

Universidade Federal do Triângulo Mineiro
Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental

Amanda Cunha Biscalquini

Uso de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade da água da
microbacia do córrego dos Palmitos, Orlândia-SP

Uberaba
2018

Amanda Cunha Biscalquini

Uso de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade da água da
microbacia do córrego dos Palmitos, Orlandia-SP

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, da Universidade Federal do Triângulo Mineiro, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.

Orientadora: Profa. Dra. Ana Carolina Borella Marfil Anhê

Coorientadora: Profa. Dra. Ana Paula Milla dos Santos Senhuk

Uberaba

2018

**Catálogo na fonte: Biblioteca da Universidade Federal do
Triângulo Mineiro**

B526u Biscalquini, Amanda Cunha
Uso de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade da água da microbacia do córrego dos Palmitos, Orlandia-SP / Amanda Cunha Biscalquini. -- 2018.
92 f. : il., fig., graf., tab.

Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) -- Universidade Federal do Triângulo Mineiro, Uberaba, MG, 2018
Orientadora: Profa. Dra. Ana Carolina Borella Marfil Anhê
Coorientadora: Profa. Dra. Ana Paula Milla dos Santos Senhuk

1. Água - Qualidade. 2. Indicadores biológicos - Palmitos, Rio, Ba-
cia. 3. Água - Análise. 4. Solos - Análise. I. Anhê, Ana Carolina Borella
Marfil. II. Universidade Federal do Triângulo Mineiro. III. Título.

CDU 543.3

AMANDA CUNHA BISCALQUINI

USO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS COMO BIOINDICADORES DA QUALIDADE DA ÁGUA DA MICROBACIA DO CÓRREGO DOS PALMITOS, ORLÂNDIA - SP

Dissertação apresentada à Universidade Federal do Triângulo Mineiro, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, para obtenção do título de mestre.

Aprovada em 31 de agosto de 2018

Banca Examinadora:



Profa. Dra. Ana Carolina Borella Marfil Anhô
Orientadora – PPGCTA – UFTM



Profa. Dra. Patricia Diniz Martins
Membro Titular – UFTM



Profa. Dra. Vera Lúcia Abdala
Membro Titular – IFTM

Dedico esta dissertação aos meus pais, Edison e Gilda, à minha irmã Anelise e ao meu amigo Nelo, pois sem o apoio incondicional e o amor destas pessoas, nada disso seria possível.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus acima de tudo, por ter me dado saúde para trilhar meu caminho e seguir neste sonho, além de ter colocado pessoas maravilhosas em minha estrada, pessoas estas que levarei para o resto de minha vida. Agradeço por Ele ter me abençoado, me dando forças para enfrentar as dificuldades com fé e sabedoria.

Agradeço aos meus pais e à minha irmã Anelise por terem me apoiado durante esses dois anos, garantindo que este sonho se realizasse. Obrigada pela dedicação e pelos valores e princípios a mim passados. Tenho certeza que irei honrar, de forma honesta, tais ensinamentos. Obrigada por disponibilizarem tempo e dedicação para irem à campo, por chorarem comigo em momentos de desespero e por logo em seguida, me acalmarem com palavras de conforto, força e incentivo.

Obrigada ao meu amigo Nelo de Oliveira por também disponibilizar tempo para me acompanhar nas idas a campo, nas análises em laboratório e por ter me dado forças nos momentos mais difíceis da caminhada. Obrigada ao meu amigo Francisco Ferreira Martins Neto pela amizade e companheirismo, por não medir esforços para me auxiliar em atividades que contribuíram para a confecção do meu trabalho. Aos alunos do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental Andréia Marega Luz e Polyane Ribeiro Machado obrigada pela amizade construída.

Agradeço à Profa. Dra. Ana Paula Milla dos Santos Senhuk por dispor de sua atenção e tempo, com o fim de colaborar, através de seus conhecimentos profissionais, na confecção deste trabalho.

Obrigada à Profa. Dra. Ana Carolina Borella Marfil Anhô por contribuir na minha vida profissional. Obrigada pelos ensinamentos e pela paciência, além das oportunidades que a senhora me proporcionou. Vejo na senhora um modelo a ser seguido. Ser professor nos dias atuais requer dedicação e empenho, o que a senhora mostrou a todo tempo. Que Deus ilumine seus passos e possa guiá-la para levar conhecimento a muitos acadêmicos, assim como levou a nós.

Enfim, agradeço a todos que direta e indiretamente contribuíram para a conclusão dessa etapa de minha vida.

“Deus jamais tirou os olhos de você. Nem tampouco deixou de escutar suas orações.”

Padre Fábio de Melo

RESUMO

Os ecossistemas aquáticos são impactados por diversas atividades antrópicas. Tendo em vista sua preservação, torna-se necessário o monitoramento da qualidade desses ecossistemas. Nesse sentido, o objetivo do trabalho foi avaliar a qualidade da água da microbacia do córrego dos Palmitos por meio do biomonitoramento com macroinvertebrados bentônicos. A região é responsável por 40% do abastecimento público de água do município de Orlandia-SP e é caracterizada pela ausência de estudos ambientais. Foi realizado o diagnóstico ambiental do córrego dos Palmitos e afluentes pela aplicação de um Protocolo de Avaliação Rápida (PAR), análise das métricas das comunidades de macroinvertebrados bentônicos, além de análises físico-químicas da água e análises do sedimento. Os resultados do PAR caracterizaram o córrego dos Palmitos variando de alterado a impactado e os afluentes de natural a alterado. O biomonitoramento, interpretado conforme os índices BMWP, Shannon-Wiener, Pielou e Berger-Parker, caracterizam a qualidade da água da microbacia em diferentes níveis, desde muito ruim a boa, notando-se nos pontos mais próximos a área urbana uma elevada dominância de quironomídeos, larvas de mosquitos extremamente resistentes a estresses ambientais. A maioria dos parâmetros físico-químicos não apresentaram forte correlação com a diversidade de macroinvertebrados bentônicos. Destaca-se o elevado nível de eutrofização dos corpos d'água devido às altas concentrações de fósforo advindas de atividades agrícolas locais, que abrangem cerca de 60% da área da microbacia de acordo com o estudo de uso e ocupação do solo. A análise dos sedimentos evidenciou que locais com mais heterogeneidade apresentam maior diversidade de macroinvertebrados. Além disso, as características morfológicas da microbacia contribuíram para a discussão de outras análises, como por exemplo a análise granulométrica dos sedimentos. O protocolo de grupos de alimentação funcional revela uma microbacia desestruturada na sua parte média/baixa, pelo predomínio de macroinvertebrados coletores e ausência de fragmentadores. Estes resultados, em conjunto, demonstram a alta degradabilidade da microbacia do córrego dos Palmitos na região abrangida pela área urbana, evidenciada pelo lançamento de efluentes domésticos, pela canalização de trechos dos cursos d'água, dentre outros. Espera-se que os resultados contribuam para o fortalecimento de propostas de monitoramento e controle da poluição hídrica, servindo como subsídio para programas de recuperação de áreas degradadas.

Palavras-chave: Biomonitoramento; uso e ocupação do solo; análise físico-química; análise granulométrica.

ABSTRACT

Aquatic ecosystems are impacted by diverse anthropogenic activities. In view of their preservation, it is necessary to monitor the quality of these ecosystems. In this sense, the objective of this study was to evaluate the water quality of the microbasin of the Palmitos stream by means of biomonitoring with benthic macroinvertebrates. The region accounts for 40% of the city's Orlandia-SP public water supply and is characterized by the absence of environmental studies. The environmental diagnosis of the stream of Palmitos and tributaries was carried out through the application of a Rapid Assessment Protocol (RAP), analysis of the metrics of the benthic macroinvertebrate communities, as well as physical and chemical analyzes of the water and sediment analyzes. The results of the RAP characterized the stream of the Palmitos ranging from altered to impacted and the tributaries from natural to altered. The biomonitoring, interpreted according to the BMWP, Shannon-Wiener, Pielou and Berger-Parker indices, characterize the water quality of the microbasin at different levels, from very poor to good, noting in the points closest to the urban area a high dominance of chironomids, mosquito larvae extremely resistant to environmental stresses. Most physico-chemical parameters did not present a strong correlation with the diversity of benthic macroinvertebrates. The high level of eutrophication of water bodies is highlighted due to the high concentrations of phosphorus from local agricultural activities, which cover about 60% of the area of the microbasin according to the study of land use and occupation. The analysis of the sediments showed that sites with more heterogeneity present a greater diversity of macroinvertebrates. In addition, the morphological characteristics of the microbasin contributed to the discussion of other analyzes, such as the granulometric analysis of the sediments. The protocol of functional feeding groups reveals an unstructured microbasin in the middle / low part, the predominance of collecting macroinvertebrates and the absence of fragmenters. These results, together, demonstrate the high degradability of the microbasin of the Palmitos stream in the region covered by the urban area, evidenced by the release of domestic effluents, the channeling of stretches of watercourses, among others. The results are expected to contribute to the strengthening of proposals for the monitoring and control of water pollution, serving as a subsidy for programs to recover degraded areas.

Keywords: Biomonitoring; use and occupation of the soil; Chemical physical analysis; granulometric analysis.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Localização da microbacia do córrego dos Palmitos.....	33
Figura 2 - Médias mensais da precipitação pluviométrica e temperatura do ar na microbacia do córrego dos Palmitos.	35
Figura 3 - Pontos de amostragem na microbacia do córrego dos Palmitos.....	36
Figura 4 - Hierarquização dos rios.	45
Figura 5 - Mapa hipsométrico da microbacia do córrego dos Palmitos.....	47
Figura 6 - Perfil longitudinal córrego dos Palmitos.	48
Figura 7 - Perfil longitudinal do afluente A1.	48
Figura 8 - Perfil longitudinal do afluente B1.....	49
Figura 9 - Perfil longitudinal do afluente C1.....	49
Figura 10 - Perfil longitudinal do afluente D1.	50
Figura 11 - Usos do solo da microbacia do córrego dos Palmitos.	50
Figura 12 - Fotos dos pontos amostrados.	52
Figura 13 - Dendograma de similaridade.	58
Figura 14 - Análise dos Componentes Principais (ACP).	59
Figura 15 - Gráfico resultante da análise funcional.....	60

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características dos pontos amostrados.	36
Tabela 2 - Características da rede de drenagem.	45
Tabela 3 - Características morfométricas.	46
Tabela 4 - Características do relevo da microbacia do córrego dos Palmitos.	47
Tabela 5 - Resultados da análise de uso e ocupação do solo.	51
Tabela 6 - Resultados das métricas dos macroinvertebrados bentônicos.	52
Tabela 7 - Resultados da aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida (PAR).	53
Tabela 8 - Resultados da análise granulométrica do sedimento dos pontos amostrados.	53
Tabela 9 - Resultado teor de matéria orgânica no sedimento.	59
Tabela 10 - Resultados das análises do fósforo nos pontos amostrados.	61
Tabela 11 - Resultados das análises físico-químicas nos pontos amostrados.	62

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ACP – Análise dos Componentes Principais
ANA – Agência Nacional das Águas
APP – Área de Proteção Permanente
AusRivAS - Australian River Assessment System
BMWP - *Biological Monitoring Working Party*
CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente
Cs – Concentração de Saturação
Dd – Densidade de drenagem
Dh – Densidade hidrográfica
EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPA – Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos
EUA – Estados Unidos da América
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICTE – Instituto de Ciências Tecnológicas e Exatas
IET – Índice de Estado Trófico
INMET – Instituto Nacional de Meteorologia
Kc – Coeficiente de Compacidade
Kf – Fator de forma
MG – Minas Gerais
MO – Matéria Orgânica
MOPF - Matéria Orgânica Particulada Fina
NBR – Norma Brasileira Regulamentadora
OD – Oxigênio Dissolvido
PAR – Protocolo de Avaliação Rápida
pH – Potencial Hidrogeniônico
QF – Quadrilátero Ferrífero
SP – São Paulo
UFTM – Universidade Federal do Triângulo Mineiro
UNT - Unidades Nefelométricas de Turbidez

PPGCTA - Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA.....	12
1.1 OBJETIVO GERAL	14
1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	14
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	15
2.1 A BACIA HIDROGRÁFICA COMO UNIDADE DE ESTUDO.....	15
2.2 MONITORAMENTO DA QUALIDADE DOS CORPOS HÍDRICOS	17
2.2.1 Análises físico-químicas	20
2.2.1.1 <i>Oxigênio Dissolvido (OD)</i>	20
2.2.1.2 <i>Temperatura</i>	22
2.2.1.3 <i>Potencial Hidrogeniônico (pH)</i>	22
2.2.1.4 <i>Condutividade elétrica</i>	23
2.2.1.5 <i>Turbidez</i>	24
2.2.1.6 <i>Fósforo</i>	24
2.2.2 Biomonitoramento da qualidade dos corpos hídricos.....	25
2.2.2.1 <i>Macroinvertebrados bentônicos</i>	27
2.2.3 Protocolo de Avaliação Rápida (PAR)	30
3 METODOLOGIA.....	33
3.1 ÁREA DE ESTUDO.....	33
3.1.1 Clima e precipitação.....	34
3.1.2 Uso do solo.....	35
3.1.3 Pontos de amostragem	35
3.2 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DA MICROBACIA DO CÓRREGO DOS PALMITOS .	36
3.2.1 Hierarquização da drenagem	37
3.2.2 Coeficiente de Compacidade (Kc).....	37
3.2.3 Fator de forma (Kf)	37
3.2.4 Densidade de Drenagem (Dd).....	38
3.2.5 Densidade Hidrográfica (Dh)	38
3.2.6 Declividade dos rios (S).....	39
3.3 ANÁLISE DOS MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS.....	39
3.3.1 Cálculo das métricas para os macroinvertebrados bentônicos	40
3.3.2 Análise funcional dos macroinvertebrados bentônicos.....	42
3.4 APLICAÇÃO DO PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA (PAR).....	42

3.5 ANÁLISE DO SEDIMENTO.....	43
3.6 ANÁLISE FÍSICO-QUÍMICA.....	43
3.7 ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	44
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	45
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	65
REFERÊNCIAS.....	67
APÊNDICE A – DADOS DAS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS.....	79
APÊNDICE B - RESULTADO COMPLETO DA APLICAÇÃO DO PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA (PAR).....	82
APÊNDICE C – DADOS DA ANÁLISE FUNCIONAL.....	83
APÊNDICE D – MATRIZ DE CORRELAÇÃO DE PEARSON.....	84
ANEXO A – PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA (PAR).....	85
ANEXO B – ESCORES ATRIBUÍDOS AOS TÁXONS DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS PARA A DETERMINAÇÃO DO ÍNDICE BMWP.....	89
ANEXO C – CLASSES DE QUALIDADE DA ÁGUA SEGUNDO O SOMATÓRIO DOS ESCORES DO BMWP DOS TAXA PRESENTES NOS PONTOS DE COLETA.....	90
ANEXO D – CLASSES DE DECLIVIDADE DO SOLO.....	91

1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

As águas continentais são amplamente utilizadas em todo o mundo com distintas finalidades, como o abastecimento público, irrigação, geração de energia, navegação, harmonia paisagística, dessedentação de animais, aquicultura, atividades de esporte, lazer, dentre outras (DELVES; PERAZZOLI; GOLDBACH, 2015). Entretanto, durante séculos a humanidade passou a considerar a água como recurso inesgotável, utilizando-a de maneira agressiva e descontrolada, sem avaliar as consequências ambientais em relação à quantidade e qualidade. O acelerado desenvolvimento urbano e industrial, associados a fatores antrópicos, como a ocupação irregular do solo, o desmatamento, a falta de saneamento básico, a poluição e contaminação dos corpos d'água, intensificaram a sua escassez (BACCI; PATACA, 2008).

Os corpos d'água são coletores naturais das paisagens, refletindo o uso e ocupação do solo de sua bacia de drenagem (GOULART; CALLISTO, 2003). Segundo Goulart e Callisto (2003), os principais processos degradadores decorrentes dessas atividades humanas nas bacias de drenagem são o assoreamento, homogeneização do leito de rios e córregos, diminuição da diversidade de habitats e microhabitats, eutrofização artificial, dentre outros. Como consequência, tem-se observado uma expressiva queda da qualidade da água e perda de biodiversidade aquática, em função da desestruturação do ambiente físico, químico e alteração da dinâmica natural das comunidades biológicas (GOULART; CALLISTO, 2003).

Nesse contexto, tendo em vista a redução da qualidade da água dos corpos hídricos e a necessidade de estabelecer um equilíbrio sustentável entre o indispensável desenvolvimento econômico e demográfico, e a disponibilidade hídrica em quantidade e qualidade, que contemple os diversos usos da água, é essencial o estabelecimento de um programa de monitoramento hídrico que forneça subsídios para a avaliação das condições dos mananciais e para a tomada de decisões associada ao gerenciamento dos recursos hídricos (ANA, 2018).

Uma ferramenta fundamental na classificação e enquadramento de corpos d'água nas classes de qualidade de água e padrões de potabilidade e balneabilidade é a análise físico-química. Porém, trata-se de uma análise imediata que pode diferir da situação altamente dinâmica que ocorre nos ecossistemas aquáticos (WHITFIELD, 2001). Em função da capacidade de autodepuração e do fluxo unidirecional de sistemas lóticos, os efluentes lançados podem estar diluídos, dependendo da concentração, antes da coleta da amostra ou apresentar poucas modificações nos valores das variáveis (MARTINS, 2008).

Assim, as análises de monitoramento não podem ser baseadas, exclusivamente, em análises físico-químicas, pois tais análises não são apropriadas na 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 (BARSIENTE et al., 2006; MARTINS, 2008). Por isso, métodos biológicos complementam tais medidas para inferir sobre a qualidade dos ecossistemas aquáticos (KARR, 1999).

Por outro lado, as comunidades biológicas refletem a integridade ecológica total dos ecossistemas, integrando os efeitos dos diferentes agentes impactantes e fornecendo uma medida agregada dos impactos (BARBOUR et al., 1999). Desta forma, o biomonitoramento constitui-se como uma ferramenta na avaliação das respostas destas comunidades biológicas a modificações nas condições ambientais naturais, pois são formadas por organismos que apresentam adaptações evolutivas a determinadas condições ambientais e apresentam limites de tolerância a diferentes alterações das mesmas (ALBA-TERCEDOR, 1996).

Os principais grupos utilizados no biomonitoramento da qualidade da água são os macroinvertebrados bentônicos, peixes e comunidade perifítica. Dentre esses organismos, as comunidades bentônicas têm sido cada vez mais utilizadas e aceitas como uma importante ferramenta na avaliação da qualidade da água (GOULART; CALLISTO, 2003), já que podem responder a perturbações em todos os ambientes aquáticos e em todos os períodos; apresentam um grande número de espécies oferecendo um amplo espectro de respostas; mesmo em rios de pequenas dimensões, a fauna pode ser extremamente rica; apresentam natureza relativamente sedentária de várias espécies permitindo uma análise espacial eficiente dos efeitos das perturbações; apresentam metodologias de coleta simples e de baixo custo, que não afetam adversamente o ambiente e são relativamente fáceis de identificar, segundo as metodologias existentes (PLAFKIN et al., 1989).

A integridade das comunidades bióticas, e conseqüentemente dos ambientes naturais, pode ser medida e interpretada pelo levantamento de mudanças na riqueza de espécies, diversidade, abundância de organismos resistentes e perda de espécies sensíveis (BROWN JR., 1997). Assim, a presença de alguns organismos bentônicos pode indicar boa ou má qualidade da água, dependendo da sua capacidade de tolerar as mudanças ambientais (PABLO, 2008). Em ambientes com perturbações constantes não é atingido o desenvolvimento completo da comunidade, sendo poucas as espécies que toleram esses distúrbios (CASTRO; HUBER, 1997). Assim, a distribuição e diversidade da comunidade bentônica são influenciadas pelo tipo de substrato, morfologia do ecossistema, quantidade e tipo de matéria orgânica, presença de vegetação aquática, presença e extensão de mata ciliar, concentrações de nutrientes e mudanças na produtividade primária (GALDEAN et al., 2000).

Nesse contexto, objetivou-se avaliar a qualidade da água da microbacia do córrego dos Palmitos, a principal do município de Orlandia (São Paulo), a partir da abundância, riqueza taxonômica, diversidade e dos níveis taxonômicos dos macroinvertebrados bentônicos, atrelada ao estudo de uso e ocupação do solo, às análises físico-químicas da água, análises do sedimento, às condições físicas dos trechos amostrados e às características morfológicas da microbacia. Devido ao fato desse estudo ser inédito nessa microbacia, objetivou-se também, dessa forma, ampliar o conhecimento sobre a região e fornecer informações que possam contribuir para o gerenciamento dos recursos hídricos.

1.1 OBJETIVO GERAL

Este trabalho teve como objetivo geral diagnosticar a qualidade ambiental da microbacia do córrego dos Palmitos.

1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Dentre os objetivos específicos que o estudo abordou, tem-se:

- Caracterizar morfologicamente a microbacia do córrego dos Palmitos e realizar o mapeamento do uso e ocupação do solo;
- Caracterizar as comunidades de macroinvertebrados bentônicos da microbacia até o nível taxonômico de família;
- Identificar a qualidade ambiental dos córregos da microbacia por meio das métricas e dos grupos funcionais dos macroinvertebrados bentônicos;
- Aplicar o Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) na avaliação dos aspectos físicos ambientais da microbacia;
- Determinar o teor de matéria orgânica no sedimento e realizar a sua análise granulométrica;
- Determinar a concentração de fósforo total presente na água e calcular o Índice de Estado Trófico (IET) dos pontos amostrados;
- Quantificar e analisar os parâmetros físico-químicos de qualidade da água (oxigênio dissolvido, temperatura, pH, condutividade elétrica e turbidez);
- Aplicar a Análise dos Componentes Principais (ACP).

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 A BACIA HIDROGRÁFICA COMO UNIDADE DE ESTUDO

Nas últimas décadas, o intenso desenvolvimento urbano e industrial tem causado um acelerado processo de degradação dos ambientes aquáticos, comprometendo o estado natural desses ecossistemas (JACOBI, 1998). Essa degradação ocorre em função da forte pressão exercida pelo sistema produtivo sobre os recursos naturais e como consequência dos múltiplos impactos ambientais provenientes de atividades antrópicas (GOULART; CALLISTO, 2003). Assim, os elevados níveis de degradação dos ecossistemas aquáticos tornaram-se uma preocupação mundial, levando pesquisadores de vários países a buscar soluções de controle e preservação desses ecossistemas (SIQUEIRA; HENRY-SILVA, 2011). Como consequência da multiplicidade de funções que este bem desempenha, ele acaba por ser não somente fonte de riquezas, mas também de conflitos, evidenciando a necessidade de regulamentações que controlem a gestão dos recursos hídricos (RIBEIRO, 2008).

Nesse contexto, a gestão de recursos hídricos baseada no recorte territorial das bacias hidrográficas se impulsionou no início dos anos 90, quando os Princípios de Dublin foram acordados na reunião preparatória à Rio-92. O Princípio nº 1 relata que a gestão efetiva dos recursos hídricos deve ser integrada e considerar todos os aspectos, físicos, sociais e econômicos. Para que ocorra essa adequada integração, recomenda-se que a gestão seja baseada nas bacias hidrográficas (WMO, 1992).

Dessa forma, a Lei nº 9.433 de 8 de janeiro de 1997, que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, concretizou a adoção da bacia hidrográfica como unidade territorial ideal de gerenciamento da água, além de apresentar importantes princípios e instrumentos de gestão dos recursos hídricos (BRASIL, 1997). A definição de bacia hidrográfica como uma unidade integrada na qual os fenômenos se inter-relacionam foi de suma importância na adoção de políticas públicas de gestão dos recursos hídricos, como a criação dos Comitês de Bacias Hidrográficas e a Agência Nacional das Águas (BACCI; PATACA, 2008).

Ressaltando o princípio da adoção da bacia hidrográfica como unidade territorial para as ações de gerenciamento e planejamento das águas, o Estado de São Paulo dividiu seu território em Unidades Hidrográficas de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI), sendo um exemplo delas a UGRHI 12 (Baixo Pardo/Grande), que integra 27 municípios, dentre eles, Orlandia (TROMBETA, 2015).

Dessa forma, a bacia hidrográfica vem sendo empregada como um modelo mais abrangente de compreender os ambientes aquáticos, visto que eles fazem parte de sistemas maiores, que abrangem os aspectos de vegetação, geologia, clima, uso e ocupação do solo, sendo formados por um mosaico de subsistemas funcionais interligados por processos bióticos e abióticos (HENRY-SILVA; CAMARGO, 2000), proporcionando, dessa forma, condições para estudos interdisciplinares, gerenciamento dos usos múltiplos e conservação (TUNDISI, 2003).

Segundo Villela (1975), a bacia hidrográfica é uma área definida topograficamente, drenada por um rio e seus afluentes, tal que toda vazão efluente é descarregada através de uma simples saída, denominada de exutório. Sobre esses territórios é que se desenvolvem as atividades humanas, pois todas as áreas urbanas, industriais, agrícolas ou de preservação fazem parte de alguma bacia hidrográfica. Dessa forma, nela estarão representados todos os processos que fazem parte do seu sistema, pois o que ali ocorre é consequência das formas de ocupação do território e da utilização das águas (PORTO; PORTO, 2008).

Os ecossistemas aquáticos são sistemas essencialmente abertos, trocam matéria e energia entre si e com os ecossistemas adjacentes. Em se tratando de rios, riachos e córregos, tais trocas são determinadas pelas características fisiográficas da bacia (ROCHA; PIRES; SANTOS, 2000). Assim, a bacia hidrográfica é considerada um ente sistêmico, pois nela se realizam os balanços de entrada de água proveniente da chuva e saída através do exutório, delineando bacias e sub-bacias, cuja interconexão se dá pelos corpos d'águas (PORTO; PORTO, 2008).

A subdivisão de bacias hidrográficas de maior ordem em bacias menores, as sub-bacias, facilita o diagnóstico e monitoramento ambiental, pois permite tornar pontuais os problemas difusos, facilitando a identificação de focos de degradação nos recursos naturais, além de permitir a correlação das análises da qualidade da água com a dinâmica do uso e ocupação do solo (FERNANDES; SILVA, 1994). Dentro dessas subdivisões da bacia, aparece também na literatura o termo microbacia que apresenta diversas definições para muitos autores.

Para Faustino (1996), a microbacia possui sua área inferior a 100 km² e apresenta drenagem direta ao curso principal de uma sub-bacia. Dessa forma, várias microbacias formam uma sub-bacia. Já para Cecílio e Reis (2006), a microbacia é uma sub-bacia de área reduzida, não definindo qual seria a sua área máxima. Outro conceito atribuído a microbacias é o ecológico, o qual considera essa como a menor unidade do ecossistema onde pode ser observada a relação de interdependência entre os fatores bióticos e abióticos. Esse conceito visa identificar

e monitorar de forma orientada os impactos ambientais, já que qualquer perturbação pode comprometer a dinâmica de seu funcionamento (MOSCA, 2003).

Vários dos processos que controlam a qualidade de água dos recursos hídricos fazem parte de um complexo equilíbrio, por isso qualquer alteração na bacia hidrográfica pode acarretar alterações significativas no todo (MARGALEF, 1994). Dessa forma, a bacia hidrográfica nos dá uma visão abrangente, incluindo em seu plano as políticas públicas, tecnológicas e de educação com o intuito de promover a solução de problemas, a otimização de recursos e a garantia dos usos múltiplos da água, com a participação de todos que tenham interesse no tema, como os usuários, autoridades, cientistas, poder público, organizações públicas e privadas (NASCIMENTO, 2008). É nesse contexto que se insere o monitoramento da qualidade da água, para definir estratégias de utilização, gestão, controle e conservação dos recursos hídricos.

2.2 MONITORAMENTO DA QUALIDADE DOS CORPOS HÍDRICOS

O monitoramento da qualidade dos recursos hídricos é atribuição legal dos órgãos da administração pública responsáveis pela proteção e melhoria da qualidade ambiental, conforme estabelecido pela Política Nacional do Meio Ambiente (BRASIL, 1981). Assim, parcerias com órgãos de fiscalização são eficazes em detectar mudanças de qualidade dos recursos hídricos, facilitando a tomada das providências técnicas e legais cabíveis pelos órgãos competentes, contribuindo para preservação e recuperação dos ecossistemas aquáticos (TEIXEIRA, 2000). Além de servirem para o estabelecimento de políticas ambientais, os resultados do monitoramento devem ser utilizados para informar o público em geral (LAMPARELLI, 2004).

A Lei Federal nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos, destacou a questão da qualidade das águas, já que essa lei tem como um dos fundamentos a gestão dos recursos hídricos, proporcionando seus usos múltiplos, em conformidade com objetivos que assegurem à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos (OLIVEIRA et al., 2010).

Segundo Branco (1999) a qualidade da água não se refere ao grau de pureza absoluto deste recurso, mas sim a um padrão mais próximo possível do natural, ou seja, antes do contato com o homem. Já Lima e Zakia (1998), afirmam que a qualidade da água refere-se a uma série de parâmetros físicos, químicos, biológicos e radiológicos desse recurso que influenciam

diretamente na integridade da bacia hidrográfica, que por sua vez, está relacionada a fatores de ordem natural e antrópica que devem ser observados simultaneamente.

Dessa forma, o termo "qualidade de água" não se refere necessariamente a um estado de pureza como foi dito, mas às características químicas, físicas e biológicas desse recurso, já que os vários tipos de uso da água nas bacias hidrográficas acarretam grandes variações nessas características ao longo de seu percurso. Esses parâmetros quando avaliados em conjunto, possibilitam verificar os níveis de poluição de um determinado corpo d'água, promovendo a definição da qualidade da água e seu enquadramento dentro de classes (CARVALHO, 2005). Assim, de acordo com essas características é que são estipuladas diferentes finalidades seu uso (MERTEN; MINELLA, 2002).

No Brasil, o enquadramento dos corpos d'água foi definido pela Resolução nº357 de 2005, do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), a qual estabelece diretrizes para a categorização dos corpos d'água em classes de uso, bem como os padrões de qualidade e para o lançamento de efluentes. Assim, tal resolução estabeleceu valores que definem limites aceitáveis de parâmetros e indicadores específicos, considerando os diferentes usos da água, como o abastecimento, irrigação, navegação, dessedentação de animais, harmonia paisagística, dentre outros (CERETTA, 2004).

Nesse contexto, o enquadramento dos corpos d'água é um instrumento de planejamento ambiental que representa uma ferramenta de controle do uso e ocupação do solo, já que estabelece uma meta de qualidade da água a ser alcançada ou mantida em um trecho do corpo d'água de acordo com os usos preponderantes pretendidos. Dessa forma, isso assegura às águas uma qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas, diminuindo os custos de combate à poluição, mediante ações preventivas permanentes (ANA, 2018).

Em suma, o monitoramento dos cursos d'água prevê o levantamento sistemático de pontos de amostragem previamente selecionados, a partir de várias observações, medições e avaliações com a finalidade de obter informações ou comportamentos de um conjunto de variáveis ao longo do tempo (DERISIO, 1992). Essa amostragem tem a finalidade de obter informações qualitativas e quantitativas, atingindo propósitos específicos, como o conhecimento de parâmetros biológicos, químicos, físicos e ecológicos para enquadramentos em classes ou para efeitos de fiscalização (ANA, 2018).

Esse acompanhamento sistemático tem como consequência a existência de séries históricas de dados, que interpretadas, permitem uma melhor compreensão da evolução temporal da qualidade ambiental e sua correlação com outros fenômenos. Assim, é possível indicar prioridades para o desenvolvimento de ações de controle, fiscalização, investimentos ou

de legislações específicas, que garantam a proteção e melhoria da qualidade ambiental (LAMPARELLI, 2004). Dessa forma, o monitoramento se estabelece em um poderoso instrumento, capaz de avaliar a oferta hídrica, que é a base para decisões do aproveitamento múltiplo e integrado da água, além da minimização de impactos ao meio ambiente (COIMBRA, 1991).

O padrão de qualidade de vida da população está diretamente relacionado à disponibilidade e à qualidade da água disponível, pois esta é o recurso natural mais crítico e mais susceptível a impor limites ao desenvolvimento de muitos países (HELLER, 1997). Os números apontam que o crescimento populacional se estabelece a uma taxa de 1,33% anualmente, ou seja, um crescimento muito significativo. Porém, os recursos hídricos não acompanham este crescimento, pois à medida que aumenta a demanda pelo recurso, os ecossistemas se deterioram (FORNO, 1999).

Um importante fato a se destacar é que a água de má qualidade pode ser veículo de transmissão de várias doenças responsáveis por surtos epidêmicos (GOBBO, 2014). De acordo com a Comissão Mundial da Água para o século XXI, mais da metade dos grandes rios do mundo estão contaminados, colocando em risco a saúde da população que deles dependem (SHAFFER et al., 2011). Os moradores de cidades circunvizinhas a barragens, açudes e rios na região semiárida baiana utilizam água poluída para atendimento das suas necessidades básicas (OLIVEIRA et al., 2010). Além disso, mesmo os moradores que não utilizam a água diretamente dos rios sofrem ameaças devido à falta de saneamento básico adequado, o que implica em uma sérias ameaças à saúde dessas populações.

Porém, a qualidade da água não deve ser monitorada apenas com enfoque no uso para abastecimento público, mas também para a preservação da biodiversidade dos ambientes aquáticos e outros usos, como recreação ou geração de energia (LAMPARELLI, 2004). Por esse motivo, a qualidade da água é avaliada por meio da análise de alguns parâmetros de características físicas, químicas e biológicas para assegurar os seus múltiplos usos (OLIVEIRA et al., 2010).

Dessa forma, diversas metodologias têm sido utilizadas visando o monitoramento da qualidade hídrica, sendo a maioria delas analisando variáveis físicas e químicas, além de índices biológicos (SILVA; JARDIM, 2006). Por exemplo, Bueno, Galbiatti e Borges (2005) monitoraram algumas variáveis de qualidade da água na área do Horto Ouro Verde, localizada no município de Conchal, Estado de São Paulo. As análises dos parâmetros temperatura, oxigênio dissolvido, matéria orgânica e potencial hidrogeniônico (pH) ocorreram em duas condições do uso do solo, mata nativa e eucalipto. Já Moretti, Goulart e Callisto (2003)

avaliaram a qualidade ambiental de quatro parques localizados no município de Belo Horizonte com o uso da comunidade de macoinvertebrados bentônicos como bioindicadores, nas estações seca e chuvosa.

2.2.1 Análises físico-químicas

Dentre as diversas maneiras de se avaliar a qualidade da água nos corpos hídricos se destacam as análises físico-químicas. Tais análises são tradicionalmente utilizadas como parâmetros indicadores da qualidade, sendo a Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005, a normativa utilizada para comparar os resultados obtidos nas avaliações aos limites propostos na legislação (NOGUEIRA; COSTA; PEREIRA, 2015). Assim, para verificar a adequação de determinado corpo d'água em relação aos seus múltiplos usos, como uso para abastecimento público, pesca, irrigação de culturas, recreação ou dessedentação de animais, os parâmetros analisados devem estar em compatibilidade com aqueles estabelecidos em legislação (CONAMA, 2005).

Como já foi dito, tais análises tratam-se de um registro momentâneo da qualidade ambiental, pois nem sempre se encontram em sintonia com os eventos impactantes em função da capacidade de autodepuração dos corpos d'água (WHITFIELD, 2001). Além disso, o monitoramento físico-químico da água é pouco eficiente na detecção dos impactos nas comunidades biológicas (MARTINS, 2008). Dessa forma, estudos integrados que contemplem a avaliação físico-química da água juntamente com análises de biomonitoramento, avaliação dos usos e ocupação do solo, das principais atividades antropogênicas desenvolvidas nas bacias hidrográficas, de análises visuais das condições ecológicas do ambiente, dentre outras, podem produzir dados relevantes para a proposição de medidas que preservem e melhorem a qualidade dos cursos d'água (NOGUEIRA; COSTA; PEREIRA, 2005).

Dentre os parâmetros utilizados para caracterizar fisicamente as águas naturais estão a turbidez, a temperatura e condutividade elétrica. Ainda que sejam parâmetros físicos, proporcionam sugestões preliminares importantes para a caracterização da qualidade química da água. Já os parâmetros químicos envolvem por exemplo, o potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido, fósforo, dentre outros (NOGUEIRA; COSTA; PEREIRA, 2015).

2.2.1.1 Oxigênio Dissolvido (OD)

O oxigênio dissolvido (OD) exerce papel essencial na manutenção da vida aeróbia e facultativa do meio aquático (DI BERNARDO; DANTAS, 2005), sendo suas principais fontes a atmosfera e a fotossíntese (ESTEVES, 1998). Nesse contexto, a transferência do gás oxigênio proveniente da atmosfera para a massa líquida pode ocorrer basicamente por dois mecanismos, a difusão molecular e a difusão turbulenta. A primeira é a tendência de qualquer substância se espalhar uniformemente por todo o espaço disponível, através do movimento aleatório de suas moléculas. A segunda é derivada da turbulência dos corpos d'água, causada pelas corredeiras e pelo vento, fazendo com que a massa líquida incorpore o gás com maior velocidade (VON SPERLING, 2014).

Outra fonte relevante de oxigênio para os cursos d'água é a fotossíntese, um fenômeno bioquímico de grande importância para a manutenção da vida, realizada pelos organismos clorofilados, como plantas, algas (fitoplânctons, por exemplo) e algumas bactérias. Esse processo consiste basicamente na conversão de gás carbônico e água, utilizando a luz solar como fonte de energia, em carboidratos e liberando oxigênio para o meio (DIAS-FILHO, 2018).

A elevação da concentração de oxigênio dissolvido na água só ocorre quando essa ainda não está saturada com o gás. A concentração de saturação (C_s) sofre influência de alguns parâmetros, como a temperatura, altitude e salinidade. Dessa forma, o aumento da temperatura reduz a C_s , pois a maior agitação entre as moléculas na água faz com que os gases dissolvidos tendam a ser eliminados na fase gasosa. Já a elevação da altitude também reduz a C_s , pois quanto maior a altitude, menor é a coluna de gases que exerce pressão para que o gás se dissolva na água. O mesmo ocorre com a salinidade, quanto maior a concentração de sais dissolvidos, menor a C_s , pois o aumento da salinidade afeta a solubilidade do oxigênio na massa líquida (CHAPRA, 1997).

Por outro lado, as perdas de oxigênio ocorrem pelo consumo na decomposição da matéria orgânica (oxidação), por perdas para a atmosfera, respiração dos seres vivos aquáticos, nitrificação e oxidação química abiótica de substâncias como íons metálicos (ferro e manganês), por exemplo (FIORUCCI; FILHO, 2005). Assim, o valor de concentração de OD varia indiretamente, por exemplo, com o lançamento de efluentes nos corpos hídricos, pois a taxa com a qual o oxigênio é consumido na oxidação desse material orgânico pode exceder a taxa com a qual o oxigênio é inserido nesse corpo. Nesse contexto, pode ocorrer um déficit de OD necessário para a manutenção das atividades biológicas de organismos aeróbio, causando grandes prejuízos nos ecossistemas aquáticos (LEITE, 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} .

2.2.1.2 Temperatura

A temperatura da água dos rios pode variar de forma natural ou antropogênica. A primeira está relacionada à transferência de calor por radiação, condução e convecção entre a atmosfera e o solo, enquanto a segunda com o lançamento de águas de torres de resfriamento e despejos industriais (ALVES, 2008). Esse parâmetro influi em algumas propriedades da água, como densidade, viscosidade, oxigênio dissolvido, além de refletir sobre a vida aquática (VON SPERLING, 2005).

A temperatura exerce influência nas atividades biológicas e no crescimento dos organismos. Tal parâmetro também governa os tipos de organismos que podem viver no ambiente, como peixes, insetos, zooplânctons, fitoplânctons e outras espécies aquáticas, já que a maior parte desses indivíduos possui faixas de temperatura ótimas para o seu desenvolvimento. Se essa faixa de temperatura for ultrapassada, o número de indivíduos da espécie pode diminuir drasticamente ou se extinguir (PIVELI; KATO, 2006).

Sua importância como parâmetro de qualidade da água é que as elevações de temperatura aumentam as taxas das reações físicas, químicas e biológicas, diminuem a solubilidade dos gases e aumentam a taxa de transferência dos mesmos, o que pode gerar mau cheiro no caso da liberação de gases com odores desagradáveis (VON SPERLING, 2005).

A Resolução CONAMA nº 357/2005 não estabelece valores admissíveis para temperatura, porém a Resolução CONAMA nº 430 estabelece que a temperatura máxima permitida nos lançamentos de efluentes é de 40°C, em geral.

2.2.1.3 Potencial Hidrogeniônico (pH)

O potencial hidrogeniônico (pH) é um parâmetro que varia de 0 a 14 e indica a intensidade da acidez ($\text{pH} < 7$), neutralidade ($\text{pH} = 7$) ou alcalinidade ($\text{pH} > 7$) da água, sendo encontrado pelo logaritmo negativo da atividade molar dos íons hidrônio (H_3O^+) em solução (PARRON; MUNIZ; PEREIRA, 2011). A influência direta dessa grandeza nos ecossistemas aquáticos é exercida por seus efeitos sobre a fisiologia de várias espécies. Já os efeitos indiretos ocorrem visto que determinadas condições de pH podem contribuir para a precipitação de elementos químicos tóxicos como os metais pesados (PIVELI; KATO, 2005).

O pH varia em decorrência das atividades fotossintéticas, oxidação de matéria orgânica, dissolução de rochas, assim como de despejos de lavagem ácida de tanque, dentre outros (DI BERNARDO; SABOGAL-PAZ, 2008). Da mesma forma que a temperatura, o pH é importante

para vida aquática, pois os seres vivos possuem faixas ótimas desse parâmetro para o seu desenvolvimento (METCALF; EDDY, 2003).

Na maioria dos corpos hídricos o pH varia na faixa de 6 a 8. Ecossistemas com valores baixos de pH têm elevadas concentrações de ácidos orgânicos dissolvidos de origem alóctone e autóctone, como o sulfúrico, nítrico, oxálico, acético, além de ácido carbônico, formado, principalmente, pela atividade metabólica dos microrganismos aquáticos. Já as reações de íons de carbonato e bicarbonato com a molécula de água, elevam os valores de pH para a faixa alcalina (BÁRBARA, 2006; LIMA, 2001).

Vale ressaltar a importância do pH em diversas etapas de tratamento de água, já que, por exemplo, um pH com valor baixo representa potencial corrosivo e agressivo às tubulações ou peças de abastecimento de água. Porém, pH com valor elevado apresenta possibilidade de incrustações nas mesmas (VON SPERLING, 2005). Ressalta-se também a importância do estudo no pH para o tratamento de águas residuais, já que águas descartadas com concentrações elevadas de íon hidrogênio são difíceis de serem tratadas biologicamente (METCALF; EDDY, 2003).

A Resolução CONAMA nº 357 estabelece um intervalo de pH variando de 6 a 9 para todas as classes de rios de águas doces.

2.2.1.4 Condutividade elétrica

A condutividade é a capacidade de uma água conduzir corrente elétrica, ou seja, é um indicativo da presença física de substâncias químicas dissolvidas na forma iônica na água (ALVES, 2010). Dessa forma, essa grandeza varia com a concentração total de substâncias ionizadas dissolvidas na água, com a mobilidade e valência dos íons, com a temperatura e com as concentrações real e relativa de cada íon (PINTO, 2007).

Esse parâmetro fornece uma boa indicação das modificações na composição da água, especialmente na sua concentração mineral (ALVES, 2010). Dessa forma, a condutividade elétrica permite a avaliação do grau de mineralização dos corpos d'água (GAC; KANE, 1986).

Além disso, a condutividade elétrica está entre os parâmetros que mais interferem na qualidade da água de irrigação, já que determina o seu potencial de salinizar um solo (ALMEIDA, 2010). Assim, altas concentrações de salinidade da água podem inibir as características de crescimento e desenvolvimento das plantas (CHUSMAN, 2001).

Na legislação brasileira não existe um limite superior tido como aceitável para o parâmetro condutividade elétrica. Todavia, deve-se notar que oscilações na condutividade da

água, mesmo que não causem danos imediatos ao ser humano, podem indicar tanto uma contaminação do curso hídrico por efluentes industriais como o assoreamento acelerado do seu leito por destruição da vegetação ciliar (LÔNDERO; GARCIA, 2010).

2.2.1.5 Turbidez

A turbidez é uma característica física da água em decorrência da presença de sólidos suspensos e de organismos microscópicos que provocam a dispersão e a absorção da luz, deixando a água com aparência turva. Tal fato é esteticamente indesejável e potencialmente perigoso, pois pode prejudicar a fotossíntese das algas e plantas aquáticas submersas, influenciando nas características dos ecossistemas aquáticos. Além disso, as partículas em suspensão localizadas próximo à superfície podem absorver calor adicional proveniente do sol, elevando a temperatura da camada superficial do curso hídrico (SANTOS et al., 2010).

A turbidez pode ter origem natural, como as partículas de rocha, argila, silte, algas e outros microrganismos, ou origem antropogênica, como por despejos indústrias e domésticos, e erosão das margens. A análise mais frequente desse parâmetro é na caracterização de águas de abastecimento brutas e tratadas e no controle da operação das estações de tratamento de água (VON SPERLING, 2005).

A maioria rios brasileiros apresenta água naturalmente turva em decorrência das características geológicas das bacias de drenagem, episódios de elevados índices pluviométricos e uso de práticas agrícolas, frequentemente inadequadas. A turbidez, diferentemente da cor que é causada por substâncias dissolvidas, é provocada por partículas em suspensão, sendo, dessa forma, reduzida por sedimentação. Em lagos e represas, onde a velocidade de escoamento da água é baixa, esse parâmetro pode apresentar valores bastante reduzidos (FUNASA, 2014).

A resolução CONAMA n° 357 impõe valor máximo para o parâmetro turbidez de 40 UNT para águas doces classe 1 e de 100 UNT para as classes 2 e 3.

2.2.1.6 Fósforo

O fósforo nos corpos hídricos pode ter origem antropogênica ou natural. A quantidade de fósforo proveniente de fontes naturais depende do teor de minerais primários presentes nas rochas da bacia de drenagem, do material particulado presente na atmosfera e do fósforo

resultante da decomposição de organismos. As fontes artificiais englobam o lançamento de efluentes domésticos, industriais, além de fertilizantes de origem agrícola (ESTEVEVES, 1998).

A erosão das margens do corpo d'água e a perda de nutrientes nessas áreas não apenas empobrecem esse ecossistema, como também, apresentam impactos rio abaixo, visto que o movimento da água sobre o solo é potencializado e as transferências de sedimentos, e conseqüentemente desse elemento, para os corpos d'água são qualitativa e quantitativamente superiores aos provenientes de áreas cobertas em abundância por vegetação ciliar (REYNOLDS; DAVIES, 2001). O fósforo é indispensável para o crescimento das algas, porém, em elevadas concentrações pode estimular o crescimento exagerado desses organismos, fenômeno denominado de eutrofização (VON SPERLING, 2005).

A resolução CONAMA nº 357 estabelece concentração máxima de fósforo para rios de classe 2 de $0,03 \text{ mg.L}^{-1}$, em ambientes lênticos, $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$, em ambientes intermediários, e $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ para ambientes lóticos.

2.2.2 Biomonitoramento da qualidade dos corpos hídricos

Desde a década de 1970, pesquisadores da Europa Ocidental e da América do Norte vêm discutindo sobre a importância do uso de critérios integrados nos estudos de qualidade da água. Tais autores argumentam que as metodologias tradicionais de monitoramento baseadas em características físicas, químicas e bacteriológicas, não são suficientes para atender aos usos múltiplos da água (ARMITAGE, 1995; CAIRNS JR.; PRATT, 1993; PRATT; COLER, 1976). Dessa forma, avaliações biológicas devem ser incluídas no monitoramento da qualidade dos cursos d'água já que oferecem vantagens sobre as análises físico-químicas, como o fato dos organismos integrarem as condições ambientais durante longos períodos de tempo, enquanto esses outros dados são instantâneos na natureza e demandam um elevado número de medições para uma avaliação acurada (DE PAUW; VANHOOREN, 1983).

O biomonitoramento da qualidade dos corpos hídricos é um componente central na gestão e conservação da integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos (KARR, 1999). Nesse contexto, o monitoramento com bioindicadores se define como o uso sistemático das respostas das comunidades bióticas para avaliar as alterações ocorridas no ambiente, ou seja, é a avaliação de como tais comunidades se comportam quando submetidas a alterações ambientais, frequentemente causadas por ações antropogênicas (CALLISTO, 1997; MATTHEWS et al., 1982).

Essas “respostas biológicas” se referem ao conjunto de reações da comunidade, como mudanças na estrutura e composição, em relação a um ou vários estímulos (ARMITAGE, 1995; CALLISTO, 1997) advindos das inúmeras perturbações, sejam elas naturais ou antropogênicas, as quais os rios estão sujeitos, como por exemplo a supressão da vegetação, a perda de habitats, poluição e outras (BUSS; BAPTISTA; NESSIMIAN, 2003).

Os bioindicadores são espécies, grupos de espécies ou comunidades biológicas que apresentam sensibilidade ou tolerância a vários parâmetros de poluição, ou seja, sua presença, quantidade e distribuição indicam a intensidade dos impactos ambientais no ecossistema aquático (GOULART; CALLISTO, 2003). Assim, a presença desses organismos em determinada área, revela um conjunto de condições particulares daquele ambiente (PIMENTA et al., 2015). Segundo Johnson et al. (1993), um indicador biológico “ideal” deve possuir as seguintes características: ser taxonomicamente bem definido e facilmente reconhecível por não-especialistas; apresentar distribuição geográfica ampla; ser abundante ou de fácil coleta; ter baixa variabilidade genética e ecológica; preferencialmente possuir tamanho grande; apresentar baixa mobilidade e longo ciclo de vida; dispor de características ecológicas bem conhecidas; e ter possibilidade de uso em estudos em laboratório.

Nesse contexto, a integridade das comunidades bióticas dos ambientes naturais pode ser medida e interpretada por mudanças em abundância, diversidade e composição de grupos de organismos indicadores que dependem de certos recursos do sistema. Tipicamente, alguns componentes especialistas sensíveis se tornam mais escassos e outros generalistas aparecem, de forma que mudanças nas proporções destes recursos refletem na composição e estrutura da comunidade escolhida como indicadora (BROWN JR., 1997).

Diferentemente das análises físico-químicas, a biota aquática integra as condições ambientais durante toda a sua vida, permitindo que a avaliação da qualidade da água seja muito eficiente na detecção de ondas tóxicas intermitentes agudas e de lançamentos crônicos contínuos (DE PAUW; VANHOOREN, 1983). Outrossim, o biomonitoramento é bastante eficiente na avaliação de poluição difusa, apresentando, portanto, grande valor para avaliações em escala regional (PRATT; COLER, 1976).

Mesmo nos casos dos lançamentos estarem dentro das normas estabelecidas por lei, o uso dos organismos biológicos é uma importante ferramenta no monitoramento da qualidade da água, pois esses efluentes lançados podem estar degradando as inter-relações biológicas, extinguindo espécies e conseqüentemente gerando outros problemas. Isso ocorre devido a um processo natural denominado biomagnificação, que é o acúmulo de compostos, que podem ser

tóxicos como os metais pesados e os pesticidas organoclorados, para os níveis mais elevados da cadeia trófica (BUSS, BAPTISTA, NESSIMIAN; 2003).

Os bioindicadores mais utilizados são aqueles com capacidade de diferenciar entre fenômenos naturais, como as mudanças de estação e ciclos de chuva-seca, e estresses de origem antrópica, como as fontes de poluição pontuais ou difusas. Os grupos mais utilizados como bioindicadores são os macroinvertebrados bentônicos, os peixes e a comunidade perifítica (GOULART; CALLISTO, 2003). Freitas e Souza (2009), estudaram áreas de várzea da bacia Amazônica por meio da seleção de algumas espécies de peixes como bioindicadores. Já Cavati e Fernandes (2008) avaliaram a variação espacial e temporal da comunidade de algas perifíticas em dois ambientes do baixo rio Doce, o lagoa Juparanã e rio Pequeno. Tais autores analisaram a riqueza de táxons, frequência de ocorrência, densidade, abundância e dominância.

Apesar do uso da comunidade de peixes como bioindicadores ter sido extensamente implantado, principalmente nos Estados Unidos, vários autores afirmam que o grupo de macroinvertebrados bentônicos é o mais testado e utilizado (BARBOUR et al., 1999).

2.2.2.1 Macroinvertebrados bentônicos

Os macroinvertebrados bentônicos são definidos como aqueles que ficam retidos em rede com abertura de malha entre 200 e 500 μ m, representados pelos insetos, anélídeos, crustáceos, moluscos, dentre outros (HAUER; RESH, 1996). Esses organismos habitam o fundo de ecossistemas aquáticos durante pelo menos parte de seu ciclo de vida e estão associados a variados tipos de substratos, tanto orgânicos, como folhiço e macrófitas aquáticas, quanto inorgânicos, como cascalho, areia e rochas (ROSENBERG; RESH, 1993).

Existem várias razões para o uso dos macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores: possuem hábito sedentário, sendo dessa forma, representativos da área na qual foram amostrados; apresentam ciclos de vida relativamente curtos se comparados aos ciclos de outros bioindicadores, como os peixes, e irão refletir mais rapidamente as alterações do ambiente através de mudanças na estrutura das populações e comunidades; vivem e se alimentam dentro, sobre e próximo aos sedimentos, onde as toxinas tendem a acumular; apresentam alta diversidade biológica, o que significa em uma maior variabilidade de respostas frente ao variados tipos de impactos ambientais; são importantes componentes dos ecossistemas aquáticos, formando como um elo entre os produtores primários e servindo de alimento para muitos peixes, além de apresentar papel fundamental no processamento de matéria orgânica e

ciclagem de nutrientes (ROSENBERG; RESH, 1993; CALLISTO; MORETTI; GOULART, 2001).

Um parâmetro muito importante para determinar a estrutura e os padrões de distribuição das comunidades bentônicas é a composição granulométrica do sedimento dos cursos d'água (CALLISTO; ESTEVES, 1996). As porcentagens das frações de areia, silte e argila são responsáveis pela variedade de habitats a esses organismos, de alimentos, seja diretamente ou adsorvidos pelas partículas dos sedimentos, e pela proteção de correntes e predadores (CALLISTO; ESTEVES, 1996).

Essa variável e distribuição de sedimentos estão relacionados a geologia da região, as características da vegetação terrestre, aos fatores químicos e biológicos, as características topográficas e meteorológicas, fatores limnológicos e hidrológicos, incluindo o efeito dos transportes de massas d'água (WARD, 1995).

Os bentônicos podem ser separados em três grupos principais em relação à tolerância frente às modificações ambientais: organismos sensíveis, tolerantes e resistentes. O primeiro grupo é formado por indicadores de águas de melhor qualidade, contendo representantes das ordens de insetos aquáticos Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera. Esse grupo é caracterizado por organismos que possuem necessidade de elevadas concentrações de oxigênio dissolvido na água e que habitam ambientes com alta diversidade de habitats e microhabitats (CALLISTO; GOULART, 2003).

O segundo grupo é formado por uma grande variedade de invertebrados, como moluscos, bivalves, algumas famílias de Diptera, e principalmente por representantes das ordens Heteroptera, Odonata e Coleoptera. Estes organismos necessitam de concentrações menores de oxigênio dissolvido, uma vez que parte dos representantes deste grupo, como os Heteroptera, adultos de Coleoptera e alguns Pulmonata (Gastropoda), utilizam o oxigênio atmosférico. O grupo exige uma menor diversidade de habitats e microhabitats em função de que muitos organismos vivem na lâmina d'água ou interface coluna d'água-superfície (CALLISTO; GOULART, 2003).

O terceiro grupo é formado pelos macroinvertebrados chamamos de resistentes, que são aqueles extremamente tolerantes a alterações no ambiente, como larvas de Chironomidae e toda a classe Oligochaeta. Estes organismos são capazes de viver em condição de depleção total de oxigênio por várias horas, além de serem detritívoros, se alimentando de matéria orgânica depositada no sedimento, favorecendo a sua adaptação aos mais diversos ambientes. Esses organismos não possuem nenhum tipo de exigência quanto à diversidade de habitats e microhabitats, pois são organismos de hábito fossorial (CALLISTO; GOULART, 2003).

Os macroinvertebrados bentônicos também podem ser classificados dentro de uma estrutura organizacional de acordo com seus mecanismos morfológicos e comportamentais para a obtenção de alimento (WETZEL, 2001). Os grupos tróficos, guildas ou grupos funcionais alimentares são definidos como um conjunto de espécies que exploram a mesma classe de recurso de forma similar (SIMBERLOFF; DAYAN, 1991). Nesse contexto, a divisão dos grupos funcionais de insetos aquáticos foi criada por Merritt e Cummis (1996) e é amplamente utilizada em estudos que envolvem invertebrados aquáticos. A classificação dos organismos em fragmentador, filtrador, coletor, raspador e predador foi baseada nas características morfológicas, recursos explorados e métodos para captura (HAMADA; NESSIMIAN; QUERINO, 2014).

Os fragmentadores são definidos como os macroinvertebrados bentônicos que se alimentam de matéria orgânica particulada grossa e partículas maiores do que 1 mm, como folhas, gravetos, galhos e outras partes de plantas derivadas da mata ciliar. Já os raspadores são os organismos que possuem seu aparato bucal adaptado à raspagem de perifíton aderido ao substrato. Os coletores e os filtradores alimentam-se de matéria orgânica particulada fina (MOPF), porém a diferença é que o primeiro se alimenta da MOPF que se deposita no sedimento e o segundo da MOPF em suspensão na coluna d'água. Por último, os predadores são definidos como organismos que consomem tecido vivo de origem animal (SILVEIRA, 2004).

A proporção de cada grupo funcional no ambiente representa a integridade e as características do ecossistema aquático. Assim, no caso do desmatamento das margens de um rio, os organismos classificados como fragmentadores se tornariam menos abundantes, devido à menor disponibilidade de folhas disponíveis para alimento. Por outro lado, haveria um aumento dos organismos classificados como coletores e filtradores, em virtude de um maior aporte de matéria orgânica em suspensão provocado pela erosão das margens e assoreamento do rio. Portanto, os grupos funcionais são frequentemente utilizados em estudos de impacto ambiental dos ecossistemas aquáticos, pois fornecem uma medida sobre o que está afetando a fauna local, em função da abundância dos variados organismos que compõem a comunidade bentônica daquele ambiente em estudo (EMBRAPA, 2004).

No ano de 1976, na Grã-Bretanha, um sistema foi criado da união de todos os conhecimentos sobre os índices para monitoramento da biota aquática, denominado BMWP (*Biological Monitoring Working Party score system*) (MONTEIRO; OLIVEIRA; GODOY, 2008). Segundo Alba-Tercedor e Sánchez-Ortega (1988) e Junqueira e Campos (1998) este índice distribui as famílias de macroinvertebrados bentônicos em nove grupos, seguindo um

gradiente de menor a maior tolerância desses organismos à poluição. No índice, a família que apresenta maior sensibilidade às alterações do ambiente recebe pontuação máxima, enquanto que a família mais resistente possui pontuação mínima. Isto permite enquadrar cada local a uma classe de qualidade, pois quanto maior esse valor, mais íntegra está a condição do meio estudado (PINTO, 2007).

Os primeiros trabalhos no Brasil com macroinvertebrados bentônicos ocorreram na década de 60 em lagoas na região amazônica por Fittkau (1971) e Reiss (1977) e na represa de Americana por Strixino (1971) e Rocha (1972). Atualmente, a maioria dos trabalhos tem sido desenvolvida em sistemas lóticos, principalmente nas regiões sul e sudeste (BAPTISTA et al., 2001). Copatti, Schirmer e Machado (2010) verificaram a qualidade da água da microbacia do rio Cambará (Cruz Alta/RS) através do estudo da comunidade bentônica, com o intuito de constatar o grau de alteração das características ecológicas. O índice BMWP indicou águas de qualidade classificadas entre aceitável e boa, para o rio Cambará, e entre duvidosa e boa, para o seu afluente. Conclui-se que o afluente é mais impactado pelas atividades agrícolas do que o rio Cambará, as quais limitaram o número de organismos e táxons presentes.

2.2.3 Protocolo de Avaliação Rápida (PAR)

A preocupação com a acelerada degradação dos ecossistemas aquáticos tem revelado a necessidade de se estabelecer métodos de avaliação rápida de sua qualidade ambiental. Dessa forma, abordagens de avaliação qualitativa rápida de habitats têm sido desenvolvidos para descrever holisticamente a qualidade do ambiente físico de ecossistemas aquáticos (HANNAFORD et al., 1997). De acordo com Callisto et al. (2002), métodos de avaliação da qualidade dos cursos d'água que relacionam aspectos de integridade ambiental dos recursos hídricos e o conhecimento das variáveis físicas dos sistemas aquáticos são de grande importância para a definição das características gerais dos rios. Dessa forma, não só o corpo d'água deve ser caracterizado, mas também o ambiente que o circunda, devido principalmente à intensa interação entre os mesmos (MINATTI-FERREIRA; BEAUMORD, 2006).

Nesse contexto, um método muito utilizado como ferramenta complementar no monitoramento dos corpos d'água são os Protocolos de Avaliação Rápida (PARs), os quais têm como objetivo avaliar, de forma integrada, parâmetros qualitativos dos condicionantes físicos dos recursos hídricos (RODRIGUES; CASTRO, 2008). Tais avaliações têm-se tornado um método popular para avaliar a qualidade de ecossistemas aquáticos em todo o mundo, já que um dos motivos para esta popularidade é a facilidade de aplicação, sua rapidez, baixo custo e a

reduzida experiência técnica requerida para realizar uma avaliação (HANNAFORD; RESH, 1995). Porém, a utilização dos protocolos como metodologia para monitoramento da qualidade dos cursos d'água apresenta a subjetividade como característica intrínseca ao método, pois ao contrário dos métodos de monitoramento da qualidade da água tradicionais, não existe um aparelho que forneça uma pontuação para os atributos estudados (RODRIGUES, 2008).

Os PARs estão sujeitos a complementações e adequações de acordo com as especificidades locais, pois as características dos corpos d'água mudam em função de fatores como clima, relevo, geologia e vegetação (RODRIGUES; CASTRO, 2008). Dessa forma, esses protocolos não são documentos rígidos e conclusivos, já que o intuito é agregar atributos básicos que devem ser considerados na avaliação de ambientes fluviais, tanto aqueles localizados em áreas naturais quanto em áreas alteradas pelo homem (BARBOUR et al., 1999).

No Brasil, Callisto et al. (2002) adaptou o protocolo de avaliação rápida 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. Os autores observaram que os protocolos de avaliação rápida de integridade ambiental, já existentes, caracterizavam o habitat de forma restrita aos parâmetros físico-químicos que definem os padrões de qualidade da água, porém, não refletiam necessariamente as respostas das comunidades bióticas às alterações do ambiente, uma vez que a integridade dessas está muito mais associada à integridade do habitat (BEAUMORD, 2000). Esse tipo de estudo é essencial em qualquer pesquisa biológica, visto que as comunidades biológicas geralmente têm exigências específicas de habitats, independentes da qualidade da água (HANNAFORD et al., 1997).

O uso dos PARs teve início quando foi publicado o documento “*Rapid Bioassessment Protocols*” (RBPs) escrito por Plafkin et al. (1989). Este estabeleceu os primeiros protocolos os quais foram criados para fornecer dados básicos sobre a vida aquática, para fins de qualidade da água e gerenciamento de recursos hídricos. Na Austrália, por exemplo, o governo desenvolveu um programa chamado Australian River Assessment System (AusRivAS), que realiza o monitoramento dos ecossistemas através dos protocolos para avaliar a “saúde” dos sistemas fluviais do país (PARSONS et al., 2002). No Brasil, a técnica ainda se encontra restrita a projetos desenvolvidos principalmente em Programas de Pós-Graduação e, como exemplos, podem ser citados os trabalhos de Callisto et al. (2002), Upgren (2004), Minatti-Ferreira & Beaumord (2006) e Rodrigues (2008).

No Brasil, vários estudos têm utilizado os PARs como instrumentos de avaliação da estrutura e do funcionamento dos ecossistemas fluviais, como pode ser observado nos trabalhos

Ferreira (2003), desenvolvido na bacia do rio das Velhas, leste do Quadrilátero Ferrífero (QF) – MG, de Almeida (2008), desenvolvido na bacia do rio Maracujá, na província geológica brasileira, sul do QF e o de Rodrigues et al. (2008), desenvolvido no interior do Parque Estadual do Itacolomi no município de Ouro Preto em Minas Gerais.

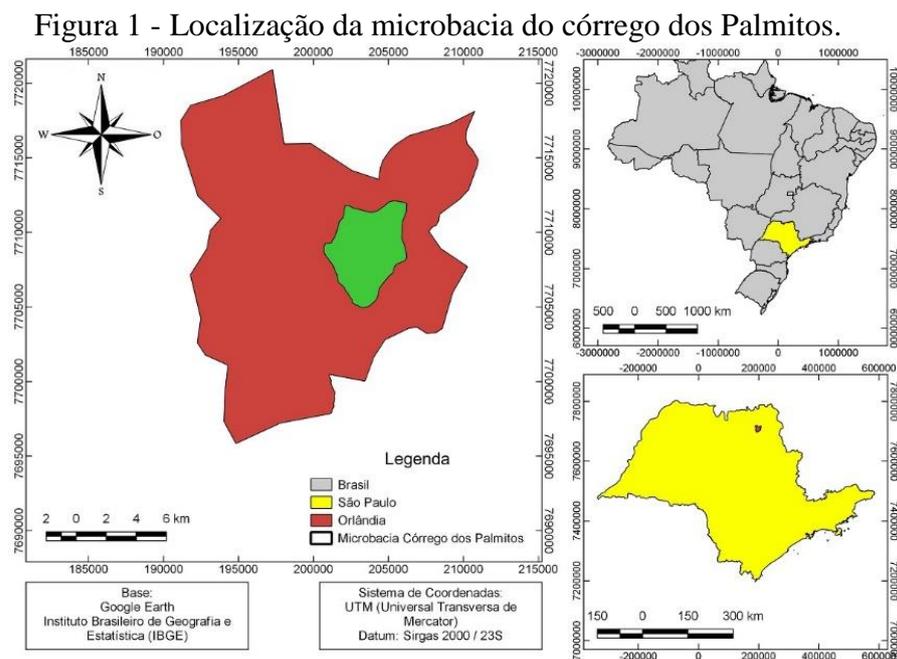
3 METODOLOGIA

3.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo está localizada no município de Orlândia compreendido na região norte do Estado de São Paulo (Figura 1), com população estimada de 43.306 habitantes em 2017 e área de 291,765 km² (IBGE, 2018). O município apresenta coordenadas geográficas ao sul de 20°43'12'' e a oeste de 47°53'13'', fazendo limite com os municípios de Nuporanga, Sales Oliveira, São Joaquim da Barra e Morro Agudo (PREFEITURA MUNICIPAL DE ORLÂNDIA, 2014).

O município de Orlândia está localizado na sub-bacia do ribeirão Indaiá/ribeirão do Agudo pertencente à Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Baixo Pardo/Grande (UGRHI 12). Essa sub-bacia abrange a microbacia do córrego dos Palmitos, a principal do município, já que esse córrego é explorado para o abastecimento do município, sendo responsável por cerca de 40% do montante das águas atualmente captadas. Tal córrego é afluente direto do ribeirão do Agudo, corpo receptor dos efluentes tratados do município (PREFEITURA MUNICIPAL DE ORLÂNDIA, 2014).

A localização da microbacia do córrego dos Palmitos no município de Orlândia pode ser observada na Figura 1.



Fonte: Do autor, 2018.

A microbacia do córrego dos Palmitos possui extensão de 25,47 km² e perímetro de 21 km, sendo que o córrego principal possui 7,9 km de extensão. Segundo a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 357, de 17 de março de 2005, o córrego dos Palmitos é atualmente enquadrado na classe 4 no trecho a jusante da captação de água para Orlandia até sua foz e a montante desse trecho é enquadrado na classe 2 (PREFEITURA MUNICIPAL DE ORLÂNDIA, 2014).

A microbacia é muito importante para a região, pois além de fornecer água para abastecimento público, está fortemente ligada às atividades agrícolas locais, com destaque para o cultivo da cana-de-açúcar. Porém, a parte média/baixa da área de drenagem da microbacia apresenta expressiva influência antrópica, como o lançamento de esgoto *in natura* do município e a canalização de trechos do corpo d'água. Já a parte alta é ocupada com usos de natureza rural, como lavouras e pastagens (PREFEITURA MUNICIPAL DE ORLÂNDIA, 2014).

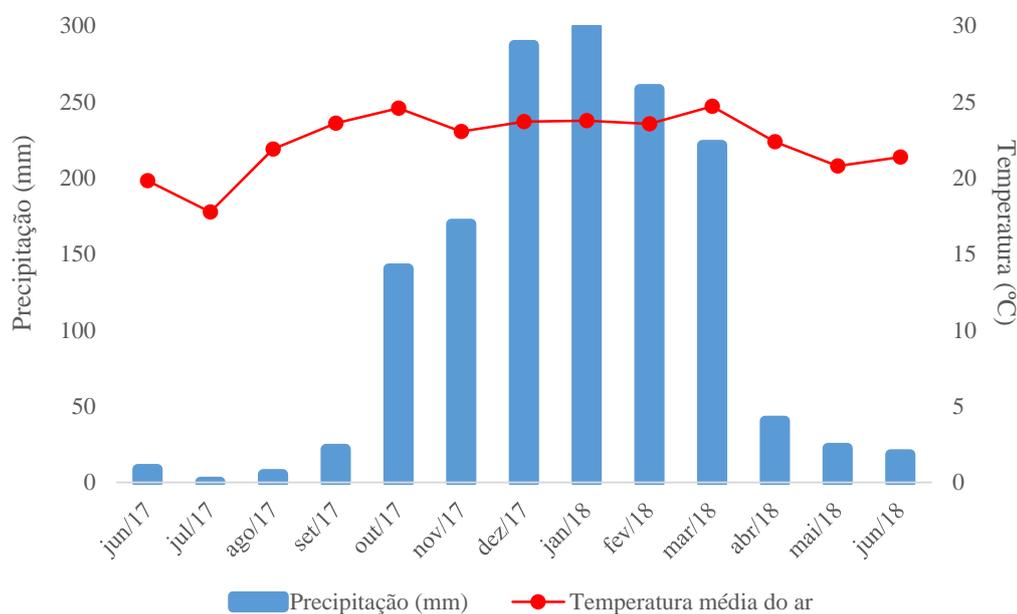
3.1.1 CLIMA E PRECIPITAÇÃO

Rolim e colaboradores (2007) classificaram os climas do Estado de São Paulo pelo sistema de Köppen, utilizando dados agrometeorológicos de 427 localidades. Segundo esse estudo, a microbacia do córrego dos Palmitos possui um clima do tipo Tropical de Altitude (Cwa), com verão chuvoso e quente e inverno seco e ameno. Sua altitude média é de 695 metros (PREFEITURA MUNICIPAL DE ORLÂNDIA, 2014).

A precipitação pluviométrica média anual é de 1.426 mm de chuva, a umidade relativa do ar média anual é de 71% e as temperaturas médias variam de 19°C no inverno a 25°C no verão (PREFEITURA MUNICIPAL DE ORLÂNDIA, 2014).

O Figura 2 indica as médias mensais da precipitação pluviométrica na microbacia no período junho/2017 a junho/2018. Esses dados foram obtidos na página eletrônica do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) pela Estação 83630 (Franca, São Paulo), pois pelo método dos polígonos de Thiessen, o município de Orlandia é abrangido por tal estação meteorológica.

Figura 2 - Médias mensais da precipitação pluviométrica e temperatura do município de Orlândia.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

3.1.2 Uso do solo

Para realizar o mapeamento dos usos do solo da microbacia do córrego dos Palmitos foi utilizado o software Qgis®. Dessa forma, foi possível quantificar o uso do solo em cada classe: agricultura, pastagem, vegetação natural, área urbana e reflorestamento. Dentro dos limites territoriais do município de Orlândia não existem unidades de conservação, exceto as Áreas de Proteção Permanente (APPs), características das margens dos córregos que formam a rede hídrica regional (PREFEITURA MUNICIPAL DE ORLÂNDIA, 2014).

3.1.3 Pontos de amostragem

Foram realizadas coletas em sete pontos da microbacia no mês de janeiro de 2018, de forma a abranger a estação chuvosa, conforme pode ser observado no mapa desenvolvido pela ferramenta software QGIS® (Figura 3). Os pontos P1, P2 e P3 foram amostrados no córrego dos Palmitos e os pontos A1, B1, C1 e D1 em seus afluentes. Os pontos P2 e P3 se encontram no perímetro urbano, sendo o ponto P2 localizado logo após a barragem de captação de água e o ponto P3, situado a montante deste e bem próximo a trechos canalizados. Os pontos P1, A1, B1, C1 e D1 se encontram em área rural, destacando o ponto A1, localizado próximo a nascente

de um dos afluentes do córrego dos Palmitos, e o ponto C1, localizado em outro afluente do córrego, próximo a colônias de trabalhadores.

Algumas características dos pontos amostrados se encontram na Tabela 1.

Figura 3 - Pontos de amostragem na microbacia do córrego dos Palmitos.

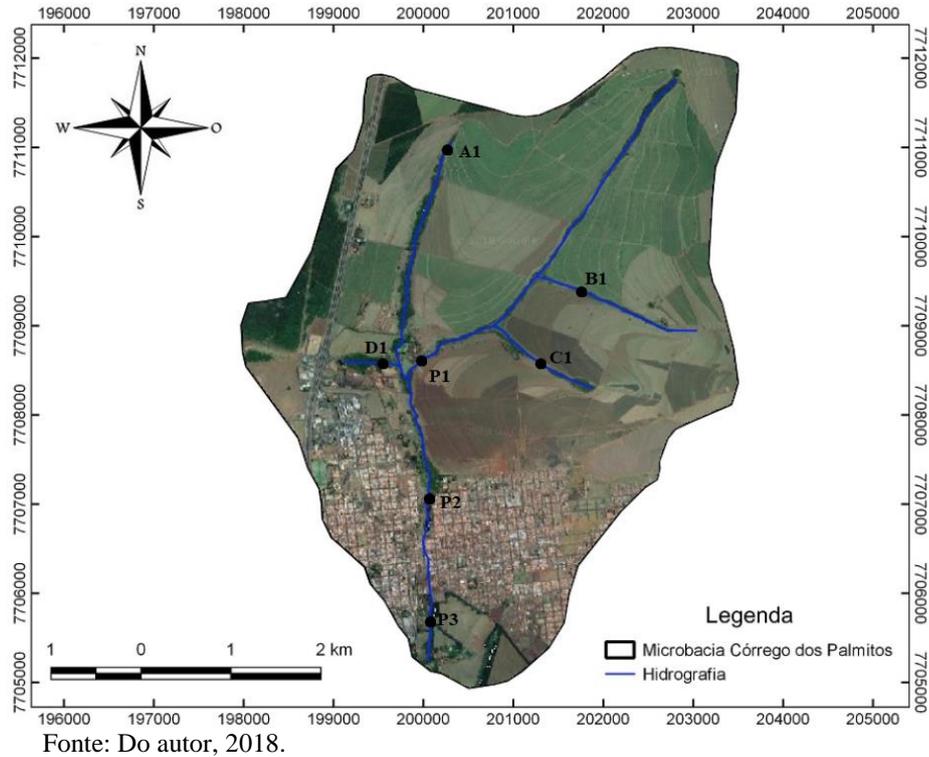


Tabela 1 - Características dos pontos amostrados.

Pontos	Latitude	Longitude	Uso do solo
A1	20° 40' 42.326" S	47° 52' 40.120" O	Agricultura
B1	20° 41' 29.317" S	47° 51' 45.364" O	Agricultura
C1	20° 41' 55.460" S	47° 52' 1.974" O	Agricultura/Urbano
D1	20° 41' 55.039" S	47° 52' 57.230" O	Pastagem/Urbano
P1	20° 41' 53.981" S	47° 52' 50.390" O	Urbano
P2	20° 42' 47.596" S	47° 52' 45.250" O	Urbano
P3	20° 43' 25.162" S	47° 52' 50.934" O	Pastagem/Urbano

3.2 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DA MICROBACIA DO CÓRREGO DOS PALMITOS

As características físicas da microbacia, como área, perímetro e comprimento dos rios, foram obtidas com o auxílio do software QGis®.

3.2.1 Hierarquização da drenagem

Para encontrar a ordem dos rios utilizou-se o método de Strahler (1952), e para identificar o rio principal, o método de Horton (1945). A partir dessa classificação inicial foi possível realizar a análise dos índices morfológicos para bacias hidrográficas.

3.2.2 Coeficiente de Compacidade (Kc)

O coeficiente de compacidade (Kc) é um número adimensional que varia com a forma da bacia, relacionando a forma dessa com um círculo, sendo que quanto maior o valor desse coeficiente, mais irregular é a bacia. Assim, um coeficiente de compacidade igual à unidade corresponde a uma bacia circular, indicando um maior potencial de ocorrência de cheias, pois bacias que se aproximam geometricamente de um círculo, tendem a convergir seu escoamento ao mesmo tempo para um trecho relativamente pequeno do rio (VILLELA; MATTOS, 1975). A determinação do Kc é feita por meio da Equação 1:

$$K_c = 0,28 \frac{P}{\sqrt{A}} \quad (1)$$

Em que, Kc é o coeficiente de compacidade, P o perímetro da microbacia (km) e A a área da microbacia (km²).

3.2.3 Fator de forma (Kf)

O fator de forma (Kf) é expresso pela largura média da bacia e o seu comprimento axial. Uma bacia com fator de forma baixo indica que ela é menos susceptível a enchentes que outra bacia de mesmo tamanho, porém com fator de forma maior (VILLELA; MATTOS, 1975). Para determinar o fator de forma foi utilizada a Equação 2:

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

Em que, Kf é o fator de forma e L o comprimento axial do rio (km).

3.2.4 Densidade de Drenagem (Dd)

A densidade de drenagem (Dd) é a divisão entre o comprimento total dos cursos d'água pela área da bacia e indica a eficiência da drenagem na mesma. Quanto maior esse valor, mais rapidamente a água do escoamento superficial ocasionada pela chuva chegará à saída da bacia. O índice pode variar de $0,5 \text{ km} \cdot (\text{km}^2)^{-1}$ em bacias com drenagem pobre a $3,5 \text{ km} \cdot (\text{km}^2)^{-1}$ ou mais em bacias bem drenadas (VILLELA; MATTOS, 1975). A densidade de drenagem foi calculada pela Equação 3:

$$D_d = \frac{L_T}{A} \quad (3)$$

Sendo, D_d a densidade de drenagem e L_T o comprimento total dos cursos d'água (km).

3.2.5 Densidade Hidrográfica (Dh)

A densidade hidrográfica (Dh) relaciona o número de rios com a área da bacia. Este índice expressa a grandeza da hidrografia da bacia, demonstrando a capacidade de gerar novos cursos d'água. Dessa forma, a finalidade desse índice é comparar a frequência a quantidade de cursos d'água existentes por quilômetro quadrado (CHRISTOFOLETTI, 1969). Para se determinar a densidade dos cursos d'água foi utilizada a seguinte Equação 4:

$$D_h = \frac{N}{A} \quad (4)$$

Em que, D_h é a densidade hidrográfica e N a quantidade de cursos d'água.

Lollo (1995) classifica os intervalos de valores de densidade hidrográfica de acordo com o Quadro 1:

Quadro 1 – Classificação da densidade hidrográfica de uma bacia.

Dh ((km²)⁻¹)	Denominação
< 3	Baixa
3 - 7	Mediana
7 - 15	Alta
> 15	Muito alta

Fonte: Lollo, 1995.

3.2.6 Declividade dos rios (S)

A velocidade de escoamento de um curso d'água depende da declividade dos canais, pois são grandezas diretamente proporcionais. Assim, quanto maior a declividade, maior a velocidade de escoamento do rio. Os picos de enchente, infiltração e susceptibilidade para erosão dos solos dependem da velocidade com que ocorre o escoamento (VILLELA; MATTOS, 1975).

A declividade dos rios foram calculadas pela Equação 5:

$$S = \frac{\Delta H}{L} \quad (5)$$

Sendo, S a declividade do rio (m.m⁻¹), ΔH a variação da cota entre dois pontos (m) e L o comprimento do rio analisado (m).

Foram utilizadas ferramentas específicas no software QGis[®] que trabalham com características topográficas e fornecem recursos para a geração do mapa de hipsometria.

3.3 ANÁLISE DOS MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS

As coletas dos substratos presentes no leito dos sete pontos estudados foram realizadas em triplicatas, a fim de se amostrar a comunidade bentônica existente nesses locais.

Com a finalidade de padronizar as coletas, utilizou-se como base o Protocolo de Coleta e Preparação de Amostras de Macroinvertebrados Bentônicos em Riachos proposto pela Embrapa (SILVEIRA et al., 2004). O protocolo inclui toda a metodologia de coleta, preparo das amostras, bem como a descrição do material utilizado e o número de réplicas necessário. Foi utilizado um amostrador do tipo *Surber* de aço inox, com área de 900cm² e tela de nylon

250µm. De acordo com o protocolo, esse amostrador é bastante indicado para rios de pequeno porte, como córregos e nascentes.

O amostrador foi posicionado contra a correnteza e todo o substrato contido na área de 900cm² foi transferido para sacos plásticos, verificando cuidadosamente se nenhum animal ficou preso na malha. Posteriormente, essas amostras foram conservadas em álcool etílico a 70%, devidamente lacradas e identificados, para serem transportadas ao laboratório para processamento.

No laboratório de Processos Ambientais da UFTM (campus Univerdecidade – Unidade D), o material amostrado foi lavado em água corrente utilizando uma rede de malha de 250µm. Após, realizou-se a triagem prévia a olho nu, a fim de coletar organismos de maior porte, separando-os dos detritos. O material recolhido foi transferido para uma solução supersaturada de sal, com o objetivo dos macroinvertebrados mais leves flutuarem, por serem menos densos do que a solução supersaturada, facilitando e otimizando a triagem na lupa estereoscópica (BRANDIMARTE; ANAYA, 1998).

Após, foi realizada a identificação dos macroinvertebrados bentônicos. O conteúdo de cada frasco individualmente foi colocado em placas de Petri e analisados cuidadosamente sobre o estereoscópio da marca Edulab Comércio de Produtos e Equipamentos Ltda, com aproximação de 7 a 45 vezes. Os macroinvertebrados encontrados também foram acondicionados nos respectivos frascos de cada ponto.

Por conseguinte, os animais foram identificados e contados utilizando-se chaves de identificação específicas (MUGNAI et al., 2010; COSTA et al., 2006). Com o auxílio do software *Microsoft Office Excel*®, realizou-se os cálculos dos índices BMWP, diversidade de Shannon-Wiener, equitabilidade de Pielou e dominância de Berger-Parker. O dendograma referente ao índice de similaridade de Jaccard foi desenvolvido pelo software *Bioestat 5.0*®.

3.3.1 Cálculo das métricas para os macroinvertebrados bentônicos

Posteriormente, para cada ponto de amostragem foi calculado o índice BMWP (*Biological Monitoring Working Party*), segundo Junqueira e Campos (1998). Este índice ordena as famílias de macroinvertebrados aquáticos em nove grupos (Anexo B), seguindo um gradiente de menor a maior tolerância dos organismos quanto à poluição orgânica. A cada família se fez corresponder uma pontuação, que oscila de 10 a 1, sendo que as famílias mais sensíveis à contaminação recebem as pontuações maiores, chegando, em ordem decrescente, até 1, nas quais estão aquelas mais tolerantes. Assim, para cada táxon é atribuído um escore e

o somatório dos escores conduz o enquadramento do ecossistema aquático em diversas classes de qualidade (Anexo C).

Foi calculado também o índice de Shannon-Wiener (H') que permite a visualização quantitativa da diversidade de uma comunidade por incorporar tanto a riqueza quanto a equitabilidade através da porcentagem relativa (P_i) utilizada em sua equação (GOMES, 2004). Tal equação é apresentada abaixo:

$$H' = - \sum (P_i \ln(P_i)) \quad (6)$$

Em que:

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

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

Outro índice calculado foi o de equitabilidade de Pielou (J'), que permite representar a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as diferentes espécies presentes na amostra (MAGURRAN, 1988). É expresso pela Equação 8:

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

Em que H' é o valor obtido para o índice de Shannon-Wiener e $H'_{\text{máx}}$ é o valor máximo teórico do mesmo, que é dado por \ln do número de famílias. A equitabilidade varia entre 0 e 1, atingindo o valor máximo quando todas as espécies estão representadas pelo mesmo número de indivíduos (BRUNEL; CANCELA DA FONSECA, 1979).

A dominância da comunidade foi analisada com a utilização do índice de Berger-Parker (d), que expressa a relação entre o número de indivíduos de uma determinada espécie e o

número de indivíduos de todas as espécies encontradas (GOMES, 2004). Esse parâmetro foi calculado pela Equação 9:

$$D = \frac{N_{\text{Máx}}}{N} \quad (9)$$

Sendo, $N_{\text{máx}}$ o número de indivíduos da espécie mais abundante e N número total de indivíduos da comunidade.

Por fim, foi aplicado o índice de Jaccard para determinar a similaridade entre os ambientes estudados a partir da riqueza e abundância de macroinvertebrados amostrados. O resultado de tal índice foi expresso por um dendograma criado pelo software *Bioestat 5.0*[®].

3.3.2 Análise funcional dos macroinvertebrados bentônicos

A separação dos organismos em grupos funcionais tróficos seguiu as recomendações de Merrit e Cummins (1996) e Cummins et al. (2005). Os organismos foram separados em fragmentadores, raspadores, filtradores, coletores e predadores.

3.4 APLICAÇÃO DO PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA (PAR)

O Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) proposto por Callisto e colaboradores (2002), com adaptações, foi aplicado nos trechos de estudo da microbacia do córrego dos Palmitos por meio da observação visual das condições do habitat. Esse protocolo baseia-se na quantificação de 22 parâmetros (Anexo A). Os 10 primeiros parâmetros, adaptados do protocolo proposto pela Agência de Proteção Ambiental de Ohio (U.S EPA, 1987), avaliam as características dos trechos e o nível de impacto ambiental decorrente de atividades antrópicas. Para cada parâmetro foi atribuído uma pontuação de 0 a 4. Já os outros 12 parâmetros, adaptados do protocolo utilizado por Hannaford e colaboradores (1997), avaliam as condições de habitats e o nível de conservação das condições naturais com uma pontuação que pode variar de 0 a 5.

Na aplicação do PAR, foi atribuída uma pontuação para cada um desses parâmetros correspondentes à condição ambiental verificada no local da avaliação. O resultado final do protocolo foi dado com o somatório de todas pontuações obtidas, podendo variar desde uma condição considerada “natural” (acima de 61 pontos), até uma condição “impactada” (0 a 40 pontos), passando por uma situação intermediária “alterada” (41 a 60 pontos) (CALLISTO et

al., 2002). Dessa forma, o resultado final do protocolo indicou o estado de conservação das condições ecológicas dos trechos estudados.

3.5 ANÁLISE DO SEDIMENTO

Para o preparo das amostras de sedimento utilizou-se a normativa NBR 6457/1986. A análise granulométrica e a determinação do teor de matéria orgânica no sedimento foram realizadas de acordo com as metodologias descritas nas normativas NBR 7181/1984 e a NBR 13600/1996, respectivamente.

3.6 ANÁLISE FÍSICO-QUÍMICA

Os parâmetros concentração de oxigênio dissolvido e temperatura foram mensurados *in loco* com o auxílio da sonda multiparâmetros Hach modelo HQ40D. O oxigênio dissolvido foi, posteriormente, convertido em porcentagem de oxigênio de saturação (%OD_{sat}), já que esse gás é influenciado pela temperatura e pressão do local. As análises do pH e condutividade elétrica foram realizadas no laboratório por meio da sonda multiparâmetros Ysi Professional Plus. Já o parâmetro turbidez foi aferido pelo equipamento de bancada Ms Tecnocon Instrumentação Científica modelo TB1000.

Para a análise do fósforo total, foram coletadas amostras de água em frascos previamente esterilizados e com solução de HNO₃. Essas amostras foram levadas, posteriormente, ao laboratório Labfert Análises Ltda de Uberaba (MG) para a quantificação do fósforo. Com os valores de concentração desse elemento, foi possível aplicar o Índice do Estado Trófico (IET) que tem por finalidade classificar os corpos d'água em diferentes graus de trofia. A Equação 10, segundo Lamparelli (2004), foi utilizada para encontrar o IET e o Quadro 2 para classificar cada trecho analisado.

$$IET = 10 \left(\left(6 - 0,42 - 0,36 \frac{\ln(PT)}{\ln(2)} \right) \right) - 20$$

(10)

Quadro 2 – Classes de estado trófico.

IET	Classes
< 47	Ultraoligotrófico
47-52	Oligotrófico
53 - 59	Mesotrófico
60 - 63	Eutrófico
64 - 67	Supereutrófico
> 67	Hipereutrófico

Fonte: Lamparelli, 2004.

3.7 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Foi realizada a Análise dos Componentes Principais (ACP) com o auxílio da extensão do software *Microsoft Office Excel (XLSTAT)*®, para verificar os níveis de correlação entre o índice de diversidade de Shannon-Wiener e as outras variáveis.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

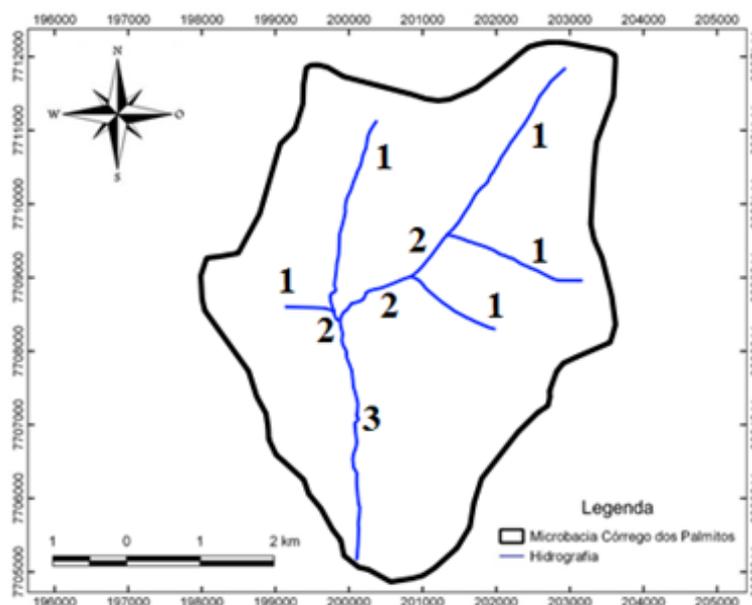
As características da rede de drenagem da microbacia do córrego dos Palmitos estão descritas na Tabela 2.

Tabela 2 - Características da rede de drenagem.

Ordem	Dd (km.(km ²) ⁻¹)	Dh (canais.(km ²) ⁻¹)
3 ^a	0,57	0,20

A hierarquização de drenagem realizada pelo método proposto por Strahler (1952) pode ser visualizada na figura abaixo:

Figura 4 - Hierarquização dos rios.



Fonte: Do autor, 2018.

Como pode ser observado a microbacia do córrego dos Palmitos é de terceira ordem (Figura 4), já que a ordem da bacia hidrográfica é designada como a ordem do rio que passa pelo exutório (TUCCI, 2004). Dessa forma, quanto maior a ordem da bacia, maior será o grau de ramificação do sistema de drenagem (SANTOS et al., 2012).

De acordo com a Tabela 2, a densidade de drenagem (Dd) apresentou um valor de 0,57 km.(km²)⁻¹. Segundo Alcântara e Amorim (2005), a Dd pode variar de 0,50 km.(km²)⁻¹, para bacias com drenagem pobre, a 3,50 km.(km²)⁻¹, para bacias bem drenadas. Assim, verificamos que a microbacia do córrego dos Palmitos apresenta baixo desenvolvimento do seu sistema de drenagem, indicando, dessa forma, que essa apresenta um elevado tempo para que a água do

escoamento superficial originada da chuva chegue à saída da bacia. Nesse contexto, quanto menor for a densidade de drenagem, menor o tempo de concentração da bacia e menor a sua capacidade de escoar enchentes (VILLELA; MATTOS, 1975).

Logo, é possível inferir que o substrato predominante de bacias hidrográficas com baixa densidade de drenagem apresentam alta permeabilidade, maior infiltração e menor escoamento superficial da água (SOARES; SOUZA, 2012). Essa informação corrobora com o fato do substrato da microbacia do córrego dos Palmitos ser formado predominantemente por areia.

O valor de densidade hidrográfica (Dh) encontrado foi de 0,20 canais.(km²)⁻¹, considerado muito baixo, já que representa menos de um canal por quilômetro quadrado. Segundo Lollo (1995), se o valor estiver acima de 15 canais.(km²)⁻¹, a bacia tem grande capacidade de gerar novos cursos d'água. Por conseguinte, constata-se que a microbacia do córrego dos Palmitos apresenta baixa capacidade de originar canais.

As características morfométricas da microbacia do córrego dos Palmitos estão descritas na Tabela 3.

Tabela 3 - Características morfométricas.

Kc	Kf
1,16	0,44

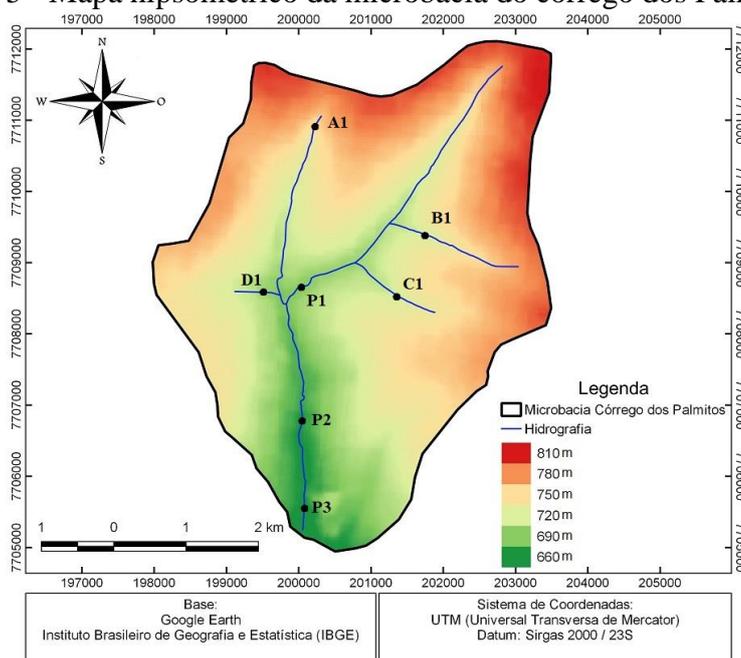
Quanto a geomorfologia da microbacia, o índice de compacidade (Kc) calculado foi de 1,16. Bacias hidrográficas que se aproximam geometricamente de um círculo, ou seja, que apresentam valores de Kc próximos a unidade, convergem o escoamento superficial ao mesmo tempo para um trecho pequeno do rio principal, indicando alta propensão a grandes enchentes no local (VILLELA; MATTOS, 1975).

O fator de forma (Kf) é outro indicativo da tendência a enchentes em uma bacia, porém sem expressar a magnitude dessa cheia. O valor encontrado para esse coeficiente foi de 0,44, indicando que a microbacia do córrego dos Palmitos apresenta baixa tendência a inundações.

Dessa forma, verifica-se que tais índices são complementares entre si e indicam que a microbacia apresenta baixa tendência a enchentes, porém, caso elas ocorram, poderão ser de grande vulto. Fato que corrobora para essa informação é o reduzido valor de densidade de drenagem encontrado e discutido anteriormente, indicando que a microbacia apresenta baixa capacidade de escoar suas enchentes.

As cotas altimétricas da microbacia do córrego dos Palmitos variam de 600 a 810 metros, como podemos observar na Figura 5 que apresenta o mapa hipsométrico da região.

Figura 5 - Mapa hipsométrico da microbacia do córrego dos Palmitos.



Fonte: Do autor, 2018.

A análise dos dados altimétricos da microbacia permitiu o reconhecimento de características gerais do seu relevo, como as declividades médias dos rios, calculadas com os dados referentes à altitude das nascentes e das desembocaduras, bem como dos comprimentos dos cursos d'água. Segundo Vilela e Matos (1975), a declividade dos cursos d'água expressa a inclinação média dos cursos d'água com o plano horizontal e relaciona-se com a velocidade do escoamento superficial, com o tempo de concentração da bacia, interferindo também na infiltração e na suscetibilidade à erosão das margens da bacia.

A declividade média de cada trecho da microbacia, suas respectivas variações altimétricas e comprimentos se encontram na Tabela 4.

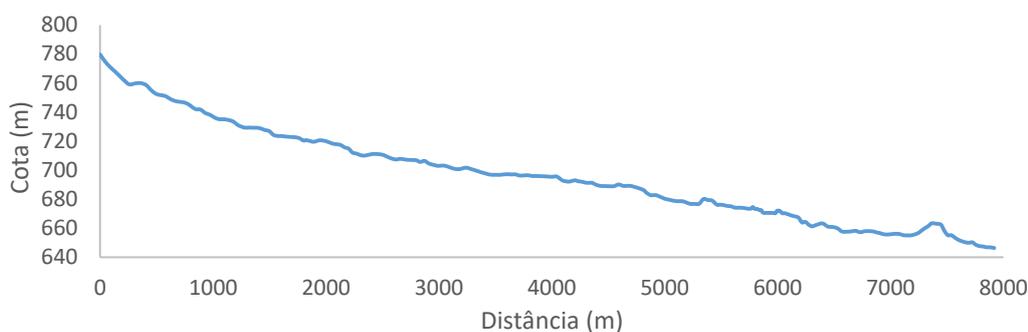
Tabela 4 - Características do relevo da microbacia do córrego dos Palmitos.

Córrego/Afluentes	Cota maior (m)	Cota menor (m)	L (m)	I (%)
Palmitos	779,61	646,27	7061,00	1,89
A1	759,16	687,11	2657,18	2,71
B1	773,27	707,01	1911,08	3,47
C1	737,83	696,84	1318,83	3,11
D1	718,75	686,71	632,50	5,07

Contudo, para caracterizar com maior detalhamento a declividade dos rios, foi elaborado o perfil longitudinal dos cursos d'água. O perfil longitudinal do córrego dos Palmitos se encontra na Figura 6. Esse córrego apresenta a menor declividade média dentre todos os

córregos, de 1,89%, porém o maior comprimento (7.061 m), visto ser o rio principal da microbacia. De acordo com o Anexo D, que contém a classificação das declividades dos cursos d'água proposta pela Embrapa (1979), esse curso d'água apresenta relevo plano.

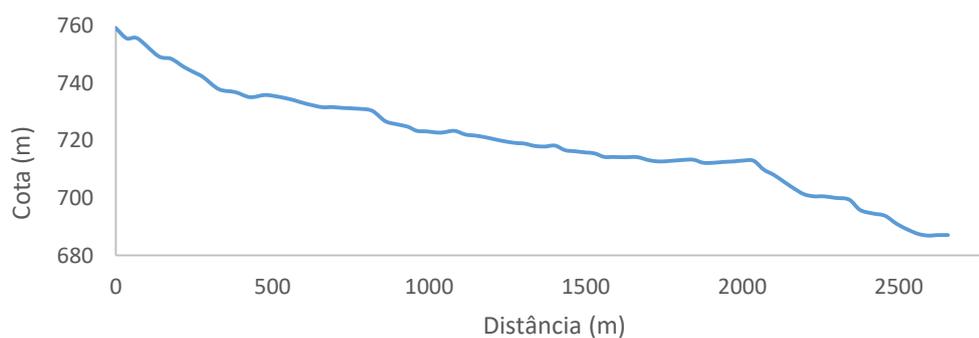
Figura 6 - Perfil longitudinal córrego dos Palmitos.



Fonte: Elaborado pelo Autor, 2018.

O afluente A1 do córrego dos Palmitos também é classificado como de relevo plano, segundo a Embrapa (1979), apresentando declividade média de 2,71% e comprimento de 2.657,18 m. Seu perfil longitudinal consta na Figura 7.

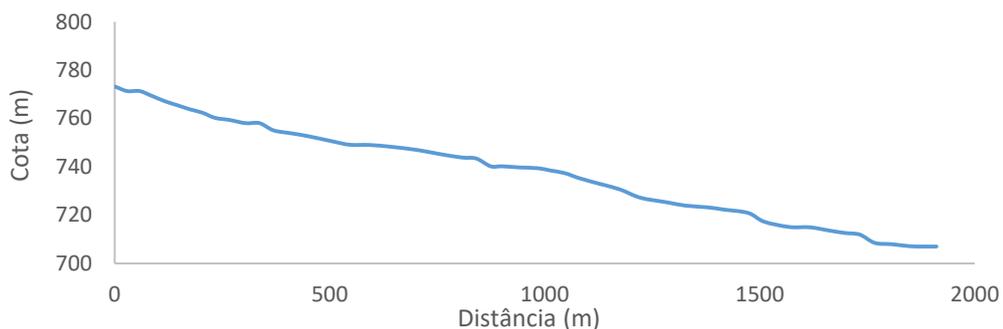
Figura 7 - Perfil longitudinal do afluente A1.



Fonte: Elaborado pelo Autor, 2018.

O afluente B1 do córrego dos Palmitos apresenta declividade média de 3,47% e comprimento de 1.911,08 m. O curso d'água apresenta relevo suave-ondulado, segundo a Embrapa (1979). Seu perfil longitudinal consta na Figura 8.

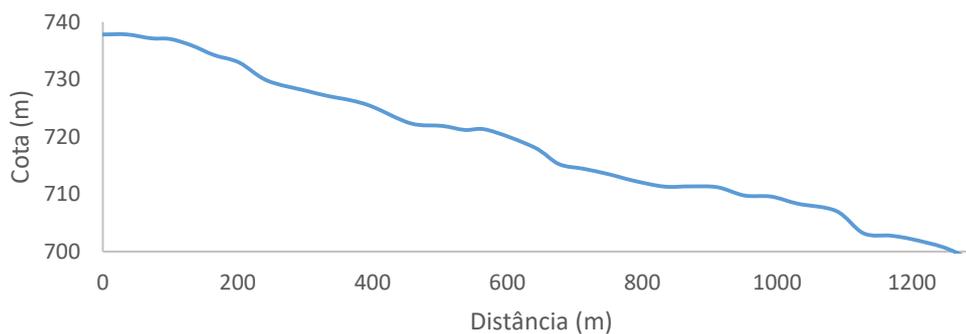
Figura 8 - Perfil longitudinal do afluente B1.



Fonte: Elaborado pelo Autor, 2018.

O afluente C1 do córrego dos Palmitos apresenta declividade média de 3,11% e comprimento de 1.318,83 m, sendo classificado como de relevo suave-ondulado (EMBRAPA, 1979). Seu perfil longitudinal consta na Figura 9.

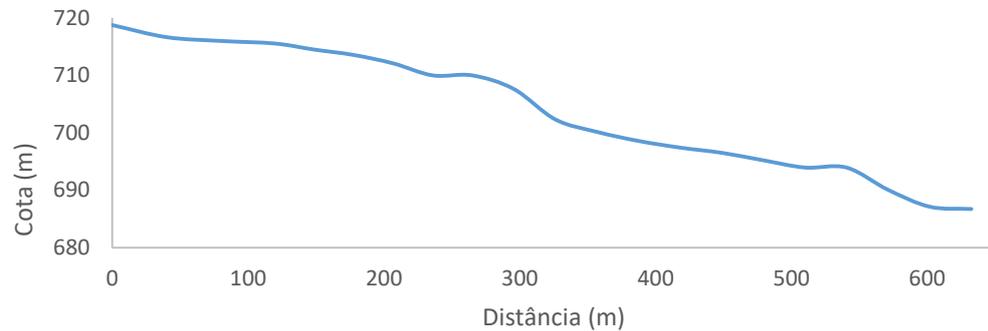
Figura 9 - Perfil longitudinal do afluente C1.



Fonte: Elaborado pelo Autor, 2018.

Por fim, o afluente D1 apresenta a maior declividade média dentre todos os trechos, de 5,07%, e o menor comprimento, de 632,50 m. Esse curso d'água também é classificado como de relevo suave-ondulado. A Figura 10 demonstra seu perfil longitudinal.

Figura 10 - Perfil longitudinal do afluente D1.

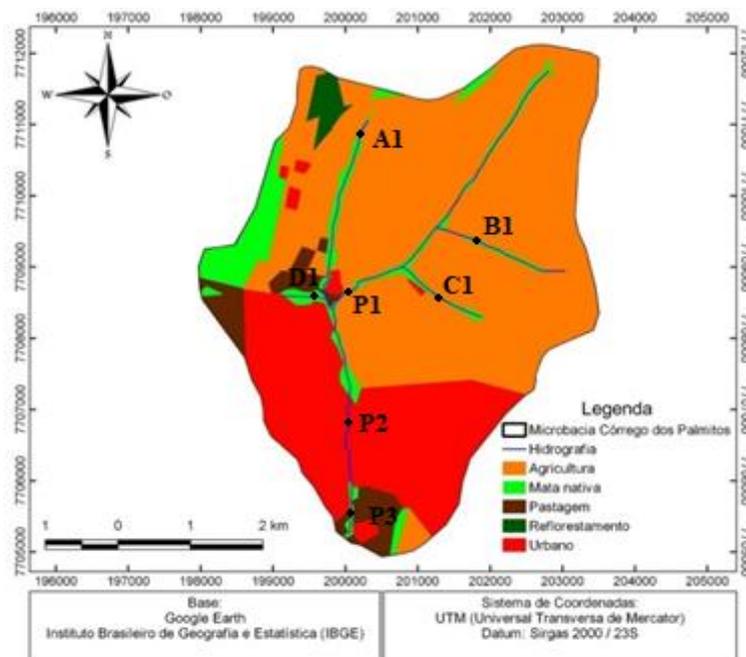


Fonte: Elaborado pelo Autor, 2018.

Dessa forma, observa-se que 60% dos corpos d'água da microbacia do córrego dos Palmitos apresentam relevo suave-ondulado e os outros 40%, plano. A baixa declividade dos corpos d'água ocasiona uma baixa velocidade de escoamento e consequentemente uma baixa capacidade de escoar enchentes, devido ao seu maior tempo de concentração, como também comprova a densidade de drenagem discutida anteriormente.

O resultado da análise de uso e ocupação do solo da microbacia do córrego dos Palmitos está representado no mapa da Figura 11.

Figura 11 - Usos do solo da microbacia do córrego dos Palmitos.



Fonte: Elaborado pelo Autor, 2018.

A partir desse mapa foi possível obter os percentuais de áreas equivalentes a cada uma das classes de uso do solo definidas, sendo elas, agricultura, mata nativa, pastagem, reflorestamento e área urbana. Os resultados constam na Tabela 5.

Tabela 5 - Resultados da análise de uso e ocupação do solo.

Classes de uso	Área (km²)	Área (%)
Agricultura	15,53	60,98
Mata nativa	2,12	8,32
Pastagem	1,04	4,08
Reflorestamento	0,30	1,18
Área Urbana	6,48	25,44

Verificou-se que a maior parte da microbacia é composta por atividades agrícolas, correspondendo a 60,98% da área total. Tal classe domina a parte média/alta da bacia. Merece destaque a pequena porcentagem de áreas com cobertura vegetal natural (8,32%), refletindo a significativa alteração da mata nativa da microbacia em decorrência das intervenções antrópicas, predominantemente dos cultivos de cana-de-açúcar que muitas vezes ocorre sem o manejo adequado. Além da reduzida porcentagem de vegetação natural remanescente, essa apresenta baixa diversidade, sendo formada apenas por mata, capoeira, cerrado, cerradão e áreas de várzea, encontrando-se dispersa ao longo de todo o território (PREFEITURA DE ORLÂNDIA, 2018).

A segunda classe mais representativa, espaço urbano, domina a parte baixa da microbacia e corresponde a aproximadamente 25,44% da mesma. Nessa área ocorre média/alta taxa de ocupação e praticamente ausência de espaços livres, onde quase todo o terreno é ocupado por edificações. Por conseguinte, as áreas de uso por práticas de pecuária ocupam apenas 4,08% da área total, já que essa atividade não é tida como de destaque no município, concentrando-se apenas próxima a grandes fazendas. Por fim, as menores áreas foram as ocupadas por atividades de reflorestamento, representando aproximadamente 1,18% de formação florestal produtora de madeira.

A Tabela 6 apresenta a qualidade da água da microbacia do córrego dos Palmitos quanto ao índice BMWP, caracterizada de boa a muito ruim, utilizando o macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores. Na mesma tabela tem-se a disposição resumida dos índices de diversidade de Shannon-Wiener (H'), diversidade máxima ($H'_{máx}$), equitabilidade de Pielou (J') e dominância de Berger-Parker (d). O Apêndice A apresenta as famílias encontradas em

cada ponto (riqueza de táxons) e a quantidade de indivíduos de cada família (abundância), seguida do respectivo escore do índice BMWP de cada uma dessas famílias e seu somatório.

Tabela 6 - Resultados das métricas dos macroinvertebrados bentônicos.

Pontos	BMWP	Classe	Qualidade	Riqueza	Abundância	H'	H' _{máx}	J'	d
A1	71	II	Boa	16	35	2,51	2,77	0,91	0,20
B1	56	III	Satisfatória	16	227	1,81	2,77	0,65	0,34
C1	22	IV	Ruim	6	126	0,59	1,79	0,33	0,83
D1	15	V	Muito ruim	4	16	1,14	1,30	0,82	0,50
P1	46	III	Satisfatória	12	34	1,72	2,48	0,69	0,56
P2	13	V	Muito ruim	4	1362	0,03	1,39	0,02	0,99
P3	2	V	Muito ruim	1	3055	0	0	0	1,00

Figura 12 - Fotos dos pontos amostrados.



Os resultados da aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) e a correspondente classificação do nível de preservação ecológica dos pontos amostrados da microbacia do córrego dos Palmitos são apresentados na Tabela 7. No Apêndice B são expressas as pontuações distribuídas a cada parâmetro em relação ao nível de preservação dos pontos amostrados.

Tabela 7 - Resultados da aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida (PAR).

Pontos	Pontuação	Classificação
A1	66	Natural
B1	60	Alterado
C1	41	Alterado
D1	56	Alterado
P1	58	Alterado
P2	30	Impactado
P3	39	Impactado

A Tabela 8 apresenta os resultados da composição granulométrica do sedimento dos trechos amostrados, segundo a ABNT, e as suas respectivas classificações texturais, de acordo com a técnica triângulo textural adaptada por Lemos e Santos (1996).

Tabela 8 - Resultados da análise granulométrica do sedimento dos pontos amostrados.

Pontos	Areia grossa (%)	Areia média (%)	Areia fina (%)	Silte (%)	Argila (%)	Classificação textural
A1	0,14	55,51	29,91	2,41	12,03	Areia franca
B1	1,56	30,1	47,95	10,97	18,51	Franco arenoso
C1	0,55	6,58	18,43	59,31	15,14	Franco siltoso
D1	0,5	46,15	38,54	4,72	10,09	Areia franca
P1	0,31	51,59	30,89	0,6	16,61	Franco arenoso
P2	0,39	53,56	33,87	6,61	10,49	Areia franca
P3	3,92	74,48	15,61	3,06	5,61	Areia

Conforme apresentado pela Tabela 6, o ponto A1 foi o que recebeu a maior pontuação no índice BMWP (71), mostrando-se o mais preservado. Tal ponto apresentou elevado índice de diversidade de Shannon-Wiener (H'), evidenciado pelo alto número de famílias encontradas, dentre elas a dos besouros (Coleoptera), mosquitos (Diptera), tricópteras (Tricoptera), libélulas (Odonata), minhocas (Oligoqueta) e caramujos (Gastropoda). Apesar da presença de animais tolerantes/resistentes à poluição, ressalta-se a ocorrência de famílias da ordem de odonatas e tricópteras, mais sensíveis e que por isso pontuam valores altos do índice, contribuindo para a classificação da qualidade do trecho. O índice de equitabilidade (J') apresentou valor elevado

em consequência da equilibrada abundância de indivíduos encontrados para cada família amostrada. Isso explica o baixo valor encontrado para o índice de dominância de Barger-Parker (d) para os quironomídeos (20%), indivíduos que apareceram em maior número no trecho.

A elevada riqueza e diversidade de táxons amostrados no ponto A1 estão intimamente relacionadas com a maior preservação ecológica do local em comparação com os outros pontos, evidenciada pela aplicação do PAR (Tabela 7), que classificou a condição ecológica do trecho como natural, e pela Figura 12. Apesar do sedimento do ponto A1 ser predominantemente areia média (Tabela 8), o ponto estar situado próximo a plantações de cana-de-açúcar e apresentar suas margens bastante erodidas, ele apresenta uma razoável heterogeneidade de granulometria no sedimento (areia franca), com significativa presença de partículas de menor diâmetro, além de grande quantidade de detritos vegetais no seu leito, como folhas e galhos. Dessa forma, esse ecossistema apresenta elevada diversidade de habitats, além de várias fontes de alimento, proteção e reprodução para os macroinvertebrados. O leito é parcialmente sombreado pela vegetação ciliar, que contribui com detritos vegetais para a sua diversidade de habitats.

Segundo Benke e colaboradores (1984), ambientes aquáticos com baixa heterogeneidade de granulometrias no sedimento apresentam menor diversidade e riqueza de organismos bentônicos do que ambientes com diferentes granulometrias e com a presença de matéria orgânica, raízes, folhas e seixos. Ressalta-se que o ponto A1 está situado próximo a nascente de um afluente do córrego dos Palmitos, como se pode observar no mapa de uso e ocupação do solo (Figura 11).

O ponto B1 foi o segundo mais preservado, recebendo pontuação BMWP de 56 e sendo classificado como qualidade satisfatória (Tabela 1). Essa condição ambiental também é observada por meio do valor intermediário do índice de diversidade de famílias, dentre elas organismos sensíveis à poluição, como a família Corduliidae, da ordem Odonata. Tais organismos pontuam 8 no índice BMWP, colaborando para a qualidade satisfatória do ponto. Apesar disso, o índice J' apresentou valor intermediário, um pouco acima da média, devido ao maior número de organismos tolerantes/resistentes encontrados, como as famílias dos mosquitos Chironomidae, Ceratopogonidae e Simuliidae que apresentaram abundância de 34%, 26,4% e 18,5%, respectivamente. Apesar dos quironomídeos serem resistentes à poluição, é comuns rios não poluídos apresentarem grande abundância dessa família (RINALDI, 2007).

Os índices analisados acima corroboram para a classificação desse trecho de acordo com a aplicação do PAR em alterado (Tabela 6). Foram observadas neste ecossistema pequenas quedas d'água, predomínio de detritos vegetais, principalmente folhas e galhos, que servem de alimento e abrigo para os macroinvertebrados, além de boa cobertura da mata ripária (Figura

12) e heterogeneidade de granulometria no sedimento, com predominância de partículas de menor diâmetro, sendo classificado como franco arenoso (Tabela 8). Porém, observou-se também uma menor quantidade de água no leito do córrego, além de margens moderadamente erodidas, colaborando para a diminuição da pontuação do PAR.

O ponto C1 foi classificado como de qualidade ruim, já que apresentou baixa pontuação do índice BMWP (22) (Tabela 6). Tal ponto exibiu menor diversidade de famílias, evidenciada pelo índice H', se comparado com os pontos A1 e B1, porém não tão baixa, já que nesse ponto foram encontradas algumas famílias sensíveis a alterações de habitats, como tricópteras (Trichoptera) e libélulas (Odonata). Houve uma dominância de 83% de quironomídeos, pois são organismos extremamente resistentes à poluição e alterações de habitats, já que desenvolveram uma variedade de mecanismos adaptativos que os capacitam a viver em variações de: temperatura, pH, salinidade, profundidade, velocidade de corrente, produtividade e oxigênio dissolvido (CALLISTO; ESTEVES, 1998). A condição de resistência aos estresses do ambiente por esses organismos pode ser notada também pelo baixo escore que esses recebem no índice BMWP. Dessa forma, o índice J' apresentou baixo valor.

Como se pode observar na Figura 12, o ponto C1 apresenta maior degradação ambiental do que os pontos anteriormente discutidos. Pôde-se observar que esse ponto encontra-se com as margens bem erodidas, resultantes da menor cobertura da mata ciliar, como podemos observar no mapa de uso e ocupação do solo (Figura 11) e da presença de rebanho bovinos próximo a elas. Tal ponto se encontra mais distante das plantações de cana-de-açúcar, porém mais próximo a residências (Figura 11), uma vez que nesse local existem colônias de trabalhadores. O substrato do ponto C1 apresentou predominância de silte, sendo classificado como franco siltoso (Tabela 8). Isso contribui para o reduzido valor de índice de Shannon-Wiener encontrado, já que a baixa diversidade de bentônicos em ambientes com sedimentos finos deve-se, provavelmente, ao fato das partículas se encontrarem muito próximas entre si e, conseqüentemente, apresentarem menor conteúdo de água intersticial, reduzindo a captura de detritos de compostos orgânicos e a disponibilidade de oxigênio (FENOGLIO; CUCCO, 2004).

O ponto D1 apresentou baixo índice BMWP (15) (Tabela 6), classificando o trecho como de qualidade muito ruim. Apesar disso e da baixa riqueza de famílias encontradas, o ponto apresentou índices de diversidade e equitabilidade elevados, pois nesse ponto foram amostradas quantidades equilibradas de indivíduos para cada família. Destaca-se a família Gomphidae, ligeiramente sensível à poluição, com dominância de 50%.

O resultado da aplicação do PAR também evidencia que o ambiente se encontra impactado (Tabela 7), apesar de estar localizado mais distante da agricultura. Porém, ao entorno

do local existem fazendas com grandes áreas de pastagens (Figura 11), que causam assoreamento do córrego devido à erosão de suas margens pelo rebanho bovino. Apesar do sedimento apresentar granulometria heterogênea (Tabela 8), não foi constatado diversidade de habitats, visto que não se observou a presença de galhos, troncos e folhas no curso d'água. O sedimento foi classificado como franco arenoso.

O ponto P1 foi um dos menos impactados, recebendo pontuação intermediária para o índice BMWP (46) (Tabela 6). Tal pontuação equivale a águas de qualidade satisfatória enquadradas na classe III. Contribuíram para isso os valores medianos dos índices de diversidade de Shannon-Wiener e equitabilidade de Pielou. Os quironomídeos apresentaram uma dominância de 69%, evidenciado pelo índice de Barger-Parker (d). Apesar dessa dominância também foram amostradas espécies sensíveis à poluição, como os tricópteras (Calopterigidae e Leptoceridae), que contribuíram para o aumento do índice BMWP.

De acordo com a aplicação do PAR, o ponto foi classificado como alterado (Tabela 7). Alguns trechos do curso d'água apresentam margens bem erodidas, outros já se apresentam mais preservados e com maior presença de mata ciliar (Figura 12). O ponto apresenta quedas d'água, maior volume, maior velocidade da água, heterogeneidade de granulometria do sedimento, sendo classificado como franco-arenoso (Tabela 8), além da presença de razoável quantidade de folhas e raízes no leito do corpo d'água, em decorrência de uma mediana cobertura da vegetação ripária, favorecendo a maior diversidade de espécies. Porém, observou-se a presença de entulhos nas margens.

O ponto P2, localizado logo após a captação, apresentou condição ecológica como muito ruim, recebendo baixa pontuação do índice BMWP (13) (Tabela 6). Tal fato é evidenciado pela coleta apenas de macroinvertebrados bentônicos tolerantes/resistentes à poluição, representados por dípteros e molusco, e conseqüentemente pelo baixíssimo valor do índice de diversidade (0,03). Os dípteros foi o grupo mais representativo, sobressaindo a família dos quironomídeos, perfazendo uma dominância de 99,60% e conseqüentemente, um índice de equitabilidade quase nulo (0,02).

Os resultados da aplicação do PAR também indicam um ambiente impactado (Tabela 7), pois além do ponto se localizar dentro da área urbana, como mostra o mapa de uso e ocupação do solo (Figura 11), a água apresentava no momento da coleta aspecto oleoso e forte odor, advindos possivelmente de lançamento de efluentes domésticos. Fato também constatado foi a ausência de vegetação ciliar no trecho (Figura 11) e uma elevada erosão de suas margens, acarretando na classificação do sedimento como areia franca, porém com uma razoável heterogeneidade entre as granulometrias (Tabela 8). Apesar disso, não foram constatadas

diversidades de habitats para os macroinvertebrados bentônicos, pois não havia presença de material vegetal no curso d'água e a maior parte do leito do rio é formada por sedimento rochoso.

O ponto P3, a jusante do P2, apresentou o menor valor para o índice BMWP (2), indicando águas de qualidade muito ruim, classe V (Tabela 6). Os índices de diversidade e equitabilidade foram nulos, o de dominância foi máximo (1), pois foram encontrados apenas organismos da família dos quironomídeos. A partir da classificação diagnosticada pela aplicação do PAR (Tabela 7), o ponto foi caracterizado como impactado, em razão desse trecho se encontrar dentro da área urbana e bem próximo a grandes fazendas (Figura 11), além de estar parcialmente canalizado. A análise granulométrica evidencia a predominância de partículas grossas presentes no sedimento, aproximadamente 80% (Tabela 8), favorecendo a presença de quironomídeos. Esse ponto foi o único, dentre os amostrados, classificado como areia.

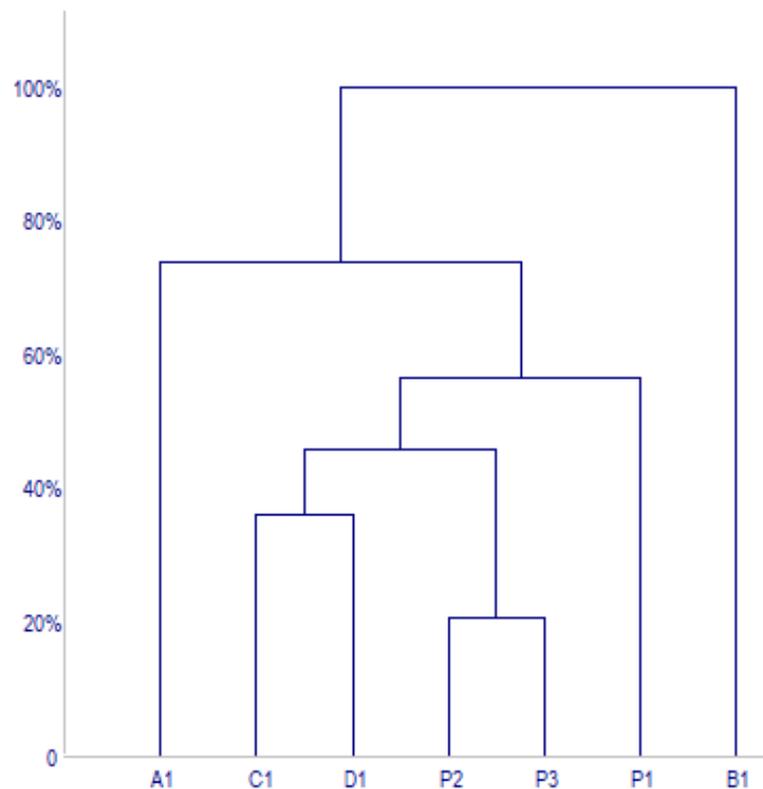
Assim, pôde-se observar que houve predominância de areia no sedimento da maioria dos pontos amostrados, com exceção apenas do ponto C1. Fato que corrobora com esse resultado é o reduzido valor encontrado para a densidade de drenagem da microbacia discutido anteriormente, já que substratos com alta permeabilidade, como solos arenosos, apresentam maior infiltração, menor escoamento superficial da água e conseqüentemente apresentam menor densidade de drenagem (SOARES; SOUZA, 2012). Outro fato que corrobora para isso é o elevado processo de erosão das margens dos trechos amostrados, seja em decorrência de estarem localizados dentro da área urbana ou da realização de práticas agrícolas inadequadas.

Apesar disso, houve significativa presença de partículas de menor granulometria no sedimento dos cursos d'água, o que está intimamente relacionada com a baixa declividade dos trechos, exibindo valores abaixo de 5% (Tabela 4). As baixas declividades, e conseqüentemente as baixas velocidades de corrente, propiciam que partículas de granulometrias menores sejam depositadas ao longo do canal fluvial por longas distâncias (BRITO et al., 2009).

Constatou-se que a composição granulométrica dos sedimentos é um dos fatores que mais influencia na distribuição das comunidades bentônicas. Um substrato mais diversificado oferece maior disponibilidade de habitats, alimentos (diretamente ou adsorvidos nas partículas do sedimento) e proteção contra correntes e predadores (CARVALHO; UIEDA, 2004). Dessa forma, a maior heterogeneidade na composição e abundância de macroinvertebrados entre os ambientes estudados está associada a diferenças de microhabitat, contando particularmente o tipo de sedimento, extensão da mata ciliar e presença de folhas, galhos e troncos no corpo d'água.

O dendograma (Figura 13) demonstra maior similaridade entre os pontos P2 e P3, que são os pontos localizados dentro da área urbana e que se encontram mais impactados, e entre os pontos C1 e D1, que são os pontos menos preservados dentre aqueles situados fora da área urbana, corroborando com os resultados discutidos anteriormente. Tal figura também demonstra uma proximidade entre esses dois agrupamentos, já que são pontos mais alterados. O ponto que apresentou menor similaridade foi o B1, pois dentre os pontos mais preservados e que conseqüentemente apresentam maior diversidade de espécies, ele foi o que apresentou maior abundância de macroinvertebrados e presença de espécies não foram encontradas nos outros pontos.

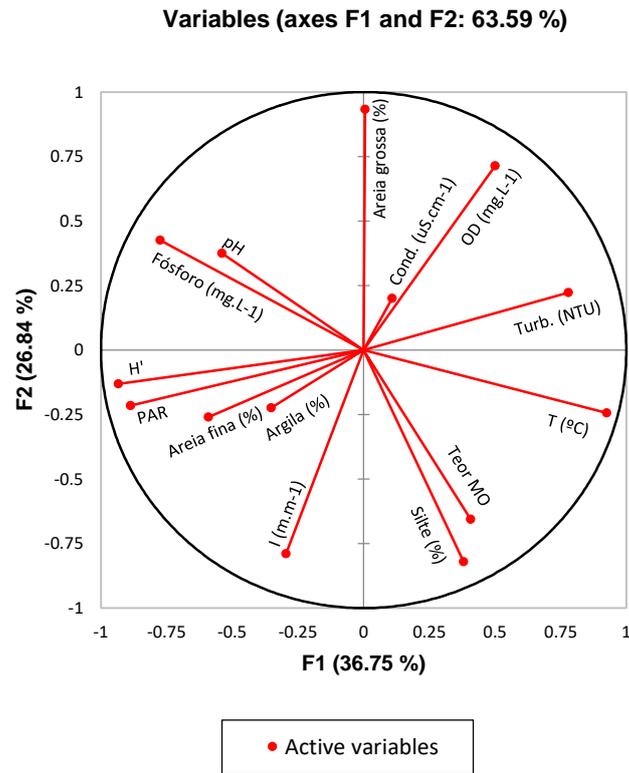
Figura 13 - Dendograma de similaridade.



Fonte: Elaborado pelo Autor, 2018.

A Figura 14 representa a Análise dos Componentes Principais (ACP). A matriz de correlação completa se encontra no Apêndice D.

Figura 14 - Análise dos Componentes Principais (ACP).



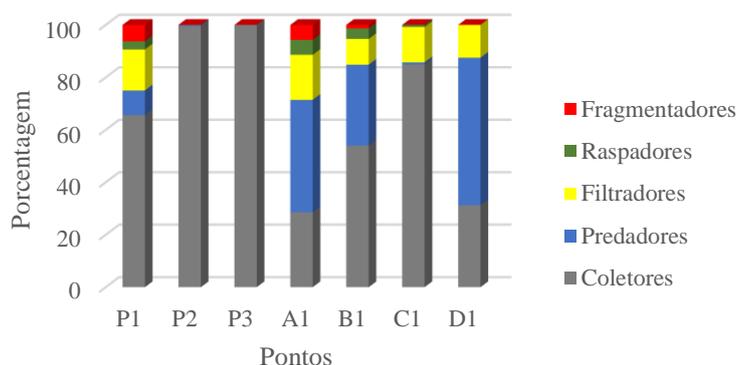
A Tabela 9 exhibe os resultados da análise da matéria orgânica.

Tabela 9 - Resultado teor de matéria orgânica no sedimento.

Pontos	Teor MO (%)
P1	3,33
P2	3,32
P3	1,39
A1	1,89
B1	3,34
C1	9,59
D1	2,57

A Figura 15 apresenta o gráfico que resume os resultados (Apêndice C) encontrados na análise dos grupos funcionais.

Figura 15 - Gráfico resultante da análise funcional.



Fonte: Elaborado pelo Autor, 2018.

Em geral, o teor de matéria orgânica (M.O.) nos sedimentos pode variar de 0,50 a 8 %. Porém, já são considerados enriquecidos de M.O. quando apresentam valores acima de 0,50 % (GOMES; AZEVEDO, 2003). De acordo com a Figura 14, o teor de matéria orgânica apresentou desprezível correlação com a diversidade de espécies. Porém, de acordo com o Apêndice D, tal parâmetro apresentou forte correlação negativa (-0,89) com a porcentagem de areia média no sedimento e uma forte correlação positiva (0,97) com a porcentagem de silte. Isso ocorre devido às propriedades químicas da areia, já que é um composto inerte, adsorvendo menos nutrientes se comparado com o silte e a argila. Esses compostos, ao contrário da areia, são bastante ativos quimicamente, apresentando propriedades coloidais (LEPSCH, 1976).

Nesse contexto, o ponto C1 apresentou a maior porcentagem de matéria orgânica no sedimento (Tabela 9), já que esse trecho apresenta substrato com predominância de silte (59,31%). Esse fato explica também a predominância de macroinvertebrados bentônicos pertencentes ao grupo funcional dos coletores (Figura 15) nesse ponto, correspondendo a aproximadamente 85% da abundância de indivíduos encontrados. Essa categoria se alimenta de matéria orgânica, o que demonstra a sua grande importância como recurso alimentar na dieta desses macroinvertebrados (GIULIATTI; CARVALHO, 2009).

A mesma relação, porém inversamente proporcional, deve-se levar em conta o baixo teor de matéria orgânica encontrado no ponto P3, já que seu sedimento é composto por aproximadamente 80% de partículas grossas. Segundo Allan (1995), a areia é um hábitat relativamente pobre e um ambiente bastante instável, abrigando poucas espécies de macroinvertebrados. Dessa forma, a dominância total de quironomídeos no ponto P3, pertencentes ao grupo funcional dos coletores, pode estar associada a sua rápida capacidade de colonização e tolerância à poluição (CALLISTO; ESTEVES, 1998). Além disso, sedimentos

arenosos permitem uma maior adequação para a manutenção e desenvolvimento destes organismos, já que algumas espécies de quironomídeos são construtoras de tubos arenosos durante seu estágio larval (TRIVINHO-STRIXINO, 2011).

O grupo funcional dos fragmentadores se alimenta diretamente das folhas (CUMMINS et al., 1973), e dessa forma possuem função determinante nas primeiras fases da decomposição (GALIZZI; MARCHESE, 2007), por ampliarem a superfície de contato do detrito facilitando a ação dos decompositores. Dessa forma, pôde-se observar a ausência de organismos fragmentadores em pontos mais impactados, como o C1, P2, P3 e D1, já que esse grupo é menos abundante ou ausente em ambientes alterados, devido ao aumento da temperatura da água e à remoção da vegetação ripária. Mesmo nos pontos mais preservados, os fragmentadores apareceram em porcentagens muito baixas, como 6,25%, 5,71% e 1,34% para os pontos P1, A1 e B1, respectivamente.

O grupo funcional dos raspadores também apresentou baixa proporção nos pontos amostrados. A maior proporção dos raspadores nos pontos considerados naturais e ausência nos considerados alterados indicam que os raspadores servem como fortes indicadores da qualidade ambiental. Segundo Giuliatti e Carvalho (2009), o grupo dos predadores alimenta-se de presas de todos os grupos funcionais, não refletindo diretamente a influência do alimento de origem externa no ecossistema lótico.

Assim, observa-se que os pontos mais preservados apresentaram uma maior diversidade e representatividade dos grupos funcionais quando comparados aos pontos impactados. Os resultados encontrados corroboram em partes os padrões observados por Barbour (1999) os quais afirmam que grupos funcionais de organismos mais especializados como raspadores e fragmentadores são mais sensíveis à poluição e, por isso, encontrados em ambientes mais preservados. Os mesmos autores verificaram que organismos generalistas, como coletores e filtradores, são mais tolerantes a alterações em seus habitats.

Os resultados das análises do fósforo se encontram na Tabela 10.

Tabela 10 - Resultados das análises do fósforo nos pontos amostrados.

Ponto	Fósforo (mg.L⁻¹)	IET	Classificação
A1	1,33	73,15	Hipereutrófico
B1	0,58	68,84	Hipereutrófico
C1	0,18	62,77	Eutrófico
D1	0,16	62,15	Eutrófico
P1	0,46	67,64	Hipereutrófico
P2	0,54	68,47	Hipereutrófico
P3	0,24	76,22	Hipereutrófico

A quantidade de fósforo na água variou de 0,16 a 1,33 mg.L⁻¹, ou seja, todos os valores registrados estavam acima do máximo permitido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 que é de 0,1 mg.L⁻¹ para rios de classe 2. Dessa forma, constatou-se que todos os pontos apresentaram graus de trofia elevados em decorrência da maior parte da microbacia, cerca de 60% da sua área total, ser composta por atividades agrícolas (Tabela 5). Os rios que drenam áreas agrícolas, como o córrego dos Palmitos e seus afluentes, apresentam concentrações mais elevadas desse nutriente que aqueles que drenam áreas florestadas, constituindo fonte artificial de fósforo, juntamente com a entrada de efluentes de esgotos (ALLAN, 1995). Os resíduos de fertilizantes e agrotóxicos de origem agrícola podem atingir os recursos hídricos diretamente pela água da chuva e água da irrigação, ou indiretamente pela pulverização desses compostos e transporte atmosféricos (BAPTISTA et al., 2003).

O fósforo não apresentou correlação significativa (Figura 14) com a riqueza e diversidade de macroinvertebrados encontrados nos pontos amostrados, mas se relacionou com o grau de erosão das margens dos corpos d'água e com a proximidade de plantações de cana-de-açúcar. Dessa forma, o ponto A1, apesar de ser classificado como de qualidade boa a partir do índice BMWP, se localiza bem próximo a plantações de cana-de-açúcar, além de apresentar suas margens bem erodidas, o que contribui para o carreamento de substâncias para o leito dos rios, como o fósforo advindo da percolação dos adubos. Deve-se também levar em consideração o fato desse ponto apresentar pouca quantidade de água, o que aumenta a concentração do fósforo no seu curso d'água.

Outro ponto importante a se destacar é o ponto P2, localizado dentro do perímetro urbano e que estava recebendo possivelmente lançamento de efluentes domésticos no período de amostragem, já que a água se encontrava oleosa, com cheiro desagradável e foi classificada como muito ruim pelo índice BMWP. Dessa forma, a elevada concentração de fósforo nesse ponto deve-se a maior incidência de perturbação antrópica que ele recebe.

Os resultados das outras análises físico-químicas se encontram na Tabela 11.

Tabela 11 - Resultados das análises físico-químicas nos pontos amostrados.

Ponto	OD (mg.L⁻¹)	%OD	pH	T (°C)	Condut. (uS.cm⁻¹)	Turb. (NTU)
A1	7,10	92,51	7,90	23,70	0,80	1,11
B1	5,74	75,54	7,50	24,80	1,20	5,20
C1	6,77	91,15	7,30	26,10	0,80	63,00
D1	6,95	92,13	7,50	25,20	2,00	37,00
P1	7,42	98,03	7,42	25,00	2,40	53,00
P2	7,78	103,13	7,86	25,20	1,80	105,00
P3	7,63	102,73	7,20	26,10	1,20	43,00

Não houve diferença significativa entre os pontos amostrados para os parâmetros oxigênio dissolvido e pH. Esses parâmetros também não apresentaram correlação significativa (Figura 14) com a diversidade de macroinvertebrados bentônicos encontrada. Os valores de OD encontrados nesse estudo foram superiores à concentração mínima permitida pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para rios de classe 2 em todos os pontos amostrados, variando de 5,74 mg.L⁻¹ a 7,78 mg.L⁻¹. Apesar dos pontos P2 e P3 apresentarem as piores condições ecológicas, eles exibiram altos valores de oxigênio de saturação se comparado ao valor que corpos d'água poluídos deveriam exibir. Esse fato ocorreu devido às fortes chuvas da época (Figura 2), que além de aumentar a turbulência, gerando maior troca de oxigênio do ar e da água, diluiu a concentração dos poluentes. Os valores de pH aferidos concentraram-se na faixa de pH neutro, variando de 7,2 a 7,9, respeitando os limites impostos na legislação. Esse parâmetro é um dos mais difíceis de interpretar, pois existem inúmeros fatores que podem influenciá-lo (GASPAROTTO, 2011).

A temperatura da água dos pontos amostrados variou de 23,7 °C a 26,1°C. Dessa forma, verifica-se que estes se adéquam aos valores de temperatura média de ecossistemas aquáticos de regiões tropicais (VON SPERLING, 2005). Apesar dos pontos não apresentarem diferenças tão significativas de valores de temperatura, esse parâmetro apresentou forte correlação negativa (-0,84) com a diversidade de macroinvertebrados (Figura 14). Pôde-se observar que a presença de vegetação ciliar e árvores de maior porte nos pontos A1 e B1 proporcionaram efetiva proteção ao curso d'água, além de manter a temperatura do ambiente, pois promovem sombra sobre os córregos em boa parte de sua extensão visível. Já os pontos de qualidade ruim/muito ruim apresentaram temperaturas mais elevadas, fato que pode estar relacionado à transferência de calor devido à diminuição ou ausência de vegetação ripária ou estar relacionado a despejos domésticos (ALVES, 2010).

Os pontos apresentaram baixíssimos valores de condutividade elétrica, variando de 0,8 a 2,4 µS.cm⁻¹. A condutividade elétrica apresentou correlação desprezível com a diversidade de macroinvertebrados (Figura 14), mas apresentou relação com o tipo de sedimento predominante nos pontos amostrados. Assim, em formações predominantemente de arenitos, a condutividade elétrica é extremamente baixa, pois esse tipo de formação geológica não possui sais em sua formação, ao contrário de solos com elevada concentração de argilas, onde os valores de condutividade são bastante altos. Dessa forma, fatores como a geologia do local, o regime de chuvas e a intervenção humana, influenciam a composição de íons nos corpos d'água (ALLAN, 1995).

Para o parâmetro turbidez, os valores obtidos variaram de 1,11 NTU a 103 NTU. Os rios estudados tiveram uma tendência de aumento da turbidez no sentido jusante, já que nesse sentido ocorre aumento das partículas carregadas pela bacia de drenagem. O menor valor de turbidez encontrado foi para o ponto A1, ou seja, o ponto mais preservado ecologicamente, e o maior valor encontrado foi para o ponto P2, fato intimamente relacionado ao possível lançamento de efluentes domésticos próximos ao local. Esse parâmetro apresentou forte correlação negativa (-0,77) com a diversidade de macroinvertebrados bentônicos (Figura 14) encontrados, já que ambientes mais preservados apresentaram menor turbidez, ao contrário dos pontos mais impactados, que apresentaram maiores valores. A elevação da turbidez no período chuvoso está relacionada ao maior aporte de material alóctone e revolvimento do sedimento, causando diminuição da transparência da água.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O estudo da comunidade bentônica, associado a estudos complementares como a análise físico-química da água, análise da granulometria do sedimento, aplicação do PAR, além da caracterização da microbacia, evidenciou o seu importante papel como bioindicadores da saúde dos ecossistemas aquáticos.

Os índices de diversidade, equitabilidade, dominância, BMWP, associados à análise da diversidade de habitats e uso e ocupação do solo foram elementos fundamentais para o estabelecimento da integridade biótica do ecossistema. Por meio desses estudos pôde-se inferir que os pontos localizados mais próximos de centros urbanos ou povoados foram detectados como áreas mais alteradas/impactadas, sugerindo graves impactos ambientais e o efeito adverso dos mesmos no metabolismo do ecossistema e na vida aquática. Ao passo que, os pontos localizados mais distantes dessas áreas foram diagnosticados como locais menos impactados, o que não significa que se encontram totalmente preservados.

Os pontos com maior heterogeneidade de substratos, associados a ambientes com maior presença de material vegetal, apresentaram maior diversidade de macroinvertebrados bentônicos, já esses ambientes possibilitam uma maior disponibilidade de habitats, alimentos e proteção. As características morfológicas da microbacia, como por exemplo, a baixa densidade de drenagem, as baixas declividades, se relacionam com a granulometria do sedimento e consequentemente com a distribuição dos macroinvertebrados.

Observou-se também que o manejo inadequado de fertilizantes e agrotóxicos na agricultura na microbacia do córrego dos Palmitos vem causando grandes desequilíbrios ambientais, como a eutrofização dos corpos d'água e consequentemente os danos na biota aquática. Tal atividade abrange cerca de 60% da área total do município, como demonstrou o estudo de uso e ocupação do solo da microbacia. Associado a isso, tem-se a reduzida presença de vegetação ciliar em toda a microbacia, o que contribui para o processo de erosão das margens dos cursos d'água e consequentemente, para o aporte de fósforo para seus leitos.

Alguns dados físico-químicos, como o pH e o oxigênio dissolvido, não apresentaram correlação significativa com a diversidade de macroinvertebrados bentônicos e consequentemente com a qualidade da água. Tal fato pode ser explicado em função da ocorrência de fortes chuvas na época de amostragem e da elevação do nível d'água nos cursos.

Assim, o estudo apontou o monitoramento biológico como uma ferramenta bastante útil na avaliação da qualidade da água e na determinação de poluição orgânica, permitindo estabelecer o grau de degradação em que se encontram os trechos de amostragem. O estudo

também demonstrou a importância dos macroinvertebrados bentônicos como indicadores da qualidade da água e como podem ser úteis em programas de preservação, gerenciamento e monitoramento de ecossistemas aquáticos. Embora sejam promissoras as expectativas sobre a utilização do monitoramento biológico para avaliação da qualidade da água, é importante que outros estudos não deixem de ser realizados, a fim de melhorar e ampliar o conjunto de metodologias aplicáveis.

REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS (ANA). **Redes de monitoramento**. Disponível em: <<http://portalpnqa.ana.gov.br/rede-nacional-rede-monitoramento.aspx>>. Acesso em: 12 mar. 2018.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. **Panorama do enquadramento dos corpos d'água no Brasil**. Disponível em: <http://portalpnqa.ana.gov.br/Publicacao/PANORAMA_DO_ENQUADRAMENTO.pdf>. Acesso em: 25 mar. 2018.
- ALBA-TERCEDOR, J. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. **IV SIAGA**, Almeria, v. 2, p. 203-213, 1996.
- ALBA-TERCEDOR, J.; SÁNCHEZ-ORTEGA, A. Um método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado em el de Hellawell. **Limnética**, v. 4, p. 51-56, 1988.
- ALCANTARA, E. H.; AMORIM, A. J. Análise morfométrica de uma bacia hidrográfica costeira: um estudo de caso. Uberlândia-MG, **Caminhos da Geografia**, v.7, n.14, p.70-77, 2005.
- ALLAN, J. D. Stream ecology: structure and function of running waters. London, **Chapman & Hall**, London, p. 388, 1995.
- ALMEIDA, O. A de. Qualidade da Água de Irrigação. Cruz das Almas: **Embrapa Mandioca e Fruticultura**, 2010.
- 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.
- ARMITAGE, P. D. Behaviour and ecology of adults. In: The Chironomidae: Biology and Ecology of Non-Biting Midges (P. D. Armitage, P. S. Cranston & L. C. V. Pinder, ed.), London: **Chapman & Hall**, p. 194-224, 1995.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6457: Amostras de solo – preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização**. Rio de Janeiro, p. 9, 1986.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7181: Solo – Análise granulométrica**. Rio de Janeiro, p. 13, 1984.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13600: Solo - Determinação do teor de matéria orgânica por queima a 440°C**. Rio de Janeiro, p. 2, 1996.

BACCI, D. L. C.; PATACA, E. M. Educação para Água. **Revista de Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, 2008.

BAPTISTA, D.F.; BUSS, D.F., DORVILÉ, LF.M, & NESSIMIAN, J.L. Diversiti and habitat preference of aquatic insects along the longitudinal gradient of Macaé River basin, Rio de Janeiro, Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 61, p. 249-258, 2001.

BAPTISTA, D. F., BUSS, D. F., EGLER, M. Macroinvertebrados como bioindicadores de ecossistemas aquáticos contaminados por agrotóxicos. Rio de Janeiro: **Editora FIOCRUZ**, p. 157-175, 2003.

BÁRBARA, V. F. **Uso do modelo QUAL2E no estudo da qualidade de água e da capacidade de autodepuração do Rio Araguari – AP (Amazônia)**. 2006. 174 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2006.

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, 539R.; VUONTISJÄRVI, H. & KOPECKA J. Biomarker responses in fl ounder (*Platichthys fl esus*) and mussel (*Mytilus edulis*) in the Klaipeda-Būtinge area (Baltic Sea). **Marine Pollution Bulletin**, v. 53, p. 422-436, 2006.

BEAUMORD, A. C. The Ecology and Ecomorphology of Fish Assemblages of the Paraná-Paraguay River Basin in Brazil. Ph.D. Dissertation - University of California, Santa Barbara, 2000.

BENKE, A.C. Secondary production of aquatic insects. **Praeger Publishers**, New York, 1984.

BRANCO, S. M. **Ecossistêmica: uma abordagem integrada dos problemas do meio ambiente**. 2ª ed. Editora Edgard Blücher Ltda., p. 202, 1999.

BRANDIMARTE, A. L.; ANAYA, M. **As comunidades de invertebrados bentônicos nas fases pré e pós-enchimento em reservatórios: um estudo de caso no reservatório de aproveitamenro múltiplo no rio Mogi-Guaçu**. In: HENRY, R. (ed.). *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu, Fapesp/Fundibio, 1998.

BRASIL. Lei Federal 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**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm>. Acesso em 15 jun. 2018.

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**.

Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L6938.htm>. Acesso em: 18 jun. 2018.

BRITO, M. A.; BRITO, J. R.; ARCURI, E; LANGE, C.; SILVA, M.; SOUZA, G.: **Redutase**. Disponível em: <http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Agencia8/AG01/arvore/AG01_192_21720039246.html>. Acesso em 30 jun. 2018.

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

BRUNEL, E.; CANCELA DA FONSECA, J. P. Vie de la société. Concept de La diversité dans les écosystemes complexes. (Table ronde tenue à l'ocasion du colloque sur les écosystemse bocagers à Rennes en 1976). **Bull. Ecol.**, v. 10, n. 2, p. 147-163, 1979.

BUENO, L. F., GALBIATTI, J. A., BORGES, M. J. Monitoramento de variáveis de qualidade da água do Horto Ouro Verde - Conchal – SP. **Eng. Agríc.**, Jaboticabal, v. 25, n. 3, p. 742-748, 2005.

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

CAIRNS Jr., J.; PRATT, J. R. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. In: *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates* (D. M. Rosenberg & V. H. Resh, ed.), New York: **Chapman & Hall**, p. 10-27, 1993.

CALLISTO, M. Larvas bentônicas de Chironomidae em quatro ecossistemas lóticos amazônicos sob influência das atividade de uma mineração de bauxita. Anais do **VIII Seminário Regional de Ecologia**. Universidade Federal de São Carlos, p. 89-98, 1997.

CALLISTO, M. et al. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnologica Brasiliensia**, São Carlos, v. 14, n. 1, p. 91-98, 2002.

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.; ESTEVES, F. A. Biomonitoramento da macrofauna bentônica de Chironomidae (Diptera) em dois Igarapés Amazônicos sob influência das atividades de mineração de bauxita. In: NESSIMIAN, J. L.; CARVALHO, A. L. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, p. 299-309, 1998.

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

CARVALHO, R. C. **Análise matemática de investimentos em processos de despoluição de bacias hidrográficas**. Dissertação (mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambientais. Universidade Federal do Paraná. 2005.

- CARVALHO, E. M.; UIEDA, V. S. Colonização por Macroinvertebrados Bentônicos em Substrato Artificial e Natural em um Riacho da Serra de Itatinga, São Paulo, Brasil. Curitiba, PR: **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 21, n.2, p. 287-294, 2004.
- CASTRO, P.; HUBER, M. E. Marine Biology. **Brown Publishers**, EUA, 2ª ed., p. 450, 1997.
- CAVATI, B.; FERNANDES, V. O. Algas perifíticas em dois ambientes do baixo rio Doce (lagoa Juparanã e rio Pequeno - Linhares, Estado do Espírito Santo, Brasil): variação espacial e temporal. **Acta Sci. Biol. Sci.** Maringá, v. 30, n. 4, p. 439-448, 2008.
- CECÍLIO, R. A.; REIS, E. F. **Apostila didática: manejo de bacias hidrográficas**. Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Agrárias, Departamento de Engenharia Rural, p. 10, 2006.
- CERETTA, M. C. **Avaliação dos aspectos da qualidade da água na sub-bacia hidrográfica do Arroio Cadena - Município de Santa Maria - RS**. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, 2004.
- CHAPRA, S. C. **Surface water quality modeling**. McGraw-Hill, 1997.
- CHRISTOFOLETTI, A. Análise morfométrica de bacias hidrográficas. **Notícia Geomorfológica**, v. 18, n. 9, p. 35-64, 1969.
- CHUSMAN, J. C.; Osmoregulation in plants: implications for agriculture. **American Zoologist**, v. 41, n. 4, p.758- 769, 2001.
- COIMBRA, R. M. Monitoramento da qualidade da Água. In: BRANCO, S. M., PORTO, R. L. L., et al. **Hidrologia Ambiental**. São Paulo: USP/ABRH (Coleção ABRH de recursos hídricos) v. 3, p. 392-411, 1991.
- 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: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=2747>>. Acesso em: 18 abr. 2018.
- COPATTI, CE., SCHIRMER, FG. and MACHADO, JVV. 2010. Diversidade de macroinvertebrados bentônicos na avaliação da qualidade ambiental de uma microbacia no sul do Brasil. **Revista Perspectiva**, v. 34, n. 135, p. 79-91.
- COSTA, C; IDE, S.; SIMONKA, C.E. **Insetos Imaturos: Metamorfose e Identificação**. Ribeirão Preto: Holos Editora, 249 p. 2006.
- CUMMINS, K. W. Trophic relations of aquatic insects. **Annual Review of Entomology**, v. 18, p.183-206, 1973.
- DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. Di B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 2ed. São Carlos: RiMa, v. 1, p. 792, 2005.

DI BERNARDO, L.; SABOGAL PAZ, L.P. Seleção de tecnologias de tratamento de água. v. 1 e 2. São Carlos: **LDiBe**, p. 1560, 2008.

DELFINES, M.; PERAZZOLI, M.; GOLDBACH, A. avaliação qualitativa da água do rio do 568 Peixe na área urbana do município de Videira, SC. **Unoesc & Ciência – acet**, Joaçaba, v. 6, n. 2, p. 133-140, 2015.

DERÍSIO, J. C. **Introdução ao controle de poluição ambiental**. 1. ed. São Paulo: CETESB, 1992.

DE PAUW, N.; VANHOOREN, G. Method for biological quality assessment of waercourses in Belgium. **Hydrobiologia**, v. 100, p. 153 – 168, 1983.

DIAS-FILHO, M. B. **A fotossíntese e o aquecimento global**. Disponível em: <http://www.diasfilho.com.br/Global_warming_Moacyr_DiasFilho.pdf>. Acesso em: 15 de jul. 2018.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Aplicação do Biomonitoramento para Avaliação da Qualidade da Água em Rios**. Disponível em: <https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/recursos/documentos_36ID-mDU8bGEbm3.pdf>. Acesso em: 13 de jun. de 2018.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos (Rio de Janeiro, RJ)**. In: REUNIÃO TÉCNICA DE LEVANTAMENTO DE SOLOS, 1979, Rio de Janeiro. Súmula... Rio de Janeiro, p. 83, 1979. (EMBRAPA-SNLCS. Micelânea, 1).

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FAUSTINO, J. **Planificación y gestión de manejo de cuencas**. Turrialba: CATIE, p. 90, 1996.

FENOGLIO, S.; BO, T.; CUCCO, M. Small-scale macroinvertebrate distribution in a riffle of a neotropical rainforest stream (Rio Bartola, Nicaragua). **Caribbean Journal of Science**, v. 40, n. 2, p. 253-257, 2004.

FERNANDES, M.R.; SILVA, J. C. **Programa Estadual de Manejo de Sub-Bacias Hidrográficas: Fundamentos e estratégias**. Belo Horizonte: EMATER-MG, p. 24, 1994.

FIORUCCI, A. R.; FILHO, E. B. A importância do oxigênio dissolvido em ecossistemas aquáticos. **Química Nova na Escola**. Disponível em: <<file:///C:/Users/Amanda%20Biscalquini/Desktop/OD.pdf>>. Acesso em: 20 de jun. de 2018.

FORNO, D. A. Sustainable development starts with agriculture. In: FAIRCLOUGH A.J, (ed). Sustainable agriculture solutions the actions report of the sustainable agriculture initiative. London: **The Novello Press**, p. 8-11. 1999.

FREITAS, C. E. C; SOUZA, F. K. S. O uso de peixes como bioindicador ambiental em áreas de várzea da bacia amazônica. **Revista Agrogeoambiental**. Manaus, Amazonas, 2009.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE (FUNASA). **Manual de controle da qualidade ad água para técnicos que trabalham em ETA**. Disponível em: <http://www.funasa.gov.br/site/wp-content/files_mf/manualcont_quali_agua_tecnicos_trab_emetas.pdf>. Acesso em: 21 de jun. de 2018.

GAC, J.Y.; KANE, A. Le fleuve Sénégal: II. Flux continentaux de matières dissoutes a l'embouchere. **Sciences Géologiques: Mémoire**, v. 39, n. 2, p. 151-172, 1986.

GALDEAN, N.; CALLISTO, M.; BARBOSA, F. A. R.; ROCHA, L. A. Lotic ecosystems of Serra do Cipó, southeast Brazil: water quality and a tentative classification based on the benthic macroinvertebrate community. **J. Aquatic Ecosystem Health e management**, 2000.

GALIZZI, M. C.; MARCHESE, M. Descomposición de hojas de *Tessaria integrifolia* (Asteraceae) y colonización por invertebrados en un cauce secundario del Río Paraná Medio. **Interciencia**, v. 32, n. 8, p. 535-540, 2007.

GASPAROTTO, F. A. **Avaliação Ecotoxicológica e Microbiológica da Água de Nascentes Urbanas no Município de Piracicaba-SP**. 2011. 89 f. Dissertação (Mestrado) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2011.

GIULIATTI, T. L.; CARVALHO, E. M. Distribuição das assembleias de macroinvertebrados bentônicos em dois trechos do córrego Laranja Doce, Dourados/MS. **Interbio**, v. 3, n. 1, p. 4-14, 2009.

GOBBO, C. G. R. **Avaliação da potabilidade das águas e dos impactos ambientais macroscópicos das nascentes em Uberaba, Minas Gerais**. Dissertação (mestrado) - Instituto de Ciências Tecnológicas e Exatas. Universidade Federal do Triângulo Mineiro. Uberaba, 2014.

GOMES, A. O.; AZEVEDO, A. D. Aliphatic and aromatic hydrocarbons in tropical recente sediments of Campos do Goytacazes. **J. Braz. Chem. Soc.**, v. 14, n. 3, p. 358-368, 2003.

GOULART, M.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista Fapam**, Pará de Minas, v. 2, n. 2, p. 153-164, 2003.

HAMADA, N.; NESSIMIAN, J.L.; QUERINO, R.B. Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. 1st ed. **Embrapa Meio Norte Livros Científicos**, Manaus, p. 724, 2014.

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

HAUER, F. R.; RESH, V. H. Benthic macroinvertebrates. **Methods in stream ecology**. San Diego, Academic Press, p. 339-369, 1996.

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.

HELLER, L. **Saneamento e Saúde**. OPAS/OMS Representação do Brasil, Brasília, p. 90, 1997.

HORTON, R. E. "Erosional development of streams and their drainage basins: Hydrographical approach to quantitative morphology". **Geological Society of America Bulletin**, v. 56, n. 2, p. 275- 370, 1945.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). São Paulo: Orlandia. Disponível em: < <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/orlandia> >. Acesso em: 20 mar. 2018.

JACOBI, P. Interdisciplinaridade e meio ambiente. **Debates sócios ambientais**, São Paulo, n. 10, p. 3-3, 1998.

JOHNSON, R. K.; WIEDERHOLM, T.; ROSENBERG, D. M. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. In: Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates (D. M. Rosenberg & V. H. Resh, ed.), New York, **Chapman & Hall**, p. 40-158, 1993.

JUNQUEIRA, V. M.; CAMPOS, S. C. M. Adaptation of the "BMWP" method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 10, n. 2, p. 125-35, 1998.

KARR, J.; CHU, E.W. Restoring life in running waters: better biological monitoring. **Island Press**, Washington, p. 206, 1999.

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. Tese (doutorado) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LEITE, A. E. B. **Simulação do lançamento de esgotos domésticos em rios usando um modelo de qualidade d'água, SisBAHIA®**. Dissertação (mestrado) - programa de pós-graduação em Saúde Pública da Escola Nacional de Saúde Pública, Fiocruz. Rio de Janeiro, 2005.

LEMONS, R. C.; SANTOS, R. D. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. 3.ed. Campinas, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p. 83, 1996.

LEPSCH, I. F. **Solos: formação e conservação**. 2. ed. São Paulo: Melhoramentos, 1976.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. **Indicadores hidrológicos em áreas Florestais**. Série Técnica IPEF, Piracicaba, v. 12, n. 31, p. 53-64, 1998.

LIMA, E. B. N. R. **Modelação Integrada para Gestão da Qualidade da Água na Bacia do Rio Cuiabá**. 2001. 184 f. Tese (Doutorado) – Programas de Pós-Graduação de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2001.

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**. 1995.

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: 24 jun. 2018.

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

MARGALEF, R. The place of epicontinental waters in global ecology. In: MARGALEF, R. **Limnology now: a paradigm of planetary problems**. Amsterdam: Elsevier Science, p.1-8, 1994.

MARTINS, A.L.P. **Avaliação da qualidade ambiental da bacia hidrográfica do Bacanga (São Luís – MA) com base em variáveis físico-químicas, biológicas e populacionais: subsídios para um manejo sustentável**. 2008. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Maranhão, São Luís, 2008.

MATTHEWS, R. A.; BUIKEMA, A. L.; CAIRNS Jr., J. Biological monitoring part IIA: Receiving system functional methods relationships, and indices. **Water Research**, p. 16:129-139, 1982.

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

MERTEN, G.H.; MINELLA, J.P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, Porto Alegre, v. 4, n. 3, p. 33-38, 2002.

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

MINATTI-FERREIRA, D.D.; BEAUMORD, A.C. Adequação de um protocolo de avaliação rápida de integridade ambiental para ecossistemas de rios e riachos: Aspectos físicos. **Revista Saúde e Ambiente**, v. 7, p. 39-47, 2006.

MONTEIRO, T. R.; OLIVEIRA, L. G.; GODOY, B. S. Biomonitoramento da qualidade das água utilizando macroinvertebrados bentônicos: adaptação do índice biótico BMWP' à Bacia do Rio Meia Ponte – GO. **Revista Oecologia brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 553-563, 2008.

MORETTI, M. S., GOULART, M. D. C., CALLISTO, M. Avaliação rápida da macrofauna associada à *Eichhornia azurea* (Swartz) Kunth, 1843 e *Pontederia lanceolata* Nutt., 1818 (Pontederiaceae) na Baía do Coqueiro, Pantanal de Poconé (MT/Brasil). **Revista Brasileira de Zoociências**, v. 5, n. 1, p. 7-21, 2003.

MOSCA, A.A.O. **Caracterização hidrológica de duas microbacias visando a identificação de indicadores hidrológicos para o monitoramento ambiental de manejo de florestas plantadas**. 2003. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luis de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

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

NASCIMENTO, W. M. do., VILAÇA, M. G. **Bacia Hidrográfica: Planejamento e Gerenciamento**. Três Lagoas, p. 20, 2008.

NOGUEIRA, F. F.; COSTA, I. A.; PEREIRA, U. A. **Análise de parâmetros físico químicos da água e do uso e ocupação do solo na sub-bacia do Córrego da Água Branca no município de Nerópolis – Goiás**. Trabalho de Conclusão de Curso - Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2015.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; ALMEIDA, R.J. de; MELLO, J.M. de; GAVILANES, M.L. Estrutura fitossociológica e variáveis ambientais em um trecho de mata ciliar do córrego Vilas Boas, Reserva Biológica do Poço Bonito, Lavras (MG). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 17, n. 1, p. 67-85, 2010.

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

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

PARSONS, J. F. et al. Structure of Escherichia coli aminodeoxychorismate synthase: architectural conservation and diversity in chorismate-utilizing enzymes. **Biochemistry**, v. 41, n. 7, p. 2198, 2002.

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. Ambiente e Água**, Taubaté, v. 11, n. 1, 2016.

PINTO, M. C. F. Manual Medição in loco: Temperatura, pH, Condutividade Elétrica e Oxigênio Dissolvido. **CPRM Serviço geológico do Brasil, Superintendência regional de Belo Horizonte**, 2007.

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.

PORTO, M. F. do A.; PORTO, R. La L. Gestão de bacias hidrográficas. **Revista Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, 2008.

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.

PREFEITURA DE ORLÂNDIA. **Plano de Saneamento Básico de Orlandia**. Disponível em:

<http://www.orlandia.sp.gov.br/saneamento/Plano%20Municipal%20de%20Saneamento%20B617%e1sico_Orl%e2ndia.pdf>. Acesso em: 20 fev. 2018.

REYNOLDS, C. S. DAVIES, P. S. Sources and bioavailability of phosphorus fractions in freshwaters: a british perspective. **Biology Review**, v. 76, p. 27-64, 2001.

RIBEIRO, W. C. **Geografia política da água**. São Paulo, Annablume, 2008.

RINALDI, S. A. **Uso de macroinvertebrados bentônicos na avaliação do impacto antropogênico às nascentes do Parque Estadual**. 2007. Tese (doutorado) – Universidade de São Paulo, Jaraguá, 2007.

ROCHA, O.; PIRES, J. S. R.; SANTOS, J. E. A bacia hidrográfica como unidade de estudo e planejamento. In: ESPÍNDOLA, E. L. G.; SILVA, J. S. V.; MARINELLI, C. E.; ABDON, M. M. (Orgs.) **A bacia hidrográfica do rio Monjolinho**. São Carlos, SP: Rima, p. 1-16, 2000.

RODRIGUES, A. S. L.; CASTRO, P. T. A. Protocolos de avaliação rápida: instrumentos complementares no monitoramento dos recursos hídricos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 13, n. 1, p. 161-170, 2008.

RODRIGUES, A. S. L.; MALAFAIA, G.; CASTRO, P. T. A. Avaliação ambiental de trechos de rios na região de Ouro Preto-MG através de um protocolo de avaliação rápida. **Revista de Estudos Ambientais**, Blumenau, v. 10, n. 1, p. 74-83, 2008.

ROLIM, G. S.; CAMARGO, M. B. P.; LANIA, D. G.; MORAES, J. F. L. Classificação climática de Köppen e de Thornthwaite e sua aplicabilidade na determinação de zonas agroclimáticas para o Estado de São Paulo. **Bragantia**, v. 66, p. 711-720, 2007.

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

SANTOS, M. A. D. et al. **O Cerrado Brasileiro: Notas para Estudo**. UFMG. Belo Horizonte, p. 15. 2010.

SILVA, G.S., JARDIM, W.F. **Um novo índice de qualidade das águas para proteção da vida aquática aplicado ao Rio Atibaia, região de Campinas/Paulínia-SP**. *Química Nova*, v. 29, n. 4, p. 689-694, 2006.

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. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 7, n. 3, p. 195-211, 2012.

SILVEIRA, M.P.; QUEIROZ, J.F.; BOEIRA, R.C. Protocolo de Coleta e Preparação de Amostras de Macroinvertebrados Bentônicos em Riachos. **Embrapa Meio Ambiente**, Jaguariúna, p. 7, 2004.

- SIMBERLOFF, D.; T.DAVAN. The guild concept and the structure of ecological communities. **Rev. Ecol. Syst**, v. 22, p. 115-143, 1991.
- SIQUEIRA, R. M. B.; HENRY-SILVA, G. G. A bacia hidrográfica como unidade de estudo e o funcionamento dos ecossistemas fluviais. **Boletim da Associação Brasileira de Limnologia**, v. 39, n. 2, 2011.
- SHAFFER, N. O.; KAERCHER, N. A.; GOULART, L. B.; CASTROGIOVANNI, A. C. **Um globo em suas mãos**. 3. ed. Porto Alegre: Penso, 2012.
- SOARES, M. R. G. J.; SOUZA, J. L. M. Análise morfométrica da bacia hidrográfica do rio Pequeno em São José dos Pinhais (PR). **Geografia (Londrina)**, v. 21, n. 1, p. 19-36, 2012.
- STRAHLER, A. N. "Hypsometric (area-altitude) – analysis of erosion al topography". **Geological Society of America Bulletin**, v. 63, n. 10, p. 1117-1142, 1952.
- TEIXEIRA, D. **Avaliação da qualidade da água e levantamento de custo de tratamento de efluentes visando a recuperação de um sistema eutrofizado (Represa de Salto Grande – Americana/SP)**. 2000. 186 f. Tese (Doutorado) Curso Pós Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental , Universidade de São Paulo, São Carlos, 2000.
- TRIVINHO-STRIXINO, S. **Larvas de Chironomidae: guia de identificação**. São Carlos: PPG-ERN, 2011.
- TROMBETA, L. R. **Planejamento ambiental da bacia hidrográfica do córrego Guaiçarinha, município de Álvares Machado, São Paulo, Brasil**. 2015. 205 F. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2015.
- TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 3.ed. Porto Alegre: ABRH, p. 943, 2004.
- TUNDISI, J. G. **Recursos Hídricos**. Instituto Internacional de Ecologia, São Carlos, 2003.
- UPGREN, A. **The Development of an Integrated Ecological Assessment of the Headwaters of the Araguaia River, Goiás, Brazil**. Dissertação (mestrado) - University of Duke, p. 96, 2004.
- VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada**. São Paulo: Mc Graw-Hill do Brasil, 1975.
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais, v. 1, 2005.
- VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. 2ª ed. Belo Horizonte: Editora ufmg, 2014.
- WARD, D.; HOLMES, N.; JOSÉ, P. The New Rivers & Wildlife Handbook. **RSPP, NRA e The Wildlife Trusts**, Bedfordshire, p. 426, 1995.

WETZEL, R. G. Limnology: lake and river ecosystems. **Academic Press**, New York, p. 1066, 2001.

WMO. The Dublin Statement and Report of the Conference. **International Conference on Water and the Environment: Development Issues for the 21st Century**. Dublin, Ireland, p. 26-31, 1992.

WHITFIELD, J. Vital signs. **Nature**, v. 411, n. 28, p. 989-990, 2001.

APÊNDICE A – Dados das comunidades de macroinvertebrados bentônicos.

PONTO A1			
Ordem	Família	Abundância	BMWP
Odonata	Gomphidae	3	5
Diptera	Simulidae	3	5
Coleoptera	Elmidae	1	4
Coleoptera	Staphylinidae	1	6
Trichoptera	Hydropsychidae	3	5
Gastropoda	Thiaridae	1	6
Odonata	Aeshinidae	1	8
Diptera	Chironomidae	7	2
Diptera	Ceratophogonidae	4	3
Oligochaeta	-	2	1
Trichoptera	Leptoceridae	2	7
Diptera	Tipulidae	3	5
Trichoptera	Philopotamidae	1	8
Diptera	Syrphidae	1	2
Coleoptera	Dysticidae	2	4
SOMA	16	35	71

PONTO B1			
Ordem	Família	Abundância	BMWP
Diptera	Ceratopogonidae	60	3
Diptera	Chironomidae	78	2
Diptera	Culicidae	1	3
Coleoptera	Elmidae	6	4
Odonata	Gomphidae	1	5
Trichoptera	Hydropsychidae	11	5
Hemiptera	Naucoridae	2	5
Annelida	Oligochaeta	14	1
Molusca	Planorbidae	3	3
Diptera	Simulidae	42	5
Annelida	Hirudinae	1	3
Coleoptera	Dytiscidae	3	5
Diptera	Empipidae	1	4
Odonata	Corduliidae	1	8
Crustacea	Ostracoda	3	3
SOMA	16	227	59

Continuação APÊNDICE A

PONTO C1			
Ordem	Família	Abundância	BMWP
Odonata	Gomphidae	1	5
Diptera	Simulidae	2	5
Coleoptera	Elmidae	1	4
Oligochaeta	-	1	1
Diptera	Chironomidae	105	2
Trichoptera	Hydropsychidae	16	5
SOMA	6	126	22

PONTO D1			
Ordem	Família	Abundância	BMWP
Odonata	Gomphidae	8	5
Trichoptera	Hydropsychidae	2	5
Diptera	Chironomidae	5	2
Annelida	Hirudidae	1	3
SOMA	4	16	15

PONTO P1			
Ordem	Família	Abundância	BMWP
Crustacea	Ostracoda	1	3
Diptera	Calopterigidae	1	8
Diptera	Culicidae	1	3
Diptera	Chironomidae	19	2
Coleoptera	Elmidae	1	4
Annelida	Hirudidae	1	3
Trichoptera	Hydropsychidae	4	5
Trichoptera	Leptoceridae	2	7
Hemiptera	Naucoridae	1	5
Annelida	Oligochaeta	2	1
Diptera	Simulidae	1	5
SOMA	12	34	46

Continuação do APÊNDICE A

PONTO P2			
Ordem	Família	Abundância	BMWP
Diptera	Ceratopogonidae	4	3
Diptera	Chironomidae	1356	2
Molusca	Planorbidae	1	3
Diptera	Simulidae	1	5
TOTAL	4	1362	13

PONTO P3			
Ordem	Família	Abundância	BMWP
Diptera	Chironomidae	3055	2
TOTAL	1	3055	2

**APÊNDICE B - Resultado completo da aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida
(PAR).**

Parâmetros	A1	B1	C1	D1	P1	P2	P3
1	2	2	2	2	2	0	0
2	0	2	0	2	0	0	2
3	4	4	4	4	4	3	0
4	4	4	0	4	4	0	0
5	4	4	4	4	4	2	4
6	4	4	2	4	4	2	4
7	4	4	2	2	2	0	2
8	4	4	4	4	4	2	4
9	4	4	4	4	4	2	4
10	2	2	2	2	2	2	2
11	5	3	2	2	2	0	0
12	3	3	0	3	3	0	0
13	2	2	0	2	2	0	0
14	5	0	0	0	0	2	0
15	5	2	0	5	5	5	5
16	3	2	3	2	2	3	3
17	5	5	5	5	5	3	3
18	2	2	0	3	3	2	2
19	2	2	2	0	2	0	0
20	0	2	2	2	2	0	2
21	2	2	2	0	2	2	2
22	0	0	0	0	0	0	0
SOMA	66	60	41	56	58	30	39
Classif.	Natural	Alterado	Alterado	Alterado	Alterado	Impactado	Impactado

APÊNDICE C – Dados da análise funcional.

	A1	B1	C1	D1	P1	P2	P3
Coletores (%)	28,57	54,02	84,92	31,25	65,63	99,63	100
Predadores (%)	42,86	30,80	0,79	56,25	9,38	0,29	0
Filtradores (%)	17,14	9,82	13,49	12,50	15,63	0	0
Raspadores (%)	5,71	4,02	0,79	0	3,13	0,07	0
Fragmentadores (%)	5,71	1,34	0	0	6,25	0	0

APÊNDICE D – Matriz de Correlação de Pearson.

	H'	P	OD (pH	T	Cond.	Turb.	Teor MO	A. grossa	A. média	A. fina	Silte	Argila	PAR	I
H'	1.00	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
P	0.69	1.00	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
OD	-0.49	0.05	1.00	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
pH	0.37	0.76	0.12	1.00	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
T (°C)	-0.84	0.90	0.19	-0.78	1.00	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Cond.	-0.07	0.33	0.35	-0.01	0.03	1.00	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Turb.	-0.77	0.46	0.63	0.01	0.54	0.39	1.00	---	---	---	---	---	---	---	---
Teor MO	-0.20	0.37	-0.26	-0.30	0.45	-0.30	0.32	1.00	---	---	---	---	---	---	---
A. grossa	-0.47	0.34	0.07	-0.61	0.52	-0.23	-0.13	-0.32	1.00	---	---	---	---	---	---
A. média	-0.11	0.23	0.64	0.16	-0.18	0.30	-0.01	-0.89	0.43	1.00	---	---	---	---	---
A. fina	0.48	0.22	-0.57	0.44	-0.55	0.33	-0.30	-0.29	-0.38	-0.14	1.00	---	---	---	---
Silte	-0.25	0.36	-0.29	-0.35	0.50	-0.50	0.22	0.97	-0.15	-0.85	-0.38	1.00	---	---	---
Argila	0.57	0.15	-0.68	0.04	-0.29	0.04	-0.24	0.44	-0.50	-0.69	0.51	0.30	1.00	---	---
PAR	0.96	0.52	-0.52	0.17	-0.73	-0.01	-0.86	-0.29	-0.30	-0.04	0.47	-0.31	0.46	1.00	---
I	0.28	0.20	-0.61	-0.04	-0.11	-0.05	-0.41	0.13	-0.26	-0.44	0.47	0.17	0.15	0.42	1.00

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

	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 substrato	Seixos abundantes (prevalendo 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

Continuação ANEXO A

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
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 substrati 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 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

Continuação ANEXO A

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
Presença de plantas aquáticas	Pequenas macrófitas aquáticas e/ou musgos distribuídos pelo leito	Macrófitas aquáticas ou algas filamentosas ou musgos distribuídas 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 – Escores atribuídos aos táxons de macroinvertebrados bentônicos para a
determinação do índice BMWP.**

Táxons	Escore
Siphonuridae Gripopterygidae Pyrilidae Odontoceridae, Hydrosaphidae, Helicopsychidae	10
Leptophlebiidae Perlidae Hebridae Hydrobiosidae, Philopotamidae Calopterygidae Psephenidae Dixidae	8
Leptohephidae, Veliidae Leptoceridae, Polycentropodidae	7
Glossosomatidae, Hydroptilidae Gyrinidae Coenagrionidae Ancyliidae	6
Naucoridae, Belostomatidae, Corixidae, Nepidae Hydropsychidae Gomphidae, Libellulidae Dytiscidae Corydalidae Dugesiididae Simuliidae	5
Baetidae Elmidae, Hydrophilidae Piscicolidae Athericidae, Empidoidea, Tabanidae	4
Physidae, Planorbidae, Sphaeriidae Glossiphoniidae Ceratopogonidae, Tipulidae, Culicidae	3
Erpobdellidae Chironomidae, Psychodidae, Stratiomyidae, Syrphidae	2
Oligochaeta (Toda Classe)	1

Fonte: Junqueira e Campos (1998).

ANEXO C – Classes de qualidade da água segundo o somatório dos escores do BMWP dos taxa presentes nos pontos de coleta.

Classe	Score	Qualidade da água
I	≥ 86	Excelente
II	64 - 85	Boa
III	37 - 63	Satisfatória
IV	17 - 36	Ruim
V	≤ 16	Muito ruim

Fonte: Junqueira e Campos (1998).

ANEXO D – Classes de declividade do solo.

Declividade (%)	Relevo
0-3	Plano
3-8	Suave-ondulado
8-20	Ondulado
20-45	Forte-ondulado
45-75	Montanhoso
>75	Forte-montanhoso

Fonte: Embrapa, 1979.



UNIVERSIDADE FEDERAL DO TRIÂNGULO MINEIRO
BIBLIOTECA FREI EUGÊNIO
BIBLIOTECA DIGITAL DE TESES E DISSERTAÇÕES
Termo de Autorização para Publicação de Teses e
Dissertações Eletrônicas na Biblioteca Digital de Teses e
Dissertações (BDTD)



Na qualidade de titular dos direitos de autor da publicação, autorizo a Universidade Federal do Triângulo Mineiro a disponibilizar em sua Biblioteca Digital de Teses e Dissertações (BDTD), sem ressarcimento dos direitos autorais previstos na Lei nº 9610/98 e em outras que regulem ou vierem a regular a matéria, o texto integral da obra abaixo citada, no formato especificado¹, conforme permissões assinaladas, para fins de leitura, impressão e/ou *download*, a título de divulgação da produção científica brasileira.

1. Material bibliográfico: () Tese (x) Dissertação

Data de Defesa: 31 / 08 / 2018

Título: Uso de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade da água da microbacia do córrego dos Palmitos, Orlandia-SP

Instituição de defesa/Programa de pós-graduação: Universidade Federal do Triângulo Mineiro/Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental

Palavras-chaves: Biomonitoramento; uso e ocupação do solo; análise físico-química; análise granulométrica

Área do conhecimento (conforme nível 2 da tabela do CNPq): Engenharia Sanitária

2. Identificação do documento/autor:

Autor: Amanda Cunha Biscalquini

CPF: 410.754.928-31 E-mail: amanda_biscalquini@yahoo.com.br Tel.: (34) 99151-1162

Instituição de vínculo empregatício: Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Triângulo Mineiro

Titulação: Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental

Seu e-mail pode ser disponibilizado no site? (x) Sim () Não

Orientadora: Profa. Dra. Ana Carolina Borella Marfil Anê

CPF: 340.061.888-89 E-mail: anacbanhe@yahoo.com.br

Co-orientadora: Profa. Dra. Ana Paula Milla dos Santos Senhuk

CPF: 312.330.698-45 E-mail: anapmilla@yahoo.com.br

3. Descrição do(s) arquivo(s) e informações de acesso ao documento:

Havendo concordância com a publicação eletrônica, torna-se imprescindível o envio do(s) arquivo(s) da tese ou dissertação, com o arquivo do texto principal em formato PDF ou DOC, podendo conter anexo(s) em formato especificado, devendo todos serem relacionados abaixo:

NOME DO ARQUIVO	LEGENDA *	ACESSO **
Dissertação versão final	Texto completo	1

* LEGENDA: nome a ser exibido no site. Por exemplo: Texto completo, Cap. 1, Cap. 2 a 5, Anexos, etc.

** ACESSO: identificar com:

1 - Acesso livre;

2 - Reter o conteúdo do arquivo por motivos de patente ou publicação.

Obs.: A tese ou dissertação deve ser dividida em dois ou mais arquivos, quando:

a) o arquivo com o texto completo tiver mais de 2 MB; e/ou

b) parte da tese ou dissertação contiver dados de patente.

A restrição de acesso do tipo 2 poderá ser mantida por até 1 (um) ano a partir da data de autorização da publicação. A extensão deste prazo suscita justificativa junto à BDTD/UFTM. O resumo/*abstract* e os metadados ficarão sempre disponibilizados.

Local: Uberaba Data: 01/10/2018

Assinatura do autor: Amanda Cunha Biscalquini

¹ Texto (PDF, DOC); Imagem (JPG ou GIF); Som (WAV, MPEG, AIFF, SND); Vídeo (MPEG, AVI, QT); Outro (Específico da área).