, Corbiculidae, Mytilidae	3
Dugesiiidae	
Nepidae, Hydrometridae, Belostomatidae, Pleidae, Hebridae, Corixidae,	
Gerridae, Gelastocoridae, Naucoridae, Notonectidae, Veliidae, Mesoveliidae, Corixidae	
Physidae, Sphaeriidae, Planorbidae, Hydrobiidae	
Psychodidae	2
Glossiphoniidae, Erpobdellidae	
Chironomidae, Culicidae, Muscidae, Ephydriidae	
Oligochaeta, Syrphidae	1

Fonte: Junqueira *et al.*, 2018.

ANEXO C – Classificação da qualidade da água utilizada pelo Biological Monitoring Working Party Score System/Average Score Per Taxon (BMWP/ASPT) Minas.

Classes de qualidade	Índice BMWP/ASPT Minas	Qualidade da água	Cor indicativa
1	> 6,0	muito boa	
2	5,0–6,0	boa	
3	3,9–4,9	Regular	
4	2,5–3,8	ruim	
5	< 2,5	Péssima	

Fonte: Junqueira *et al.*, 2018.