

FACULDADE DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
UNESP - CAMPUS PRESIDENTE PRUDENTE

ANDRÉ GONÇAVES VIEIRA

A QUALIDADE DAS ÁGUAS EM CANAIS FLUVIAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA
DO CÓRREGO DO GRAMADO, NO MUNICÍPIO DE PRESIDENTE PRUDENTE-
SP: A INTERPRETAÇÃO A PARTIR DOS DIFERENTES FORMAS DE
APROPRIAÇÕES DO TERRITÓRIO.



Presidente Prudente - SP
2018

ANDRÉ GONÇALVES VIEIRA

A QUALIDADE DAS ÁGUAS EM CANAIS FLUVIAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA
DO CÓRREGO DO GRAMADO, NO MUNICÍPIO DE PRESIDENTE PRUDENTE-
SP: A INTERPRETAÇÃO A PARTIR DOS DIFERENTES FORMAS DE
APROPRIAÇÕES DO TERRITÓRIO.

Dissertação de Mestrado apresentada ao
Programa de Pós-Graduação em Geografia –
Mestrado Profissional da Faculdade de
Ciências e Tecnologia da Universidade
Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho
(UNESP) – campus de Presidente Prudente,
como requisito para a obtenção do título de
Mestre em Geografia.

Orientadora: Profa. Dra. Renata Ribeiro de
Araújo.

Ficha catalográfica elaborada pela Seção Técnica de Aquisição e Tratamento da Informação - Diretoria Técnica de Biblioteca e Documentação - UNESP, Campus de Presidente Prudente

V715q Vieira, André Gonçalves
A qualidade das águas em canais fluviais da bacia hidrográfica do Córrego do Gramado, no município de Presidente Prudente- SP : a interpretação a partir das diferentes formas de apropriações do território / André Gonçalves Vieira. – 2018
103 f. : il.

Orientador: Renata Ribeiro de Araújo
Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Ciências e Tecnologia, Presidente Prudente, ano
Inclui bibliografia

1. Macroinvertebrados. 2. Físico-químicos. 3. Bacia Hidrográfica. I. Vieira, André Gonçalves. II. Araújo, Renata Ribeiro de. III. Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Ciências e Tecnologia. IV. Título.

Claudia Adriana Spindola
CRB-8º/5790



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Presidente Prudente

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: A QUALIDADE DAS ÁGUAS EM CANAIS FLUVIAIS DA BACIA
HIDROGRÁFICA DO CÔRREGO DO GRAMADO, NO MUNICÍPIO DE
PRESIDENTE PRUDENTE - SP: A INTERPRETAÇÃO A PARTIR DAS
DIFERENTES FORMAS DE APROPRIAÇÕES DO TERRITÓRIO

AUTOR: ANDRE GONÇALVES VIEIRA

ORIENTADORA: RENATA RIBEIRO DE ARAÚJO

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em GEOGRAFIA, área:
Produção do Espaço Geográfico pela Comissão Examinadora:

Profa. Dra. RENATA RIBEIRO DE ARAÚJO
Departamento de Planejamento Urbanismo e Ambiente / Faculdade de Ciências e Tecnologia de Presidente
Prudente

Profa. Dra. MARIA CRISTINA RIZK
Planejamento, Urbanismo e Ambiente / Faculdade de Ciências e Tecnologia - Unesp / Campus de Presidente
Prudente

Prof. Dr. RAOUL HENRY
Departamento de Zoologia / UNESP/ Câmpus de Botucatu

Presidente Prudente, 16 de maio de 2018

DEDICATÓRIA

À minha família, por estar ao meu lado, à Luciana, pelo apoio incondicional em todos os momentos, principalmente nos de incerteza, muito comuns para quem tenta trilhar novos caminhos.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, por todas as oportunidades que me são dadas todos os dias.

À Faculdade de Ciências e Tecnologia da UNESP, Campus de Presidente Prudente, aos funcionários e professores, pelo trabalho e dedicação.

Aos comitês parceiros do Programa de Pós-Graduação em Geografia - Mestrado Profissional, que contribuem com recursos financeiros, agenciados pelo Fundo Estadual de Recursos Hídricos (Fehidro), Comitê das Bacias Hidrográficas dos Rios Aguapeí e Peixe (CBH-AP), Comitê da Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema (CBH-ALPA), Comitê da Bacia Hidrográfica do Médio Paranapanema (CBH-MP); Comitê da Bacia Hidrográfica do Pontal do Paranapanema (CBH-PP).

Quero agradecer à minha orientadora, Prof.^a Doutora Renata Ribeiro de Araújo, pela sua disponibilidade, mesmo em período de férias, e incentivo que foram fundamentais para realizar e prosseguir este estudo. Saliento o apoio incondicional prestado, a forma interessada, extraordinária e pertinente como acompanhou a realização deste trabalho. Os seus apontamentos construtivos, as discussões e reflexões foram fundamentais ao longo de todo o percurso. Não posso esquecer a sua grande contribuição para o meu crescimento como acadêmico. Eternamente serei grato por todo o apoio.

Agradeço ao Professor Dr. Rauol Henry e a Msc. Daniela Silveira, pela oportunidade de estagiar no Departamento de Zoologia do Instituto de Biociências da UNESP de Botucatu - SP. Tenho muito orgulho de citá-los como uns dos responsáveis pela minha formação profissional. Agradeço pela confiança, pela amizade e paciência em me levar nas atividades de campo e os feedback em meus e-mail. Professor Rauol o senhor é exemplos de simplicidade, compreensão e competência. Todos que trabalham com o senhor admiram sua dedicação e amor ao trabalho, a pesquisa com os alunos e orientados, eu via isso nos olhos e nas falas da Daniela e dos demais alunos. Enfim, o senhor vai muito além do que o dever impõe.

Aos professores do curso do Mestrado Profissional, por contribuírem para a existência e evolução do programa.

Aos meus queridos companheiros de curso: Aline, Daniela, Eliana, Everton, Júlio, Lucinei, Nádia, Claudio, Rodrigo e Vinícius, pela amizade, companheirismo, apoio, incentivo moral, profissional e pelos aprendizados que obtive com cada um de vocês.

Ao meu grande amigo palestrino que sempre dedicou grandes tempos de seu dia para me ajudar, socorrer em todas as dúvidas e dificuldades que tive na trajetória deste mestrado, meu amigão Paulo (O Agrônomo) e à querida Agrônoma Carol, a mulher samurai e/ou ninja que sempre me socorreu e me ajudou nessa jornada chamada mestrado profissional, obrigado do fundo do meu coração pela amizade e

carinho que teve comigo foram muitas contribuições no desenvolvimento desse trabalho.

A minha amiga irmã "best friend" Mariane Moura Andrade, engenheira florestal, obrigado pela paciência, dedicação, atenção nas ajudas com os mapas. Mari você foi incansável em me encorajar em continuar no caminho da conclusão deste mestrado, agradeço pela sua disponibilidade dispensada em todas as situações e pelas suas sugestões que foram preciosas para a concretização deste projecto.

Ao Secretario Municipal de Meio Ambiente de Presidente Prudente Wilson Portella Rodrigues, por me apoiar na procura do conhecimento científico.

Aos amigos da Secretario Municipal de Meio Ambiente de Presidente Prudente, João, Popó, Cléo, Ceara e Ana por apoiarem meus estudos e exclusivamente a Nelissa Garcia engenheira ambiental pelo apoio que me deu para a realização deste trabalho, que a cada linha que eu digitava vinha palpitar, até mesmo nos agradecimentos. (risos).

Aos meus eternos mestres Luís Waldemar e Silvério Takao meus conselheiros acadêmicos que sempre estão à prontidão em me ajudar. Obrigado por responderem todas as minhas duvidas.

Aos meus amigos da Linha de Frente Tupã, Vinha, Joãozinho, Curingão, Batata, Pretinho, Waldemar, Blaya, Raposo, Sky, Murilo (Presidente), Balarim, Pio, Cadmo, Ivo, Gabriel, Ronaldo e o corneteiro Zé Clóvis por sempre me incentivarem a continuar nesta jornada.

À minha irmã, por me apoiar a cada momento de minha vida.

Ao meu tio, José Daniel, por me apoiar em minhas escolhas e incentivar meus estudos.

Ao meu filho Bruno Alexandre, por ser tão maravilhoso e amoroso e estar sempre comigo em todos os momentos contribuiu tanto em campo como laboratório para realização deste trabalho.

Aos meus príncipe e princesa, Mateus e Maria, meus amores que sempre perguntam esta estudando? O que você esta fazendo? Desejo vê-los felizes e realizados.

À Luciana do Carmo, minha companheira que é um presente que Deus colocou em minha vida. Luciana obrigado por toda felicidade, carinho, compreensão, apoio, incentivo, dedicação que você me dá, Luciana você sempre fara parte de cada vitória minha.

À minha mãe querida, Maria Luzia, seria impossível dizer tudo pelo qual tenho a agradecer. Obrigada por estar presente em cada momento da minha vida, me apoiar e acreditar em mim.

Diz-se que, mesmo antes de um rio cair no oceano ele treme de medo.

Olha para trás, para toda a jornada, os cumes, as montanhas, o longo caminho sinuoso através das florestas, através dos povoados, e vê à sua frente um oceano tão vasto que entrar nele nada mais é do que desaparecer para sempre.

Mas não há outra maneira. O rio não pode voltar.

*Ninguém pode voltar. Voltar é impossível na existência.
Você pode apenas ir em frente.*

O rio precisa se arriscar e entrar no oceano.

E somente quando ele entra no oceano é que o medo desaparece.

Porque apenas então o rio saberá que não se trata de desaparecer no oceano, mas tornar-se oceano.

Por um lado é desaparecimento e por outro lado é renascimento.

Assim somos nós.

Só podemos ir em frente e arriscar.

Coragem !! Avance firme e torne-se Oceano!!!

(O RIO E O OCEANO – Osho)

RESUMO

O uso e a cobertura da terra sem planejamento adequado alteram as condições naturais de uma bacia hidrográfica. Essa situação pode ser observada em diversos municípios, como no caso de Presidente Prudente - SP, e em particular, na bacia hidrográfica do Córrego do Gramado, que se localiza na zona leste do município. As atividades antrópicas desenvolvidas na bacia hidrográfica do Córrego do Gramado alteram a qualidade das águas superficiais dos canais fluviais tanto na área urbanizada quanto na área rural. Desta forma, este trabalho analisou possíveis relações entre variáveis físicas e químicas da água, bioindicadores da qualidade de água e uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do Córrego do Gramado, município de Presidente Prudente. As amostras de água foram processadas em campo e em laboratório. Os macroinvertebrados aquáticos foram amostrados com um coletor de bentos surber, com malha de 250 μm e então levados ao laboratório, onde foram triados e identificados. Os organismos foram coletados, entre os meses nov./16, fev./17 e jun./17. Foram identificados 33 taxons de organismos bentônicos. Chironomidae, Oligochaeta e Simuliidae estiveram presentes nos três pontos e nas três amostras. Os Ephemeroptera e Trichoptera foram encontrados nos P1 e P3, porém ausentes no P2. Resultados para análises físico-químicas houve alteração em nov./16 quando não houve precipitação de chuva. A composição da fauna mostrou-se distinta entre todos os municípios estudados. Os resultados indicaram famílias presentes nos canais fluviais são mais tolerantes a alterações ambientais com média e/ou baixa pontuação no BMWP. Porém o P3 do Córrego do Gramado esta com melhor pontuação comparado aos P1 e P2. O estudo revela que as condições ambientais da bacia hidrográfica do Córrego do Gramado, no que diz respeito à presença de vegetação natural e/ou reflorestada possuem influência na determinação da estrutura e composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos. Além disso, fatores espaciais (distribuição geográfica) podem estar exercendo influência sobre a diversidade regional.

Palavras-chave: Macroinvertebrados; Qualidade da água; Uso e cobertura da terra; Bacia hidrográfica.

ABSTRACT

Land use and land cover without adequate planning changes the natural conditions of a river basin. This situation can be observed in several municipalities, as in the case of Presidente Prudente - SP, and in particular, in the catchment area of Córrego do Gramado, which is located in the eastern part of the municipality. The anthropic activities developed in the catchment area of the Gramado stream change the quality of the surface waters of the river channels in the urbanized area as well as in the rural area. In this way, this work analyzed possible relationships between physical and chemical variables of water, bioindicators of water quality and use and land cover in the catchment area of the Gramado stream, in the municipality of Presidente Prudente. The water samples were processed in the field and in the laboratory. The aquatic macroinvertebrates were sampled with a surber bent collector, with a mesh of 250 μm and then taken to the laboratory, where they were screened and identified. The organisms were collected between the months of Nov./16, Feb./17 and Jun./17. 33 taxa of benthic organisms were identified. Chironomidae, Oligochaeta and Simuliidae were present in the three points and in the three samples. Ephemeroptera and Trichoptera were found in P1 and P3, but absent in P2. Results for physical-chemical analyzes were changed in November / 16 when there was no rainfall. The fauna composition was distinct among all the studied municipalities. The results indicated families present in the fluvial channels are more tolerant to environmental changes with mean and / or low scores in the BMWP. However, the Gramado Creek P3 has better scores compared to P1 and P2. The study reveals that the environmental conditions of the Gramado Creek watershed, with respect to the presence of natural and / or reforested vegetation, influence the structure and composition of the community of benthic macroinvertebrates. In addition, spatial factors (geographic distribution) may be influencing regional diversity.

Keywords: Macroinvertebrates; Water quality; Land use and land cover; Hydrographic basin.

Lista de Figuras

Figura 1 – Localização da bacia hidrográfica do Córrego do Gramado.	32
Figura 2 – Mapa de localização dos pontos de coletas da bacia hidrográfica do Córrego do Gramado.	34
Figura 3 – (A) Surber para coleta de macroinvertebrados bentônicos; (B) Coleta de macroinvertebrados.....	37
Figura 4 – (A) Estereomicroscópio e; (B) Placas de Petri para identificação dos organismos coletados nos pontos de amostragem da bacia hidrográfica do Córrego do Gramado.	38
Figura 5 – Medição da área de coleta e análise da água e de macroinvertebrados da bacia hidrográfica do Córrego do Gramado.....	40
Figura 6 – Aparelhos digitais (A) pHmetro (1); termômetro digital (2) e turbidímetro (3); (B) Condutivímetro.....	41
Figura 7 – Reagentes (A): solução alcalina de iodeto de azida de sódio (1) e sulfato manganoso (2) para determinação do O ₂ dissolvido na água; (B) Caixa térmica com gelo para preservação das amostras d'água coletadas no Córrego do Gramado.	42
Figura 8 – Identificação do primeiro ponto de amostragem, a jusante da confluência dos córregos Cachoeira Grande e Água Espalhada	44
Figura 9 – Identificação do segundo ponto de amostragem, a jusante da área urbanizada.....	45
Figura 10 – Identificação do terceiro ponto de amostragem do Córrego do Gramado.....	46
Figura 11 – Mapa de classe de solos bacia hidrográfica do Córrego do Gramado.	47
Figura 12 – Mapa de Modelo Digital de Elevação do Terreno da bacia hidrográfica do Córrego do Gramado.....	49
Figura 13 – Mapa de Uso e Cobertura da Terra da Bacia Hidrográfica do Córrego do Gramado	51

Lista de Gráficos

Gráfico 1 – Média histórica de precipitação de chuva entre os anos de 1943 a 2016 em Presidente Prudente (SP).....	56
Gráfico 2 – Precipitação de chuvas no período das coletas (01 de janeiro de 2016 a 04 de 10 de junho de 2017) em Presidente Prudente (SP).....	57
Gráfico 3 – Abundância relativa de cada Grupo Trófico Funcional de macroinvertebrados nos Pontos 1, 2 e 3 do Córrego do Gramado em Nov./16, Fev./17 e Jun./17.....	84

Lista de Tabelas

Tabela 1 – Parâmetros analisados in loco da qualidade da água do Córrego do Gramado	41
Tabela 2 – Parâmetros e unidades para análise da água do Córrego do Gramado	41
Tabela 3 – Características dos pontos de amostragem 1, 2 e 3 da bacia hidrográfica do Córrego do Gramado.....	43
Tabela 4 – Cálculo da área e categorias da Bacia Hidrográfica do Córrego do Gramado	50
Tabela 5 – Cálculo da área e categorias da Bacia Hidrográfica do Córrego do Gramado para área a montante do ponto 1	53
Tabela 6 – Cálculo da área e categorias da Bacia Hidrográfica do Córrego do Gramado para área a montante do ponto 2	53
Tabela 7 – Cálculo da área e categorias da Bacia Hidrográfica do Córrego do Gramado para área a montante do ponto 3	54
Tabela 8 – Média de vazão (m ³ /s) do Córrego do Gramado	57
Tabela 9 – Resultados da análise física e química da água dos três pontos de coletas no Córrego do Gramado em três épocas diferentes.	59
Tabela 10 – Número total de indivíduos identificados em cada ponto amostrado na bacia hidrográfica do Córrego do Gramado.	71
Tabela 11 – Densidade (ind/m ²) e densidade relativa (%) e riqueza de táxons (S) de macroinvertebrados bentônicos em três pontos e três meses distintos na Bacia Hidrográfica do Córrego do Gramado	75
Tabela 12 – Valores atribuídos a classes de águas com método BMWP adaptado modificado por Junqueira e Campos (1998).....	78
Tabela 13 – Valores encontrados nos pontos coletados, segundo método BMWP adaptado modificado por Junqueira e Campos (1998), no Córrego do Gramado.	78
Tabela 14 – Táxons encontrados, grupo trófico funcional e respectivos valores do BMWP, adaptado modificado por Junqueira e Campos (1988), em três locais e três meses no Córrego do Gramado.....	80

Lista de Siglas

AGB – Associação dos Geógrafos Brasileiros
APHA - American Public Health Association
AWWA - American Water Works Association
BMWP - Biological Motoring Working Party Score System
BS - Barometer of Sustainability
CBH-ALPA - Comitê da Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema
CBH-AP - Comitê das Bacias Hidrográficas dos Rios Aguapeí e Peixe
CBH-MP - Comitê da Bacia Hidrográfica do Médio Paranapanema
CBH-PP - Comitê de Bacia Hidrográfica do Pontal do Paranapanema
CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO - Demanda Química de Oxigênio Total
DS - Dashboard of Sustainability
EFM - Ecological Footprint Method
EIA – Estudo de Impacto Ambiental
EPT - Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera
FCT - Faculdade de Ciências e Tecnologia
FEHIDRO - Fundo Estadual de Recursos Hídricos
GT – APRM (Grupo de Trabalho para a criação de Área de Proteção e Recuperação de Mananciais)
GTF – Grupo Trófico Funcional
IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IAP - Instituto Ambiental do Paraná
IDH – Índice de Desenvolvimento Humano
IFS - Instituto Federal de Sergipe
MPE - Método da Pegada Ecológica
OD - Oxigênio Dissolvido
P1 – Ponto Um
P2 – Ponto Dois
P3 – Ponto Três
pH – potencial Hidrogeniônico
PIB – Produto Interno Bruto
PS - Painel da Sustentabilidade
RIMA – Relatório de Impacto Ambiental
Sabesp - Cia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
SRTM - Missão Topográfica Radar Shuttle
UGRHI - Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Pontal do Paranapanema
UNESP - Universidade Estadual Paulista
WEF - Water Environment Federation

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	14
2 OBJETIVOS	17
2.1 Objetivo geral	17
2.2 Objetivos específicos	17
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
3.1 Bacia Hidrográfica	18
3.2 Uso e cobertura da terra.....	21
3.3 Qualidade da água de ambientes aquáticos	23
3.4 Macroinvertebrados bentônicos: indicadores da qualidade da água.....	26
4 MATERIAIS E PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS	31
4.1 Descrição da área de estudo.....	31
4.2 Caracterização física dos pontos de monitoramento da qualidade da água.	33
4.3 Metodologia	35
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	43
5.1 Caracterização dos pontos de amostragem	43
5.1.1 Descrição física do Ponto 1	43
5.1.2 Descrição física do Ponto 2.....	44
5.1.3 Descrição do Ponto 3	45
5.2 Característica do solo da bacia hidrográfica do Córrego do Gramado.....	46
5.3 Característica topográfica da bacia hidrográfica do córrego do Gramado	48
5.4 Uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do córrego do Gramado	50
5.5 Precipitação.....	55
5.6 Análise Física e química da água.....	58
5.6.1 Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO	60
5.6.2 Demanda Química de Oxigênio Total – DQO	60
5.6.3 Fósforo Total	61
5.6.4 Nitrato.....	62
5.6.5 Nitrito	63
5.6.6 Nitrogênio Amoniacal	63
5.6.7 Oxigênio Dissolvido (OD)	64
5.6.8 Sólidos Sedimentáveis	65
5.6.9 Turbidez	65

5.6.10 pH.....	65
5.6.11 Condutividade Elétrica.....	66
5.6.12 Temperatura Ambiente.....	67
5.6.13 Temperatura da Água.....	67
5.7 Macroinvertebrados.....	69
5.7.1 Densidade dos macroinvertebrados bentônicos.....	74
5.7.2 Riqueza dos macroinvertebrados bentônicos.....	76
5.7.3 Biological Monitoring Work Party (BMWP) – score system	77
5.7.4 Grupo Trófico Funcional	83
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	87
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	89

1 INTRODUÇÃO

Para compreender as potencialidades e fragilidades dos sistemas hídricos, estudos em bacias hidrográficas são de suma importância. Por exemplo, a investigação da qualidade da água em pontos de amostragem em um corpo d'água permite observar a influência da vegetação, solo, geologia, clima, espécies de animais e principalmente a ação do homem.

Estudos como os de Vanzela et al., (2010), Sonoda et al., (2011) e Ferreira (2016) indicam que o uso e a cobertura da terra têm estreita relação com a atividade humana. Por meio da avaliação do uso e cobertura da terra e da qualidade da água de um corpo hídrico pode-se demonstrar a influência antrópica sobre o estado de saúde do ecossistema. A ocupação, sem planejamento adequado do território, altera as condições naturais de uma bacia hidrográfica. Essa situação pode ser observada em diversos municípios, como no caso de Presidente Prudente, localizado no oeste do estado de São Paulo, Brasil, e em particular, na bacia hidrográfica Córrego do Gramado, que se encontra na zona leste do município.

A bacia hidrográfica do Córrego do Gramado apresenta descarte irregular de resíduos sólidos nas estradas rurais e nos fundos de vale; moradores da área suspeitam de descarte de esgoto doméstico e/ou efluente industrial nos canais fluviais. Segundo Nunes (2002), os tributários do Córrego do Gramado apresentam contaminação por chorume.

Para analisar os impactos ambientais ocorridos na bacia hidrográfica, que afetam a qualidade das águas dos canais fluviais, a avaliação de parâmetros físico-químicos das águas é importante, pois pode indicar diferentes tipos de perturbação ambiental. Além disso, pode auxiliar na elaboração e adequação da legislação ambiental específica, indicando normas e padrões para cada uso requerido, como também para prevenir danos à saúde humana e meio ambiente. Com isso, evitam-se sérios problemas econômicos e ambientais.

Neste contexto, bioindicadores de qualidade de água são bastante utilizados em diversos países do mundo. Os macroinvertebrados são ótimos indicadores de qualidade da água de um ecossistema, pois possuem ciclo de vida longo, comparado ao plâncton; são de fácil amostragem e são sensíveis a diferentes perturbações por poluentes no ambiente (RIGHI, 2005). Os macroinvertebrados bentônicos são bioindicadores e possuem ampla distribuição e diversidade. A

literatura (ESTEVEES, 1998; CALLISTO et al., 2001; DAJOZ, 2005; IMBIMBO, 2006) indica que são espécies afetadas por diversos fatores bióticos e abióticos como velocidade da correnteza, tipo de substrato e diversos parâmetros físico-químicos. Estes são fatores que atuam em diferentes escalas temporais e espaciais. Sendo assim, as alterações desses fatores podem refletir-se diretamente na composição dos macroinvertebrados, e dessa forma indicar as condições ambientais do meio aquático.

Diante do exposto, este trabalho pretende contribuir para o conhecimento da qualidade da água da bacia hidrográfica do Córrego do Gramado por meio de procedimentos metodológicos de biomonitoramento. Esta forma de metodologia é um modo simples e de baixo custo de estudar um ecossistema e entender suas transformações naturais ou por ação humana. A partir do entendimento da dinâmica sistêmica fluvial, podemos prever as consequências de uma intervenção antrópica na natureza.

Esta pesquisa buscou a compreensão da influência do uso e cobertura da terra na comunidade de macroinvertebrados bentônicos de canais fluviais da bacia hidrográfica do Córrego do Gramado. Para tanto, utilizado macroinvertebrados bentônicos como indicadores de qualidade ambiental. A hipótese do estudo partiu do pressuposto de que o uso e a cobertura da terra interfere na distribuição e estrutura biológica dos organismos bentônicos dos canais fluviais da bacia hidrográfica.

Para o entendimento da pesquisa apresenta-se no segundo capítulo o objetivo geral e os objetivos específicos desta dissertação.

O terceiro capítulo consiste de uma revisão da literatura e encontra-se dividido em 4 sub-capítulos. Partindo primeiramente de uma discussão sobre bacia hidrográfica como unidade de análise para estudos de um ecossistema aquático, envolvendo diretamente, alterações na quantidade, distribuição e qualidade dos recursos hídricos. O segundo sub-capítulo, versa como o uso e a cobertura da terra influencia a proteção ou erosão do solo.

No terceiro sub-capítulo, o leitor é conduzido a aspectos do monitoramento físico e químico da água, sua importância para o abastecimento humano e a saúde ambiental para a biodiversidade aquática. Apresenta-se nesse sub-capítulo, a utilização de parâmetros indicadores da qualidade da água, sendo a resolução CONAMA 357/2005 a normativa mais utilizada em análises de corpos d'água.

No quarto sub-capítulo, uma abordagem sobre os invertebrados bentônicos, que compõem um grupo de grande importância ecológica em ambientes aquáticos de águas doces, participam das cadeias alimentares e são muito utilizados em avaliações de monitoramento ambiental, podendo contribuir como bioindicadores da qualidade dos corpos aquáticos, é apresentada.

Reservamos o quarto capítulo para apresentar os materiais e métodos utilizados para o desenvolvimento da pesquisa, como coleta de dados em campo, procedimentos laboratoriais, tabulação e construção dos documentos cartográficos e estatísticos tais como gráficos e planilhas.

No quinto capítulo, são apresentados os resultados e discussões, sendo inicialmente expostos o tipo de uso e cobertura da terra, a relação das famílias de macroinvertebrados coletados e suas riquezas e abundância. A seguir, são apresentados os valores do índice BMWP, o Grupo Trófico Funcional de cada grupo de macroinvertebrados encontrados e os dados da análise físico-química da água. No capítulo 6, são inseridas as considerações finais. Por fim, são apresentadas as referências bibliográficas.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar variáveis físicas e químicas da água, bioindicadores da qualidade de água e uso e cobertura da terra, na bacia hidrográfica do Córrego do Gramado, município de Presidente Prudente/SP.

2.2 Objetivos específicos

- Elaborar o mapa de uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do córrego do Gramado;
- Monitorar e analisar possíveis tendências espaciais e temporais de variáveis físicas e químicas da água nos canais fluviais da bacia hidrográfica do córrego do Gramado;
- Realizar monitoramento espacial e temporal de macro-invertebrados bentônicos em canais fluviais da bacia hidrográfica do córrego do Gramado e avaliar possíveis tendências de distribuição;
- Identificar os macroinvertebrados e analisar a qualidade da água por meio do índice BMWP adaptado por Junqueira e Campos (1998) para bacia do Rio das Velhas (MG).

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Bacia Hidrográfica

De acordo com Sperling (2007), a maior parte da água utilizada para consumo humano e em diversas outras atividades é proveniente dos rios e aquíferos, ambos relacionados à dinâmica das bacias hidrográficas, de forma que a qualidade da água em uma bacia hidrográfica, mesmo com suas condições naturais preservadas, poderá vir a ser alterada devido ao escoamento superficial e a percolação da água no solo.

Segundo Couillard e Lefebvre (1985), os rios são sistemas complexos caracterizados como escoadouros naturais das áreas de drenagens adjacentes, que em princípio formam as bacias hídricas criando um sistema lótico que possui características próprias, o que torna difícil estabelecer uma única variável como um indicador padrão para qualquer sistema hídrico.

A definição de bacia hidrográfica segundo Christofolletti (1980, p. 19) é a “área drenada por um determinado rio ou por um sistema fluvial, funcionando como um sistema aberto, em que ocorre a entrada e saída de energia e matéria”, refletindo, direta ou indiretamente, nos rios e na qualidade e quantidade das águas (LEAL, 1995).

Barrella et al. (2001) definiram a bacia hidrográfica como um conjunto de terras drenadas por um rio e seus afluentes, formada nas regiões mais altas do relevo por divisores de água, onde as águas das chuvas, ou escoam superficialmente formando os riachos e rios, ou infiltram no solo para formação de nascentes e do lençol freático. As águas superficiais escoam para as partes mais baixas do terreno, formando riachos e rios, sendo que as cabeceiras são formadas por riachos que brotam em terrenos íngremes das serras e montanhas. À medida que as águas dos riachos descem, juntam-se a outros riachos, aumentando o volume e formando os primeiros rios, esses pequenos rios continuam seus trajetos recebendo água de outros tributários, formando rios maiores até desembocarem no oceano.

Segundo Santos (2004),

Uma bacia hidrográfica circunscribe um território drenado por um rio principal, seus afluentes e subafluentes permanentes ou intermitentes. Seu conceito está associado à noção de sistema, nascentes, divisores de águas, cursos hierarquizados e foz. Toda ocorrência de eventos em uma bacia hidrográfica, de origem antrópica ou natural, interfere na dinâmica desse sistema, na quantidade dos cursos de água e sua qualidade (SANTOS, 2004, p.85).

Lima e Zakia (2000) acrescentam ao conceito geomorfológico da bacia hidrográfica, uma abordagem sistêmica. Para esses autores as bacias hidrográficas são sistemas abertos, que recebem energia através de agentes climáticos e perdem energia através do deflúvio, podendo ser descritas em termos de variáveis interdependentes, que oscilam em torno de um padrão, e, desta forma, mesmo quando perturbadas por ações antrópicas, encontram-se em equilíbrio dinâmico. Assim, qualquer modificação no recebimento ou na liberação de energia, ou modificação na forma do sistema, acarretará em uma mudança compensatória que tende a minimizar o efeito da modificação e restaurar o estado de equilíbrio dinâmico.

A quantidade de água recebida pelos cursos d'água está vinculada à bacia hidrográfica que a recebe, variando conforme sua delimitação, a precipitação total e o regime de chuvas da área, e as perdas devidas à evapotranspiração e à infiltração (CHRISTOFOLETTI, 1980).

Uma vez que o sistema de drenagem é considerado um sistema aberto e, conseqüentemente, suscetível a mudanças de entrada e saída de energia, as bacias hidrográficas sofrem constantes ajustes internos nos seus elementos e nos processos associados a eles (CUNHA; GUERRA, 1996).

A complexidade das bacias hidrográficas advém do tipo de solo e sua ocupação, do substrato geológico, de sua forma e tamanho e das condições climáticas locais. A adoção da bacia hidrográfica como unidade de planejamento é de aceitação internacional, não apenas porque ela representa uma unidade física bem caracterizada, tanto do ponto de vista de integração, quanto da funcionalidade de seus elementos, mas também porque toda área de terra, por menor que seja, integra-se a uma bacia hidrográfica (DONADIO et al., 2005).

As mudanças que ocorrem no interior das bacias hídricas, e se estendem para além delas, “podem ter causas naturais, entretanto, nos últimos

anos, o homem tem participado como um agente acelerador dos processos modificadores e de desequilíbrio da paisagem” (CUNHA; GUERRA, 1996, p. 354).

A qualidade da água de uma bacia hidrográfica é influenciada por diversos fatores e, dentre eles o clima, a cobertura vegetal, a topografia, a geologia, bem como o tipo, o uso e o manejo do solo da bacia hidrográfica (PEREIRA, 1997).

Christofoletti (1993) sugere distinguir os impactos ou efeitos da ação humana nas condições do meio ambiente natural (ecossistemas e geossistemas) e os impactos ou efeitos provocados pelas mudanças do meio ambiente nos estados que envolvem a vida dos seres humanos.

A bacia de drenagem é a unidade ideal para o trabalho com recursos naturais, pois seu recorte espacial foi bem definido pela natureza ao longo de processos físicos e químicos que moldaram o relevo e condicionaram as relações entre os componentes bióticos e abióticos existentes na área (PIROLI, 2014).

Uma vez definida a área de estudo, faz-se necessário reconhecer aspectos físicos quantitativos das bacias hidrográficas como: padrões de drenagem, forma e área da bacia, relevo, declividade, uso e ocupação da terra, que são parâmetros fisiográficos essenciais no desenvolvimento de projetos ambientais (MONTEIRO, 2003).

Dibieso e Leal (2010) apontam que,

Considerar uma bacia hidrográfica como uma unidade de planejamento, portanto, impõe abordar todos seus elementos (água, litologia, relevo, solo, flora, fauna, agropecuária, indústrias, urbanização, etc.) e compreendê-la como uma totalidade composta por elementos naturais e sociais, inter-relacionados e dinâmicos (DIBIESO; LEAL, 2010, p.7).

Segundo Soares e Leal (2011),

Os estudos de bacia hidrográfica permitem abordar e conhecer alguns aspectos da relação estabelecida pela Sociedade com a Natureza, pois se conclui que o cumprimento da legislação tem condições de viabilizar e garantir o uso sustentável dos recursos, especialmente com o funcionamento adequado do sistema de gestão. Para isso é necessário compreender o meio de forma global, justificando-se a importância da análise integrada interdisciplinar sobre o meio ambiente (SOARES; LEAL, 2011, p.77).

Leal (1995) aponta que o processo de uso e ocupação das terras provocará diversas modificações e alterações nas dinâmicas naturais do meio ambiente, através das seguintes consequências: diminuição da infiltração no solo, erosão, voçoroca, transporte de materiais retirados do solo, alteração da fauna e da flora e a redução na qualidade de vida em geral.

3.2 Uso e cobertura da terra

O planejamento ambiental do território (ou de uma bacia hidrográfica) transforma-se em um elemento tanto básico como complementar para o desenvolvimento econômico e social e para a otimização do plano de uso, manejo e gestão de qualquer unidade territorial (RODRIGUEZ et al., 2004).

Segundo Santos (2004), inventário e diagnóstico, de um planejamento ambiental, representam o caminho para compreender as potencialidades e as fragilidades da área de estudo, da evolução histórica de ocupação e das pressões do homem sobre os sistemas naturais. A análise do uso da terra constitui um elo importante entre as informações dos meios biofísico e socioeconômico, também esclarecem sobre os acertos e os conflitos do uso da terra e os impactos passados, presentes e futuros (SANTOS, 2004, p. 27).

Segundo Soares e Leal (2011),

[...] dependendo da linha metodológica utilizada em estudo, podem-se empregar unidades territoriais ou unidades de paisagem, ou zonas ou cenários. Espera-se, na realidade, compartimentar o espaço em unidades de planejamento e gerenciamento. A cada unidade deve corresponder um conjunto específico de alternativas e ações (SOARES; LEAL, 2011, p. 82).

Segundo Criado, (2012) a ocupação antrópica no meio ambiente é quase sempre predatória, através do desmatamento, contaminação de águas, degradação de solos, destruição da fauna e extração intensiva dos recursos naturais. As áreas urbanizadas estão, em sua maioria, localizadas próximas aos recursos hídricos, de modo que os utilizam tanto para abastecimento e geração de energia, como para descarga de efluentes (CRIADO, 2012).

A substituição das matas e florestas por vegetais agricultáveis e o tipo de manejo adotado podem causar também uma redução da capacidade de

infiltração do solo, e conseqüentemente um aumento do escoamento superficial, que tende a causar erosão, carreando os nutrientes adicionados em excesso nas culturas para os corpos d'água. A ocupação urbana representa normalmente a etapa mais avançada em termos de promoção da deterioração de um corpo d'água (BRANCO, 1991). Os cursos d'água que recebem uma grande carga de nutrientes resultantes de atividades antrópicas carregam para os lagos e reservatórios uma grande concentração de nutrientes. Esse grande aporte de nutrientes acarretará diversas conseqüências ecológicas para o corpo d'água receptor (KRUG, 1993).

Nas bacias de drenagem com cobertura de floresta natural, a vegetação promove a proteção contra a erosão do solo, a sedimentação e a lixiviação excessiva de nutrientes, sendo essas áreas muito importantes para manter o abastecimento de água de boa qualidade. Por outro lado, as práticas que se seguem após a retirada das árvores tendem a produzir intensa e prolongada degradação da qualidade da água (DONADIO et al., 2005).

De acordo com Rodriguez et al. (2007),

[...] a paisagem contemporânea que deve ser estudada como uma formação antroponatural, isto é, "constituído num sistema territorial composto por elementos naturais e antropogênicos condicionados socialmente, que modificam ou transformam as propriedades das paisagens naturais originais" (RODRIGUEZ et al., 2007, p.15).

Segundo Nucci (2008),

A utilização da carta de uso e cobertura da terra tem sido relevante na elaboração de diagnósticos da qualidade ambiental urbana, sendo, em alguns momentos, a "única ferramenta para o estudo da área e delimitação de unidades de paisagem", tornando possível "fazer inferências, já que uma boa parte da qualidade ambiental está relacionada com o tipo de utilização do solo" (NUCCI, 2008, p. 11).

Portanto, os usos e a cobertura da terra influenciam diretamente na qualidade ambiental urbana. Dessa forma a classificação e interpretação da cobertura da terra são relevantes, pois fornecem uma base científica capaz de contribuir aos estudos ambientais em meio urbano e rural, fomentando novos estudos acerca de tais questões (FERREIRA, 2015).

As atividades humanas são responsáveis por grande parte da alteração no uso e cobertura da terra, afetando até mesmo os sistemas lóticos de uma bacia hidrográfica são afetadas por essas mudanças (SCHNAIBERG et al., 2002).

De acordo com Franco (2012), a supressão da vegetação e a impermeabilização das superfícies são os principais impactos negativos da urbanização sobre o meio físico, pois alteram diretamente o processo de infiltração das águas pluviais e a recarga dos aquíferos. Acabam gerando alto escoamento superficial e inundações (TUCCI, 1997), causando impactos no ciclo hidrológico (AGRA, 2001).

Segundo Rocha e Tommaselli (2012),

Atualmente reconhece-se que o desflorestamento, as práticas de uso da terra agrícola e urbana, a utilização da água subterrânea para abastecimento e irrigação, além da construção de grandes barramentos para abastecimento e, principalmente, para geração de energia, somadas, geram um efeito bola-de-neve e contribui para alterações no ciclo e regime hidrológicos dos rios. Além deste, outros aspectos relacionados à drenagem entram em desequilíbrio, como os ecossistemas terrestres e aquáticos e a dinâmica erosivo-deposicional nas vertentes e nos canais fluviais (ROCHA; TOMMASELLI, 2012, p. 69 - 70).

Neste contexto, é indispensável o entendimento das potencialidades e fragilidades de uma bacia hidrográfica para que haja a gestão correta em relação ao seu uso e cobertura para que se garanta saúde ambiental dos canais fluviais que a compõem.

3.3 Qualidade da água de ambientes aquáticos

A degradação dos recursos naturais e a contaminação da água por fertilizantes, esgoto doméstico sem tratamento, crescimento das atividades agropecuárias e a perda de sedimentos por meio do escoamento superficial tem afetado a qualidade das águas dos corpos hídricos, originando graves consequências para o ambiente e a saúde pública das populações (MARCHESAN et al., 2007). A poluição e/ou a contaminação de corpos d'água fez com que a qualidade da água fosse um assunto de inegável importância, pois este bem essencial a vida pode se comportar como um dos principais veículos de transmissão de doenças se estiver inadequado (PRATTE-SANTOS et al., 2008), além de ser

fundamental para a manutenção dos sistemas aquáticos. Alterações nestes sistemas causam tanto prejuízos ambientais quanto econômicos (BILICH; LACERDA, 2005). A água é o recurso natural mais importante e, participa e dinamiza todos os ciclos ecológicos (TUNDISI, 2003).

De acordo com Tundisi (2008), existem diferenças entre rios (sistemas lóticos) e lagos (sistema lênticos) por duas principais características. A primeira é o permanente movimento horizontal da correnteza nos rios e a segunda é a interação dos sistemas lóticos com a mata ciliar e sua bacia hidrográfica, de onde advêm a contribuição de material alóctone – como matéria orgânica de origem terrestre e folhas, frutos, restos de vegetação e insetos aquáticos.

Ainda de acordo com o autor acima mencionado, o permanente movimento unidirecional das águas é a característica dominante dos rios e controla a estrutura do fundo e do material que ocorre no sedimento. A biota aquática, a fauna e a flora lóticas são, portanto, adaptadas ao fluxo unidirecional e à estrutura do sedimento do fundo – tipo e composição química (TUNDISI, 2008).

O conhecimento ecológico de ecossistemas lóticos integra o funcionamento do sistema como um todo, interação das comunidades aquáticas com o meio físico-químico, espécies aquáticas na maior parte de vida livre, movimentando-se na água por meio de flutuação ou natação (BONFIM; HENRY-SILVA, 2011).

De acordo com Tundisi (2008),

Os rios recebem das bacias hidrográficas e da rede de drenagem em que se inserem uma grande quantidade de matéria orgânica e inorgânica, que constitui a base da composição química da água e dos ciclos biogeoquímicos. Além da água, portanto, o rio transporta um conjunto de materiais que, de acordo com Berner e Berner (1987) e Horne e Goldman (1994), é constituído de:

- Matéria inorgânica em suspensão: alumínio, ferro, silício, cálcio, potássio, magnésio, sódio, fósforo.
- Íons principais dissolvidos: Ca^{2+} , Na^+ , Mg^{2+} , K^+ , HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- .
- Nutrientes dissolvidos: nitrogênio, fósforo, silício.
- Matéria orgânica dissolvida e particulada.
- Gases (N_2 , CO_2 , O_2).
- Metais traço sob forma particulada e dissolvida.

Deve-se ainda acrescentar outros elementos, resultante das atividades humanas nas bacias hidrográficas, como alumínio, mercúrio, chumbo, cádmio, zinco, cobalto, cobre e cromo, os quais se apresentam dissolvidos ou em forma particulada e são incorporados às cadeias alimentares, causando danos à fauna e à flora. Outros componentes a serem considerados, dependendo da

localização dos rios e das bacias hidrográficas em áreas agrícolas ou industriais, são pesticidas e herbicidas, óleos e graxas. (TUNDISI, 2008, p. 359).

Dessa forma Callisto et al., (2001) destacam que alterações na qualidade de água, resultantes de ações antrópicas, se manifestam pela redução da biodiversidade aquática decorrente da desestruturação do ambiente físico, químico e também de alterações na dinâmica e estrutura das comunidades biológicas. Sendo assim, o uso de bioindicadores permite uma avaliação integrada dos efeitos ecológicos causados por múltiplas fontes de poluição.

Segundo Medeiros, (1997) um grupo de organismos se destaca por hábitos sésseis, vivendo em íntimo contato com os mais diferentes tipos de substrato, incluindo o sedimento. Este grupo, composto majoritariamente por invertebrados, é capaz de colonizar rapidamente ambientes tão diversos como os rios e as lagoas de oxidação.

Palmer et al. (1994) concluíram que os macroinvertebrados aquáticos interagem localmente com o ambiente. Este é caracterizado por fatores físicos e químicos que influenciam sobremaneira o desenvolvimento e a ocorrência da macrofauna bentônica. Dentre eles, destacam-se a velocidade da correnteza, a qualidade e a disponibilidade de alimento, o tipo de substrato, a temperatura da água e a concentração de gases como oxigênio e de enxofre. Estas variáveis compõem os fatores de influência sobre a ocorrência e a distribuição dos organismos bentônicos em cursos d'água.

Assim, os macroinvertebrados bentônicos são extremamente importantes para o entendimento da estrutura e funcionamento destes ecossistemas (MORETTI & CALLISTO, 2005).

Estes organismos, além de participarem ativamente do metabolismo aquático (ALLAN, 1995), são geralmente sedentários e têm ciclos de vida relativamente longos. Fato que os torna incapazes de evitar, rapidamente, mudanças prejudiciais (ROSENBERG; RESH, 1993). Sendo assim o uso de macroinvertebrados bentônicos pode indicar possíveis alterações na qualidade da água de um corpo hídrico. O uso e ocupação das bacias hidrográficas pelo homem produz alterações na zonação de rios, especialmente em relação ao desmatamento,

aos usos do solo e à erosão, possibilitando a migração de várias espécies de outra bacia (HYNES, 1961 *apud* TUNDISI, 2008).

3.4 Macroinvertebrados bentônicos: indicadores da qualidade da água

Os macroinvertebrados bentônicos possuem diversos representantes que pertencem a diversos grupos taxonômicos, com grande quantidade de organismos de variados graus de tolerância à poluição (METCALFE, 1989).

Devido a estas características peculiares, os invertebrados aquáticos são bons sensores de alterações ambientais, e por isso, têm sido cada vez mais utilizados como bioindicadores da qualidade de água (NAVAS-PEREIRA; HENRIQUE, 1996; JUNQUEIRA et al., 2000).

As alterações na qualidade de água, resultantes de ações antrópicas, se manifestam pela redução da biodiversidade aquática decorrente da desestruturação do ambiente físico, químico e também de alterações na dinâmica e na estrutura das comunidades biológicas. Sendo assim, o uso de bioindicadores permite uma avaliação integrada dos efeitos ecológicos causados por múltiplas fontes de poluição (CALLISTO et al., 2001).

Segundo Battezzato et al., (1992), ambientes fortemente impactados apresentam poucas espécies que, se bem adaptadas, podem exibir ótimo desenvolvimento. O monitoramento de estações a montante e a jusante da fonte poluidora pode identificar as consequências ambientais em relação à qualidade de água e saúde do ecossistema aquático.

A abundância na distribuição de macroinvertebrados bentônicos pode ser correlacionada com causas naturais como antrópica. No período chuvoso, aumenta a vazão de rios e isto provoca a abertura de novas áreas que formam um mosaico de ambientes em diferentes estágios de recolonização (HUSBAND; BARRETT, 1998). Assim causa grande influência na abundância e na distribuição das espécies e, na disponibilidade dos recursos no ambiente (HENRY et al.; 1996).

Segundo Oliveira (2009)

O monitoramento biológico se fundamenta em conceitos ecológicos e na observação da resposta dos organismos que vivem no ambiente. Assim, as informações sobre a distribuição espacial e temporal dos organismos, e de dados descritivos como abundância e frequência,

são utilizados como ferramentas em avaliação e monitoramento da biota, visando detectar possíveis alterações, principalmente as antrópicas (OLIVEIRA, 2009, p.8).

De acordo com Allan (1995), normalmente as interações bióticas naturais não são intensas para alterar a composição pela exclusão de uma determinada espécie, devido à complexidade do habitat e as altas taxas de renovação de presas, mas podem influenciar na abundância relativa das mesmas.

Alba -Tercedor (1996) considera organismos bentônicos como bons bioindicadores da qualidade da água, sobretudo nos ambientes lóticos. Esses macroinvertebrados aquáticos têm sido muito utilizados em diversos índices bióticos para a caracterização da qualidade biológica da água. Servem de ferramentas de primeira grandeza para a avaliação da qualidade da água, pois os parâmetros de referência constantes nas legislações são muitas vezes arbitrários, não levando em conta as diferentes capacidades de resiliência dos diversos ambientes.

Schiavone et al. (2010) utilizaram os macroinvertebrados bentônicos na avaliação da qualidade ambiental de 10 afluentes do rio do Monjolinho, São Carlos, SP, verificaram uma baixa riqueza taxonômica e a dominância de Chironomidae e Oligochaeta indicando a existência de severos impactos antrópicos. A elevada abundância e densidade de Oligochaeta e, principalmente, de Chironomidae, demonstraram que a estrutura da comunidade bentônica refletiu as alterações deste ecossistema pelas atividades realizadas na área de entorno. Os mesmos autores concluíram que os dados confirmaram a adequação da comunidade macroinvertebrados bentônicos para o monitoramento do rio Mon-jolinho, podendo ser utilizados como bioindicadores.

Silva (2007) em seu estudo com análise da comunidade de macroinvertebrados bentônicos na bacia do Ribeirão Mestre d'Armas, concluiu sobre a importância destes organismos como bioindicadores da saúde dos ecossistemas aquáticos. Visto o aumento da abundância de organismos tolerantes à poluição como os Oligochaeta, concluiu que houve degradação na qualidade da água no período chuvoso.

Os macroinvertebrados bentônicos também desempenham papel fundamental no fluxo de energia do ecossistema. Estes organismos se situam em uma posição intermediária na cadeia alimentar, alimentando-se de algas e microrganismos como fonte primária de recurso alimentar e tem papel importante na

decomposição da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes (MUÑOZ; OJEDA, 1997; WONG et al., 1998) e como fonte de alimento para pássaros insetívoros (WARD et al., 1995).

Objetivando a ampliação do conhecimento metabólico de sistemas lóticos, foi desenvolvido o conceito de grupos funcionais de alimentação, englobando táxons bentônicos com adaptações e hábitos alimentares semelhantes (CUMMINS & KLUG, 1979). Esses Grupos funcionais bentônicos constituem uma boa ferramenta na avaliação da disponibilidade de recursos tróficos e seus usos em ecossistemas lóticos (CUMMINS; KLUG, 1979; MIHUC, 1997; CALLISTO; ESTEVES, 1998).

Os grupos funcionais diferenciam-se ao refletir mudanças no tipo e localização dos recursos alimentares de acordo com a ordem do córrego, de forma que ocorrem alterações na dominância (em biomassa) destes grupos – fragmentadores, coletores, raspadores e predadores ao longo do rio (VANNOTE et al., 1980).

Vannote et al. (1980) utilizaram grupos funcionais, no desenvolvimento do Conceito do Rio Contínuo, que estabelece que das cabeceiras para a foz, os rios apresentam um gradiente contínuo de condições físicas e químicas. Isto propicia uma série de respostas da biota, resultando em ajustes contínuos das comunidades, consistentes com os padrões de carga, transporte, utilização e estocagem de matéria orgânica ao longo do rio. Desta forma, as comunidades também formam um contínuo, com a finalidade de processar a energia com eficiência máxima, com as comunidades à jusante estando adaptadas a capitalizar as ineficiências de processamento à montante.

Braga et al. (2005) explicitam que é fundamental, os recursos hídricos apresentem condições físico-químicas adequadas para a utilização dos seres vivos, devendo conter substâncias essenciais à vida e estar isentos de outras substâncias que possam produzir efeitos prejudiciais aos organismos.

Para a interpretação da qualidade das águas superficiais, é necessária a utilização de métodos simples. O uso de parâmetros físicos e químicos consiste no emprego de variáveis que se correlacionam com as alterações ocorridas na microbacia, sejam essas de origem antrópica ou natural (DONADIO et al., 2005). Segundo Samizava et. al. (2008) medidas in situ das variáveis físico-químicas da água são necessárias para calibração dos modelos empíricos entre as imagens de sensoriamento remoto e os constituintes presentes na água.

Os fatores físicos e químicos em riachos afetam diretamente as comunidades de insetos aquáticos, considerando a sua distribuição, diversidade e densidade (KIKUCHI; UIEDA, 1998).

Com a finalidade de avaliar a saúde de um ecossistema aquático através de distribuição, diversidade e densidade de seus componentes biológicos, índices que atribuem pontuações a famílias que são tolerantes ou sensíveis a poluição são cada vez mais utilizados e adaptados. Assim, somam-se os valores obtidos por cada família, tendo-se, ao final, um valor para o local amostrado. Quanto maior for o valor obtido, em melhores condições se encontra o ambiente estudado (BUSS et al., 2003)

O método “Biological Motoring Working Party Score System” (BMWP) foi desenvolvido pelo National Water Council (1981) e adaptado por Junqueira e Campos (1998) para a bacia do Rio das Velhas (MG). O BMWP foi desenvolvido para ambientes temperados, com especial referência a ambientes lóticos. Este método pode ser utilizado em ambientes tropicais com algumas restrições, tomando-se o cuidado de comparar as pontuações obtidas somente entre comunidades amostradas com métodos idênticos (PELLI, 2011).

O índice é calculado considerando a presença/ausência de famílias de macroinvertebrados, em que cada família é atribuída uma pontuação de 1 a 10, de acordo com seu grau de tolerância ou sensibilidade a poluentes orgânicos. Quanto maior a pontuação da família, maior é a sensibilidade ao impacto. Dessa forma, os resultados obtidos podem ser comparados aos locais com diferentes graus de integridade ambiental (JUNQUEIRA; CAMPOS 1998, JUNQUEIRA et al., 2000).

A utilização de índices bióticos como o BMWP é muito comum em programas de biomonitoramento (BAPTISTA et al., 2007), por empregar dados qualitativos e em nível taxonômico de família, o que além de reduzir o tempo de análise é interessante em países cujos estudos da biota de macroinvertebrados ainda são insipientes (MUSTOW, 2002).

A adaptação do índice BMWP não foi somente realizada por Junqueira e Campos (1998) e Junqueira et al., (2000) para a Bacia do Rio das Velhas, MG, mas por outros pesquisadores como Loyola (2000) para estudos nos rios do Estado do Paraná a partir de dados levantados em projeto de monitoramento da qualidade da água de afluentes da margem esquerda do reservatório da Itaipu, pelo Instituto

Ambiental do Paraná (IAP), e por Monteiro et al. (2008) para trabalhos na Bacia do Rio Meia Ponte, GO.

Abílio et al. (2007) realizaram estudos usando o índice BMWP na bacia hidrográfica do Rio Taperoá, situada no Estado da Paraíba; o pesquisador Oliveira Junior (2009) também utilizou o BMWP na bacia hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró - RN como também Queiroz et al. (2000) na bacia do Médio São Francisco.

Baptista et. al., (2007) utilizaram o índice BMPW em estudo realizado nas bacias dos rios Guarapimirim, Macaé e Grande no Estado do Rio de Janeiro e evidenciaram a importância do índice para avaliar a condição ambiental dos ecossistemas aquáticos estudados.

De acordo com Cardoso et al. (2014), o índice BMWP fornece informações rápidas e essenciais dos recursos hídricos, e associando as informações geradas por esta ferramenta, contribui para a mensuração dos impactos das ações antrópicas na dinâmica dos ecossistemas aquáticos.

4 MATERIAIS E PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

4.1 Descrição da área de estudo

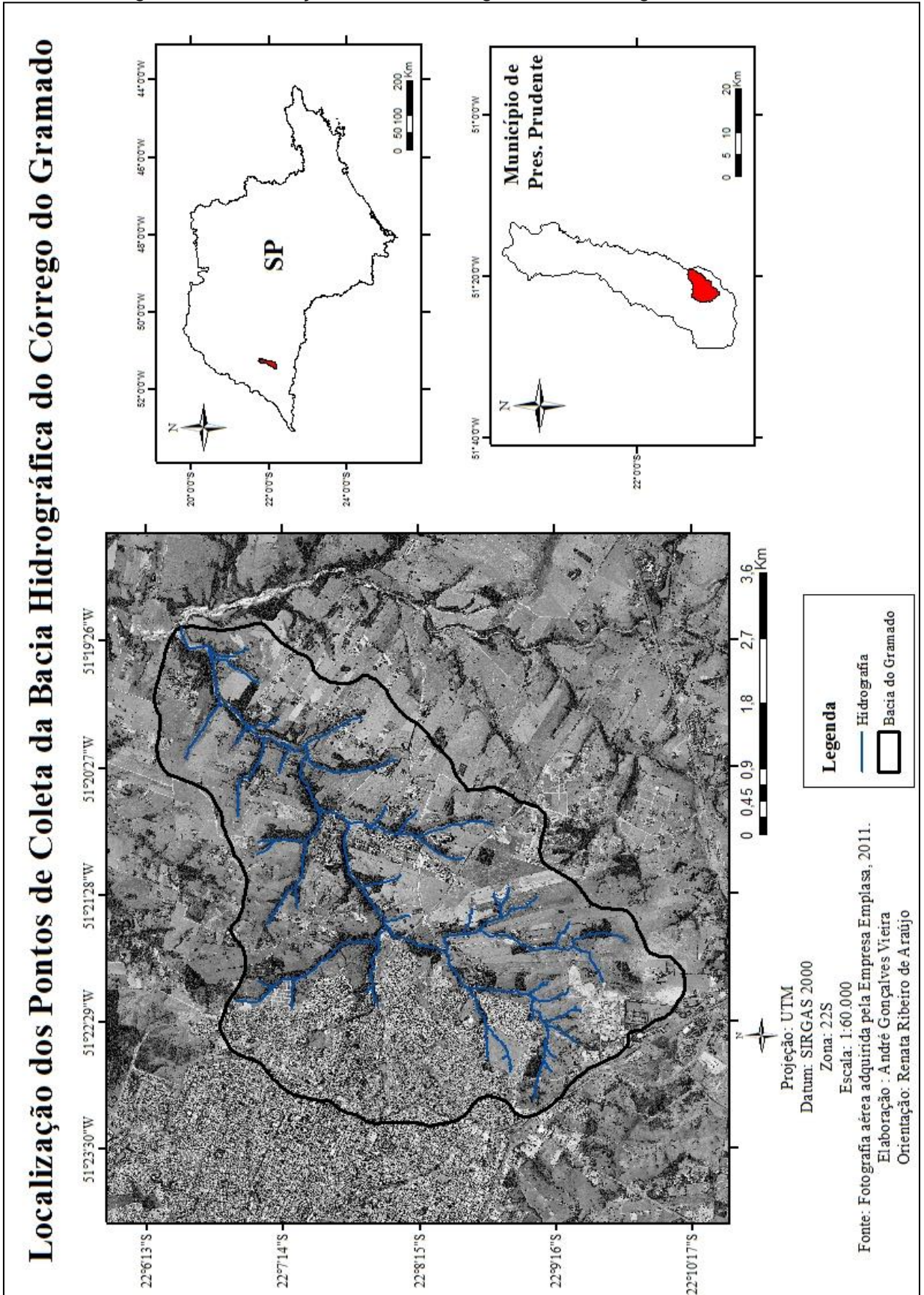
A área de estudo é a bacia hidrográfica do córrego do Gramado, que é um dos afluentes do Ribeirão Mandaguari, tributário do Rio do Peixe, localizado no estado de São Paulo, Brasil. A bacia hidrográfica do Córrego do Gramado está inserida na região leste-nordeste do município de Presidente Prudente.

O município de Presidente Prudente está inserido entre os paralelos de 22°07'32" de Latitude Sul e 51°23'20" ' de Longitude Oeste Gr, com área de 560,637 km², conta com uma população de 223.749 habitantes para 2016 (IBGE, 2017). A região apresenta clima tropical, com inverno seco e verão chuvoso, com temperatura média anual de 23,5°C (IBGE 2017).

Presidente Prudente é município integrante (com sede urbana) da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Pontal do Paranapanema – UGRHI 22, mas parcialmente contido na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI-21) da Bacia Hidrográfica dos Rios Aguapei-Peixe (CBH-AP).

A Figura 1 mostra a localização da bacia hidrográfica do Córrego do Gramado.

Figura 1 – Localização da bacia hidrográfica do Córrego do Gramado



4.2 Caracterização física dos pontos de monitoramento da qualidade da água.

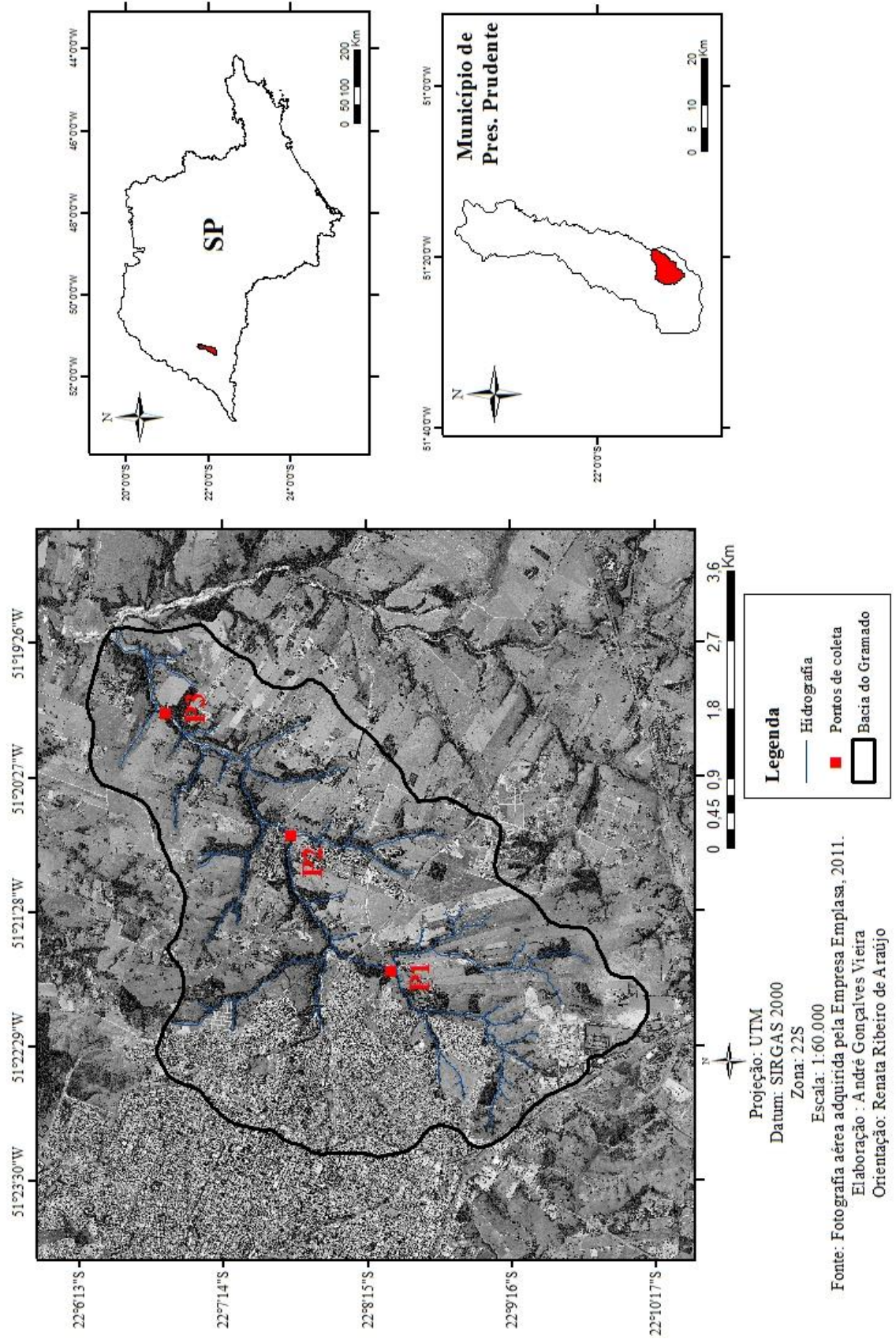
Com a elaboração do mapa de uso e cobertura da terra foram escolhidos três pontos de coletas denominados P1 = Córregos Cachoeira Grande x Água Espalhada (Ponte das 3 Pontes), P2 = Córrego Gramado após Ponte de Concreto e P3 = Córrego do Gramado próximo à foz com Ribeirão Mandaguari, conforme mostrado na Figura 2.

Após definidos os pontos de coletas foram realizadas as caracterizações dos pontos de amostragem. Isto é importante para compreender os resultados gerados, principalmente quando se trabalha com material biológico, que pode, muitas vezes, responder a perturbação local.

As coordenadas geográficas dos 3 pontos de amostragens, bem como as características estão apresentadas na Tabela 3.

Figura 2 – Mapa de localização dos pontos de coletas da bacia hidrográfica do Córrego do Gramado

Localização dos Pontos de Coleta da Bacia Hidrográfica do Córrego do Gramado



4.3 Metodologia

Para elaboração dos mapas temáticos foi realizado um levantamento bibliográfico e documental, possibilitando obter uma base teórica e banco de dados referente a características físicas da bacia hidrográfica do córrego do Gramado, importante para o mapeamento da área de estudo. Posteriormente foi realizado um trabalho de interpretação visual da área de estudo, realizado por meio de estudo de imagens fornecidas pela Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano (EMPLASA) utilizando modelo digital de superfície por meio do Projeto de Atualização Cartográfica do Estado de São Paulo (Projeto Mapeia São Paulo) com uso de projeção Universal Transversa de Mercator (UTM), zona 22 e 23 com resolução aproximadamente 1 metro, ano da imagem 2010 e 2011 em formato digital "Tiff" (georeferenciado). Foram realizadas saídas a campo para atualizações das informações obtidas pelas imagens da EMLASA.

Com as informações da bacia hidrográfica de estudo, fez-se uma interpretação visual por meio dos recursos do software ArcGis 10. Em seguida, realizou-se a delimitação da bacia hidrográfica. A cabeceira da bacia hidrográfica do Córrego do Gramado foi traçada a partir das curvas de nível, até chegar à sua foz com o Ribeirão Mandaguari. A partir da delimitação da área de estudo, criou-se uma categoria de interpretação visual de imagens com forma e tonalidade que serviu como base para elaborar o mapa temático de uso e ocupação da terra da área de estudo.

As categorias de uso e ocupação da terra compreenderam: Nascentes, Hidrografias, Floresta Remanescente, Área de Preservação Permanente (APP), Lagos e olhos d'água, Chácara, Área de Reflorestamento, Cultura Perene, Cultura Temporária, Pastagem, Área Úmida, Área Urbana e Limite da bacia hidrográfica.

Após definição das categorias, realizado por meio de poligonização, definiram-se as áreas dentro da bacia hidrográfica de estudo de acordo com as categorias acima e dessa forma foram criados arquivos no formato shapefile inerentes a cada categoria. Dessa forma, foi possível também contabilizar as áreas das categorias resultantes da elaboração do mapa de uso e ocupação da terra com a utilização dos recursos deste software.

Em seguida, foi confeccionado o mapa modelo digital de elevação do terreno da bacia hidrográfica do Córrego do Gramado que foi feito através do shape

SRTM. O primeiro passo foi criar curvas de nível através do comando contours; após foi utilizado os comandos Arctoolbox > 3D analyst tool > data management > tin > create tin. Através desta ferramenta foi possível transformar as curvas para o modelo digital de elevação do terreno dividindo-o em 6 classes.

O cálculo da área de cobertura da terra foi feito através da tabela de atributos no software ArcGis 10.3, onde foi possível calcular as áreas dos polígonos que representavam cada feição do mapa, bem como a extensão dos rios, sendo possível fazer a porcentagem existente da área de preservação permanente com dossel existente.

Para confirmação e atualização das áreas identificadas no mapa de uso e cobertura da terra foram realizadas saídas a campo. Nesta etapa, foi utilizado um GPS de navegação da marca Garmim, modelo etrex 30 para a georreferenciamento dos pontos de coletas e atualização de área do uso e ocupação da terra na bacia hidrográfica do Córrego do Gramado. Os registros das imagens aéreas dos pontos foram realizadas por Drone DJI Phantom 4 Pro Câmera 4K/Ultra HD.

Também foram obtidos dados de precipitação mensal referente ao período de 1943 e 2017. As informações foram disponibilizadas pelo Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE) e pela Estação Meteorológica da UNESP de Presidente Prudente. Posteriormente gerou-se um gráfico com a média histórica e outro com a precipitação de chuva no período de coletas.

Para obtenção da vazão média do Córrego do Gramado, houve essa medições toda vez que realizou-se as coletas de macroinvertebrados e análise físico-química da água do corpo hídrico. Foram medidos a profundidade média dos 3 pontos de coletas, a sua largura com demarcações das seções à montante e à jusante com uma distancia de 10 metros entre as seções sendo medida padrão para todos os pontos. As medidas ocorreram com auxilio de trena, régua de madeira com o tamanho de 1 metro de altura, para demarcar as seções de amostragem para mensuração da velocidade de fluxo foi utilizado barbantes, cronometro e um flutuador (esfera de plástico). Por meio desses dados, obtiveram-se os dados de vazão, através da equação:

$$V = (A \times D) / T \quad (1)$$

Onde: V = vazão (m^3); A = área da seção transversal do córrego (m^2) (largura do córrego (m) x profundidade média do córrego (m)); D = distância usada para medir a velocidade do córrego (m); T = tempo (s) gasto pelo objeto flutuador para percorrer a distância D (LEOPOLDO & SOUZA, 1979). Para o monitoramento dos macroinvertebrados bentônicos foram realizadas 3 coletas, sendo uma no mês de novembro de 2016, uma no mês de fevereiro de 2017 e uma no mês de junho de 2017. Para os registros fotográficos dos pontos de amostragem, das coletas e de macroinvertebrados em laboratório foi utilizada a câmera fotográfica de um celular iPhone 5.

Os macroinvertebrados foram coletados com um amostrador do tipo Surber ($30 \times 30 \text{ cm}$) com área amostrada de $0,09 \text{ m}^2$ com malha de $250 \mu\text{m}$ (Figura 3-A). Para cada ponto de coleta foram realizadas 3 amostragens por período (Figura 3-B) sendo assim um total de 9 amostras foi realizada pelos 3 pontos de coletas em 3 expedições a campo.

Figura 3 – (A) Surber para coleta de macroinvertebrados bentônicos; (B) Coleta de macroinvertebrados



O substrato delimitado pelo quadrante do amostrador foi revolvido com as mãos e os materiais arrastados para dentro da rede (macroinvertebrados, detritos vegetais e sedimentos). Em seguida, os materiais contidos no amostrador eram despejados em bandeja com água do ambiente, sendo o interior da malha lavado com água do córrego para a retirada de todos os organismos presos à rede.

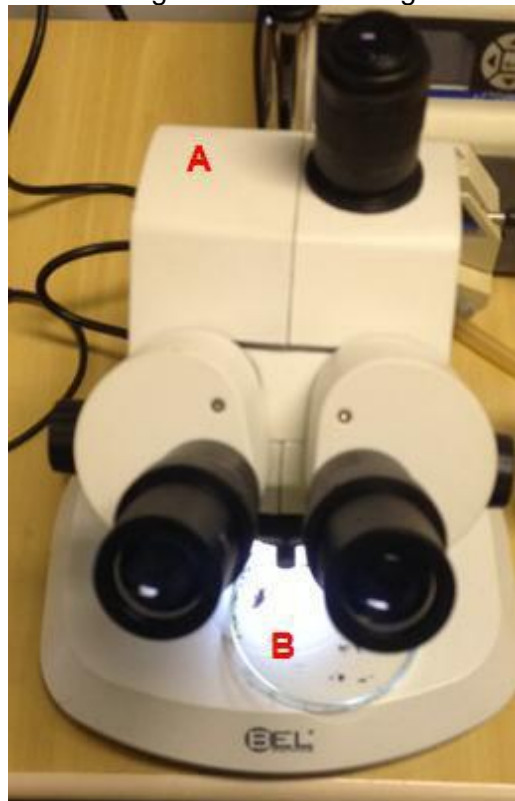
A seguir, a água da bandeja foi despejada em uma peneira granulométrica ($250 \mu\text{m}$) e o material retido foi transferido com auxílio de uma piceta com álcool 70% para dentro de um recipiente plástico devidamente identificado,

onde os materiais biológicos coletados foram armazenados até o momento da triagem.

Em laboratório (laboratório da Tecnologia da Informação) na Faculdade de Ciências e Tecnologia (FCT) Universidade Estadual Paulista (UNESP) – Campus de Presidente Prudente, todo o material foi triado e contado em Placas de Petri (Figura 4-B), e examinado com o uso de Estereomicroscópio marca BEL Photonics STM (Figura 4-A).

A identificação dos organismos foi realizada até o menor nível taxonômico possível com o auxílio de bibliografia especializada (HAMADA et al., 2014; COSTA et al., 2006; BOUCHARD, 2004; PENNAK, 1978; BRINKHURST; MARCHESI, 1989; TRIVINHO-STRIXINO, 2011; MERRIT; CUMMINS, 1996; MUGNAI et al., 2010).

Figura 4 – (A) Estereomicroscópio e; (B) Placas de Petri para identificação dos organismos coletados nos pontos de amostragem da bacia hidrográfica do Córrego do Gramado



Para identificação, foram consultadas referências bibliográficas, chaves de identificação e consultas a especialistas para checagem da confirmação da identificação dos táxons.

Para análise qualitativa e quantitativa da fauna de macroinvertebrados bentônicos foram realizados cálculos de densidade, abundância e riqueza.

Os resultados foram organizados na forma de tabelas a fim de facilitar a interpretação dos dados.

A abundância dos macroinvertebrados foi calculada a partir da contagem total dos indivíduos na amostra e foi expressa por unidade de área do súber (0,09 m²), utilizando a equação 1.

$$n = i/a \quad (2)$$

Onde: n é o número de indivíduos em 0,09 m²; i é o número de indivíduos contados na amostra e a é a área do amostrador (JABLONSKA & PATUREJ (1999) e PAMPLIN et al. (2006).

Para a determinação da abundância relativa, foi estimada a porcentagem da contribuição de cada táxon em relação à abundância total de macroinvertebrados, sendo calculada de acordo com a equação 2.

$$\text{Abundância (\%)} = (n/N) \times 100 \quad (3)$$

Onde: n = número de indivíduos de cada táxon e N = número total de indivíduos de todos os taxa encontrados na amostra (JABLONSKA; PATUREJ, 1999; PAMPLIN et al., 2007).

Foram analisadas as tendências espaciais e temporais dos macroinvertebrados bentônicos nos três pontos de coletas e nos diferentes períodos.

Figura 5 – Medição da área de coleta e análise da água e de macroinvertebrados da bacia hidrográfica do Córrego do Gramado



Para a determinação do modo de alimentação, a separação dos organismos em grupos funcionais tróficos foi feita seguindo-se recomendações de Merrit e Cummins (1996) e Cummins, et. al (2005). Os organismos foram separados em fragmentadores, raspadores, coletores-catadores, coletores-filtradores e predadores.

Para a caracterização da qualidade da água do Córrego do Gramado foi utilizado o índice biótico BMWP (Biological Monitoring Working Party) adaptado por Junqueira & Campos (1998), em um estudo realizado na bacia do Rio das Velhas (MG). O índice tem por objetivo avaliar a qualidade da água de uma maneira relativamente rápida e pouco onerosa, através da pontuação obtida pela simples ocorrência das famílias em um determinado ponto.

O BMWP adaptado mostra valores atribuídos às famílias que variam de acordo com o grau de tolerância à poluição dos organismos e varia de um “1” (organismo muito resistentes) a dez “10” (organismos muito sensíveis). O somatório destes valores resulta em um “score” que classifica a água em classes que variam de I (excelentes) a V (muito ruins).

As variáveis físicas e químicas da água foram medidas *in loco*, com uso de aparelhos digitais portáteis pHmetro (Figura 6-A1), termômetro digital (Figura 6-A2), turbidímetro (Figura 6-A3) e condutivímetro (Figura 6-B).

Figura 6 – Aparelhos digitais (A) pHmetro (1); termômetro digital (2) e turbidímetro (3); (B) Condutivímetro



A relação e a unidade dos parâmetros adotados para análise da água são apresentadas nas Tabelas 1 e 2.

Tabela 1 – Parâmetros analisados in loco da qualidade da água do Córrego do Gramado

Parâmetro	Unidade	Modelo do Aparelho
pH	U pH	pHmetro digital modelo Orion Star A121
Turbidez	NTU	turbidímetro modelo AP-2000
Condutividade elétrica	μ/cm	condutivímetro portátil, Tecnopon, modelo mCA
Temp. ambiente	$^{\circ}C$	150 P
Temp. da água	$^{\circ}C$	modelo Incoterm 30.1040 (graduado em $^{\circ}C$)

Tabela 2 – Parâmetros e unidades para análise da água do Córrego do Gramado

Parâmetro	Unidade
Demanda Bioquímica de Oxigênio	mg/L
Demanda Química de Oxigênio Total	mg/L
Fósforo Total	mg/L
Nitrato	mg/L
Nitrito	mg/L
Nitrogênio Amoniacal	mg/L
Oxigênio Dissolvido	mg/L
Sólidos Sedimentáveis	mL/L

As análises foram realizadas de acordo com o Standard Methods (APHA, 2005), que consistem em métodos padrão para o exame de água e águas residuais.

A figura 7-A mostra os reagentes utilizados para determinação do oxigênio dissolvido na água, e a Figura 7-B a caixa térmica empregada para preservação das amostras d'água.

Figura 7 – Reagentes (A): solução alcalina de iodeto de azida de sódio (1) e sulfato manganoso (2) para determinação do O₂ dissolvido na água; (B) Caixa térmica com gelo para preservação das amostras d'água coletadas no Córrego do Gramado.



Foram calculadas a média e o desvio padrão dos parâmetros medidos e comparados aos padrões brasileiros de qualidade para as águas doces Classe 2 (Resolução CONAMA n°357/2005), pois de acordo com o Decreto Estadual 10.755/77 cursos d'água da Bacia Hidrográfica do Rio Peixe possuem enquadramento desde a classe 1 até a classe 4; o Córrego do Gramado está classificada como classe 2 (CETESB, 2017).

Foram analisadas as variações espaciais e temporais das variáveis físicas e químicas da água nos canais fluviais da bacia hidrográfica do Córrego do Gramado.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização dos pontos de amostragem

Tabela 3 – Características dos pontos de amostragem 1, 2 e 3 da bacia hidrográfica do Córrego do Gramado.

Pontos	Coordenadas UTM	Características
P1	22 S 462330.56 E 7551623.68 S	Área marginal esquerda do curso d'água é composta por árvores de grande porte e arbustos, e a marginal direita é caracterizada por árvores esparsas e gramíneas e depósito de resíduos sólidos.
P2	22 S 464242.06 E 7553153.03 S	Área marginal esquerda do curso d'água é composta por uma faixa de vegetação formada por árvores e arbustos, área com chácaras, e na marginal direita do curso d'água é composta por árvores de grande porte e arbustos.
P3	22 S 465696.15 E 7554574.35 S	Área marginal esquerda e direita do curso d'água são compostas por árvores de grande porte e arbustos.

5.1.1 Descrição física do Ponto 1

O Ponto 1, mostrado na Figura 8, foi escolhido em virtude de que a montante encontram-se dois corpos d'água: o Córrego Cachoeira Grande que corta áreas urbanizadas e parte do distrito industrial Antônio Crepaldi e o Córrego Água Espalhada que tem parte de suas nascentes inseridas próximo ao atual aterro controlado (que está em processo de encerramento) e ao distrito industrial Antônio Crepaldi.

No entorno do ponto 1, a presença de matas ciliares é uma característica e no canal fluvial são encontrados seixos e folhiços. A montante, na confluência dos dois córregos observou-se presença de galhos e materiais tecnogênicos submersos. A jusante deste ponto encontra-se uma empresa de reciclagem de resíduos sólidos.

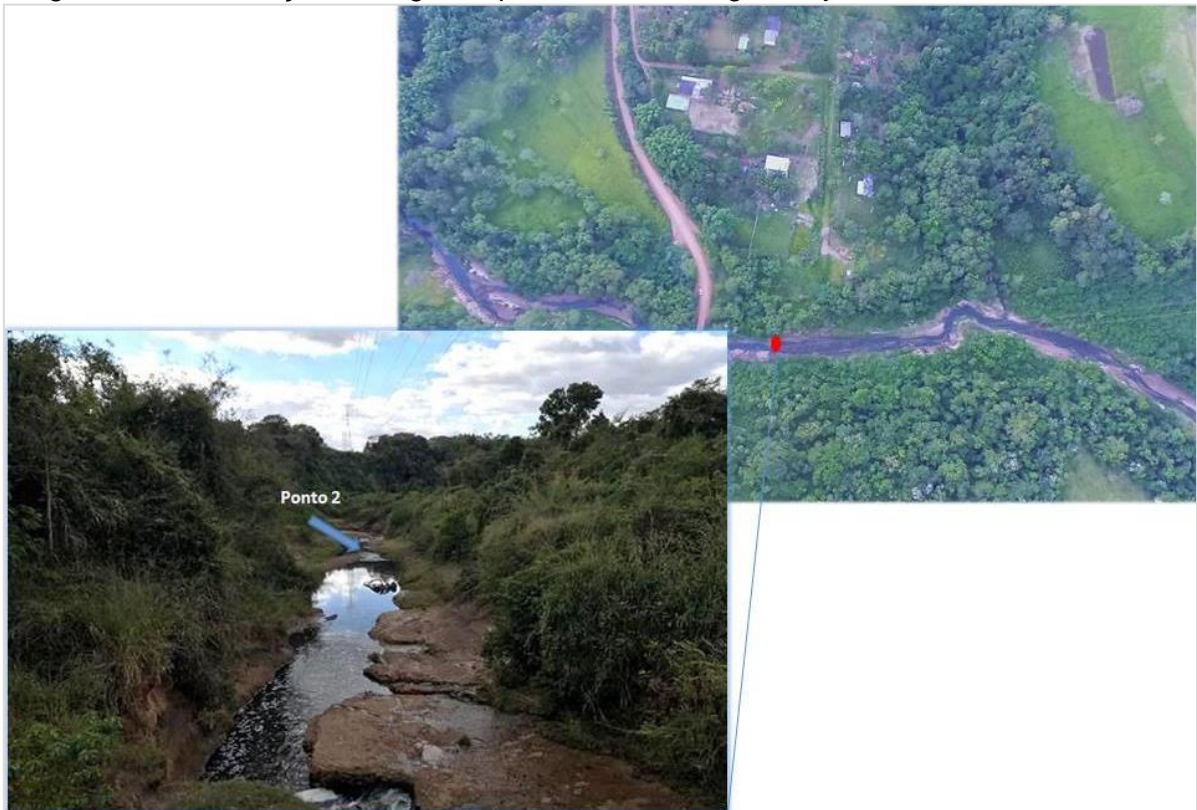
Figura 8 – Identificação do primeiro ponto de amostragem, a jusante da confluência dos córregos Cachoeira Grande e Água Espalhada



5.1.2 Descrição física do Ponto 2

O Ponto 2, mostrado na Figura 9, caracteriza-se por estar a jusante da área urbanizada, próximo de algumas chácaras, clube de lazer e atividade agropecuária. Como no Ponto 1, este ponto apresenta no seu entorno matas ciliares e presença de seixos e folhiços é verificada no canal fluvial.

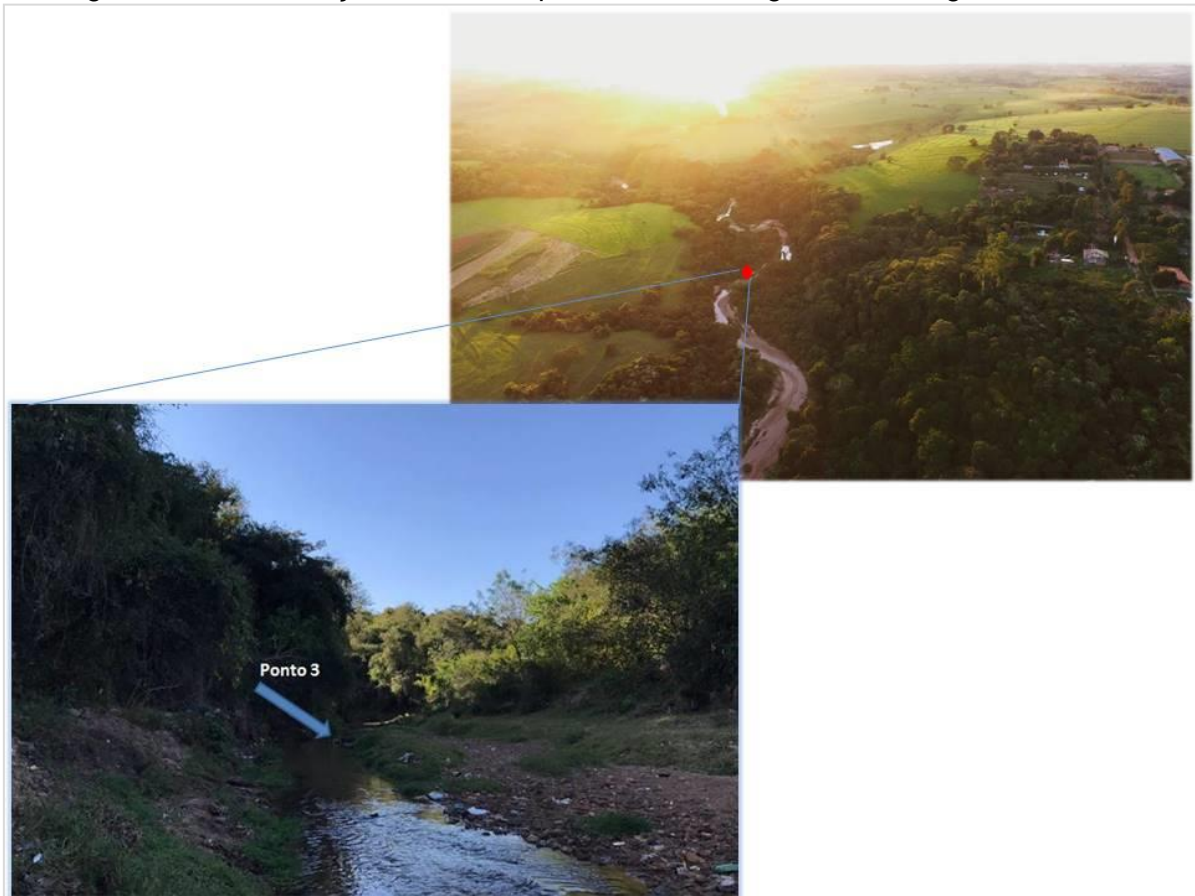
Figura 9 – Identificação do segundo ponto de amostragem, a jusante da área urbanizada.



5.1.3 Descrição do Ponto 3

Neste ponto, o córrego do Gramado apresenta mata ciliar, folhiços submersos e menor quantidade de seixos no canal fluvial, quando comparado com os Pontos 1 e 2 (Figura 10).

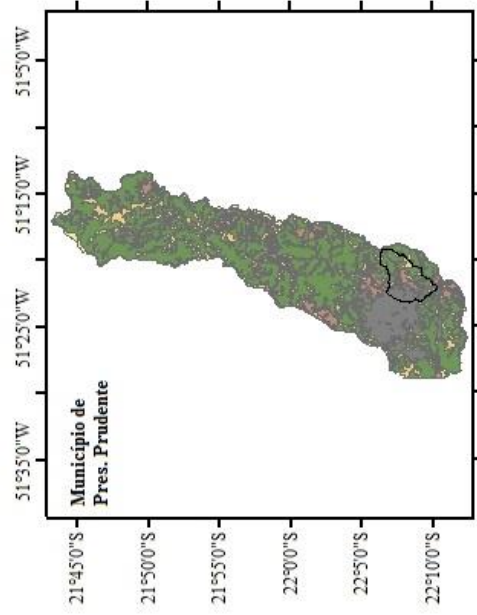
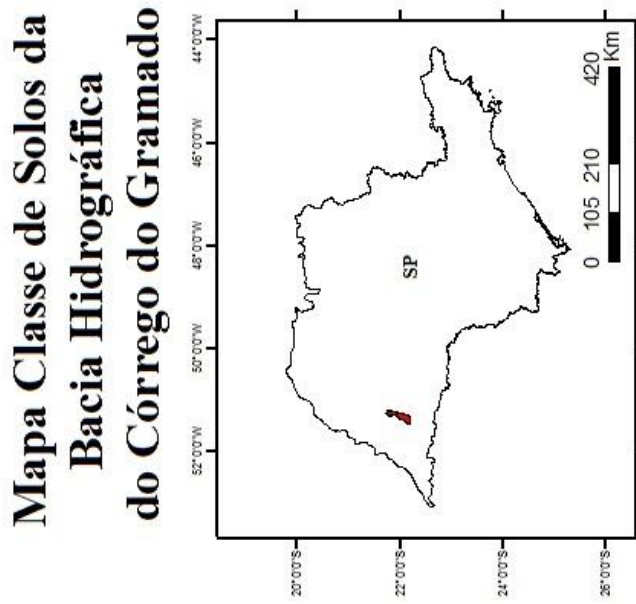
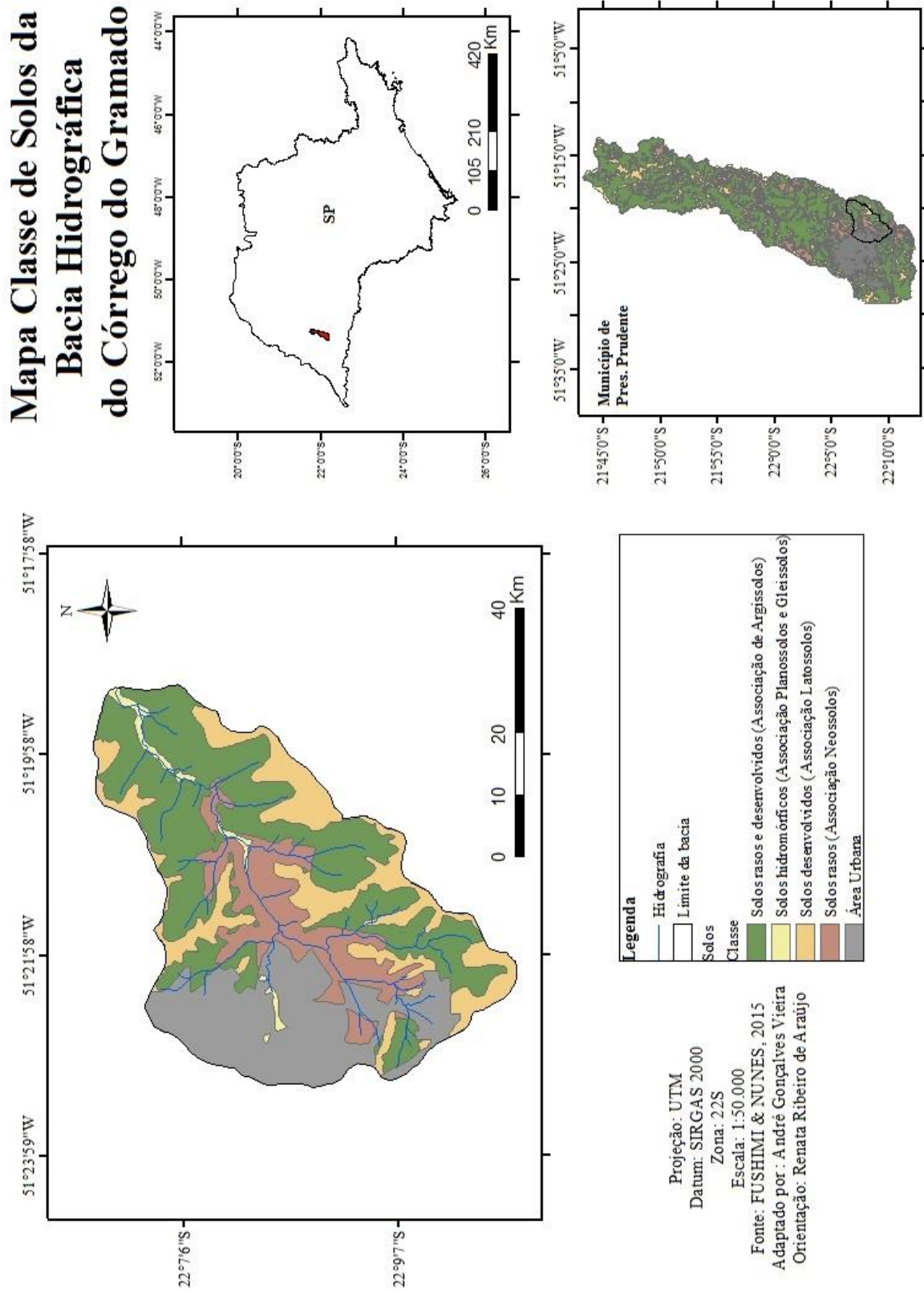
Figura 10 – Identificação do terceiro ponto de amostragem do Córrego do Gramado



5.2 Característica do solo da bacia hidrográfica do Córrego do Gramado

A bacia hidrográfica do Córrego do Gramado está localizada na zona leste de Presidente Prudente. De acordo com Nunes (2002), os tipos de solos encontrados na região de estudo são Argissolos Vermelho-Amarelos e os Neossolos Rigolíticos de pouca profundidade (Figura 11). A bacia hidrográfica esta situada em área que era do domínio do bioma Mata Atlântica, formado por floresta estacional semidecidual. Os Córregos Cachoeira Grande, Água Espalhada e do Saltinho são os principais afluentes do Córrego do Gramado e encontram-se na vertente leste do espigão divisor de águas das bacias hidrográficas do Peixe e Santo Anastácio.

Figura 11 – Mapa de classe de solos bacia hidrográfica do Córrego do Gramado.



5.3 Característica topográfica da bacia hidrográfica do córrego do Gramado

A partir da topografia apresentada na Figura 12, observa-se que os diferentes níveis de cores representam níveis de altitude do relevo da Bacia Hidrográfica do Córrego do Gramado, representando um modelo digital de elevação.

As áreas mais elevadas da bacia hidrográfica do Córrego do Gramado com 490 metros de altitude são representadas pelas cores mais quentes, que se localizam a oeste e sul da imagem, definindo-as como divisor de águas.

À medida que seguem, as cores laranja, amarelo e verde representam os desníveis topográficos das áreas das cabeceiras de drenagem e nascentes até as regiões mais baixas e centrais da bacia de drenagem. As cores em dois tons de azul constituem os níveis altimétricos das calhas de drenagem de água da chuva, sedimentos e substâncias para o principal canal fluvial da bacia.

O mapa gerado de modelo digital de elevação do terreno da bacia hidrográfica do Córrego do Gramado esteve próximos aos resultados do estudo de NUNES (2002, p. 99) que os topos de colinas estão a 480 m até os níveis de terraço de 380m. Ainda segundo o autor a bacia do Córrego do Gramado o domínio do relevo é de colinas côncavo-convexas de topos suavemente ondulados, geralmente com colúvios de pouca espessura, resultantes de processos morfoclimáticos oriundos de clima seco a úmido.

Mapa do Modelo Digital de Elevação do Terreno da Bacia Hidrográfica do Córrego do Gramado

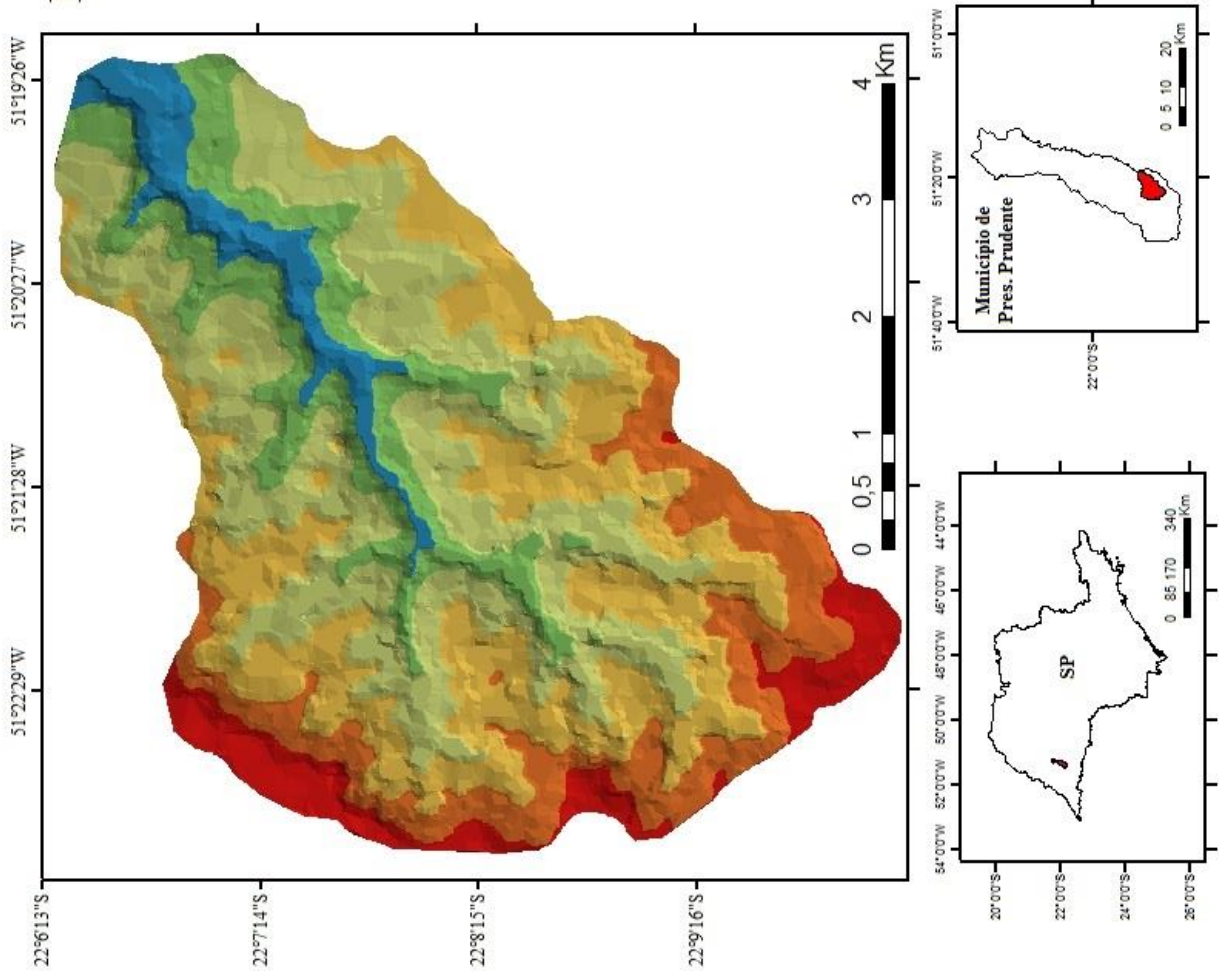


Figura 12 – Mapa de Modelo Digital de Elevação do Terreno da bacia hidrográfica do Córrego do Gramado.

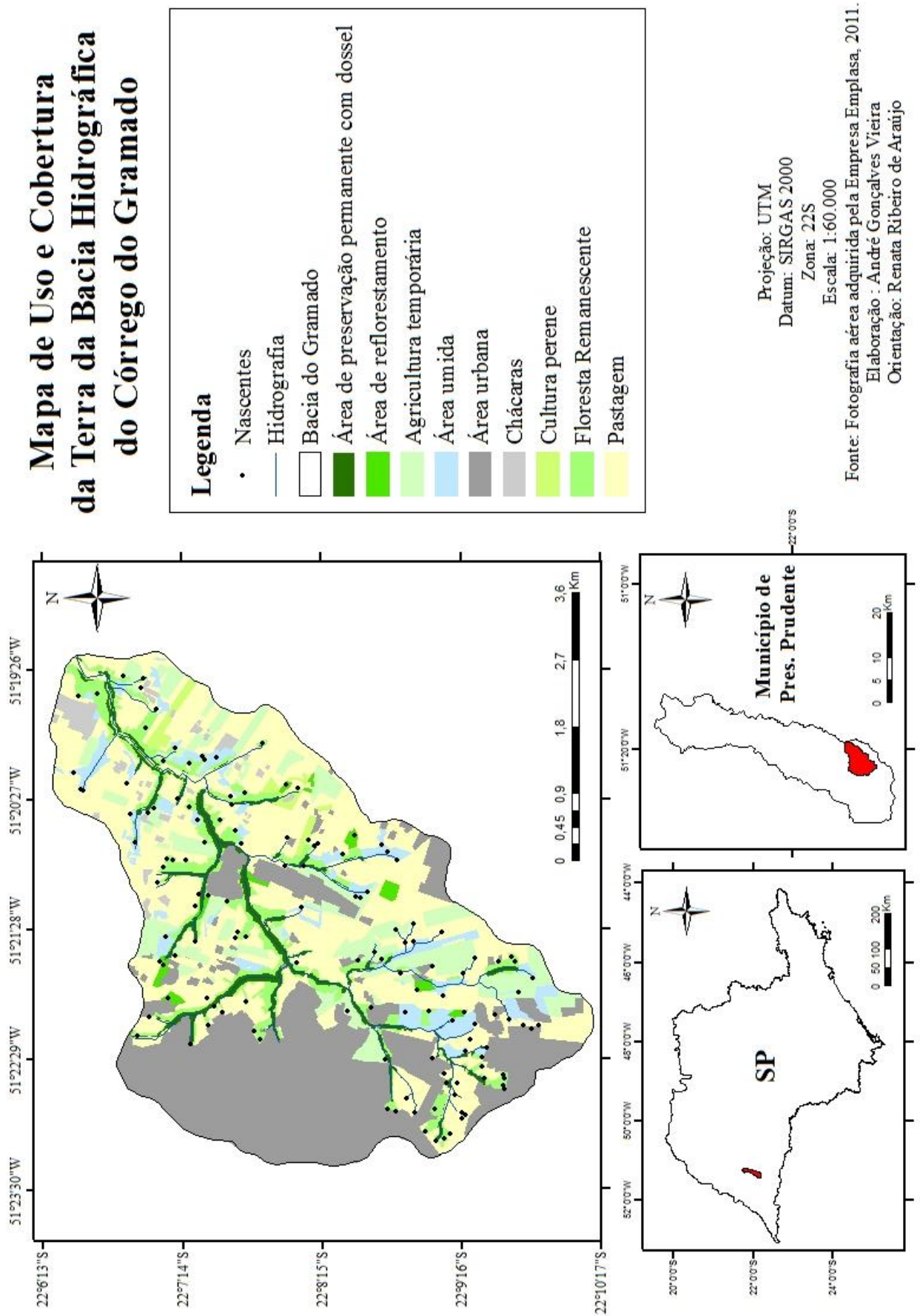
5.4 Uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do córrego do Gramado

A bacia hidrográfica do Córrego do Gramado tem uma área total de 24,21 km² e corpos hídricos com extensão total de 40,17 km. Suas nascentes estão distribuídas por diversos pontos da área, com um total de 134 (Figura 13). Apresenta hierarquia fluvial de 4ª ordem, segundo a classificação de Stharler (1957).

Tabela 4 – Cálculo da área e categorias da Bacia Hidrográfica do Córrego do Gramado

Uso da Bacia	Área total (ha)	%
Agricultura temporária	25.873	8,16
Área de preservação permanente com dossel	11.313	3,57
Área úmida	16.994	5,36
Área urbana	82.154	25,91
Áreas de reflorestamento	2.326	0,73
Chácaras	6.834	2,16
Cultura perene	25.873	8,16
Floresta Remanescente	18.310	5,78
Lagos e olhos d'agua	525	0,17
Pastagem	126.825	40,00
TOTAL	317.027	100,00

Figura 13 – Mapa de Uso e Cobertura da Terra da Bacia Hidrográfica do Córrego do Gramado



Ao analisar os dados apresentados na Figura 13, juntamente com os dados da Tabela 4, observa-se predomínio na bacia hidrográfica por pastagem, pois 40% da área são compostas por esta categoria, a qual se destina, principalmente, a pecuária de corte e a atividade leiteira. Já a área urbana ocupa 25,9% do território, sendo que, a maior parte dessa área está inserida na cabeceira da bacia de drenagem.

A agricultura temporária e os cultivos perenes ocupam uma área igualitária, de 8,16%. Pôde-se constatar que algumas pequenas propriedades possuíam caracterização nas duas categorias de agricultura temporária (hortaliças), e cultivo perene (reflorestamento: eucalipto e seringueira).

Assim, essas categorias antrópicas representam 82,23% da área. Conforme Nascimento et al. (2005), que obteve em classes semelhantes cobertura de 80,21% da área, as atividades agropecuárias constituem uma das principais fontes transformadoras da paisagem natural. Essa expressiva participação dessas categorias na composição da paisagem evidencia os intensos processos de antropização a que a área tem sido submetida.

Ainda, observa-se 5,78% da área em florestas remanescentes, 5,36% para áreas úmidas e 3,57% para área de preservação permanente com dossel. Segundo Fushimi e Nunes (2015), a intervenção antrópica, como a impermeabilização do solo em ambientes urbanos, a retirada de matas ciliares e de encostas em áreas rurais, conforme observada na área de estudo, intensifica a degradação e a expansão urbana, juntamente com cultivos agrícolas.

Nesse sentido, os autores afirmaram que o crescimento demográfico, assim como a ocupação por diversos interesses, afeta a conservação da vegetação natural, tornando o ambiente vulnerável (FUSHIMI; NUNES, 2015).

As propriedades fora do perímetro urbano, designadas a moradia e lazer, sem fins agrícolas, caracterizadas na categoria chácaras, representaram 2,16% da área. Já as áreas de reflorestamento constituíram 0,73% e os lagos e olhos d'água apenas 0,17% das áreas da bacia hidrográfica do Córrego do Gramado.

A partir desse contexto, Botelho e Silva (2004) retrataram que às áreas pertencentes à retenção natural de água, devem ser destinadas à conservação e preservação, composta por cobertura vegetal, para assim, favorecer a infiltração da água.

As Tabelas 5, 6 e 7 apresentam os usos da terra (área e percentagem do total) nas áreas de drenagem para cada ponto amostrado. A análise das tabelas permitiu identificar o comportamento da ocupação do território em cada ponto, e assim, analisar as diferentes realidades que refletem os dados amostrados.

Tabela 5 – Cálculo da área e categorias da Bacia Hidrográfica do Córrego do Gramado para área a montante do ponto 1

Uso da Bacia	Área		
	m ²	ha	%
Agricultura temporária	1.213.146,53	121,31	14,76
Área de preservação permanente com dossel	216.483,75	21,65	2,63
Área úmida	686.245,35	68,62	8,35
Área urbana	2.598.621,99	259,86	31,61
Áreas de reflorestamento	41.953,72	4,20	0,51
Chácaras	0,00	0,00	0,00
Cultura perene	14.848,40	1,48	0,18
Floresta Remanescente	397.470,91	39,75	4,84
Pastagem	3.050.893,00	305,09	37,12
TOTAL	8.219.663,65	821,97	100,00

No cenário demonstrado pela tabela 5, constata-se que a área tem predomínio de pastagens e concentração urbana, seguida pela prática de agricultura temporária, com poucas áreas de remanescentes e de reflorestamento, conforme constatado em campo, com uma pequena faixa de mata ciliar.

Tabela 6 – Cálculo da área e categorias da Bacia Hidrográfica do Córrego do Gramado para área a montante do ponto 2

Uso da Bacia	Área		
	m ²	ha	%
Agricultura temporária	1525381,28	152,54	7,85
Área de preservação permanente com dossel	695527,80	69,55	3,58
Área úmida	953145,00	95,31	4,91
Área urbana	8021734,40	802,17	41,31
Áreas de reflorestamento	155625,32	15,56	0,80
Chácaras	0,00	0,00	0,00
Cultura perene	156087,32	15,61	0,80
Floresta Remanescente	960851,49	96,09	4,95
Pastagem	6950898,21	695,09	35,79
TOTAL	19419250,80	1941,93	100,00

Já para o ponto 2 (tabela 6), a área urbana abrange a maior ocupação do território, com a presença de clubes de lazer e chácaras. Após segue a área da

pastagem e, a área com agricultura temporária possui metade da encontrada no ponto 1. Também se verifica baixa ocupação de áreas com reflorestamento e remanescentes.

Tabela 7 – Cálculo da área e categorias da Bacia Hidrográfica do Córrego do Gramado para área a montante do ponto 3

Uso da Bacia	Área		
	m ²	ha	%
Agricultura temporária	2356176,99	235,62	8,85
Área de preservação permanente com dossel	1061346,51	106,13	3,98
Área úmida	1376830,07	137,68	5,17
Área urbana	8241046,92	824,10	30,94
Áreas de reflorestamento	232552,59	23,26	0,87
Chácaras	408776,86	40,88	1,53
Cultura perene	308707,39	30,87	1,16
Floresta Remanescente	1553322,02	155,33	5,83
Pastagem	11095046,27	1109,50	41,66
TOTAL	26633805,61	2663,38	100,00

A área de drenagem relativa ao ponto 3 possui maior área de pastagem e menor área urbana quando se compara os três pontos. Nela também foi capaz de perceber que a floresta de remanescente e a área de APP representaram um ligeiro aumento, retratada pela mata ciliar presente no local. Ao avaliar a influência da vegetação natural remanescente e de cultivos agrícolas na qualidade da água de quatro nascentes, Donadio et al.(2005) apontaram que os períodos de amostragem, bem como as características do solo e, conseqüentemente, seus diversos usos, intervêm na qualidade da água das sub-bacias.

O uso e cobertura da terra nos P1 e P2 demonstram maiores percentuais de área urbana, chácaras e agricultura temporária quando comparados com o P3. Vanzela et al. (2010) destacaram que em um cenário onde o território pertencente a bacia hidrográfica, possui predomínio de áreas urbanizadas e de cultivos agropecuários, as conseqüências são inevitáveis, pois agravam-se os processos de carreamento de solo, matéria orgânica e insumos utilizados nos cultivos para o leito dos cursos d'água, principalmente, em períodos de maior intensidade pluvial.

Isso faz com que haja maior concentração de sólidos e nutrientes nas águas dos mananciais, comprometendo a qualidade e disponibilidade da mesma,

pois, um dos fatores que influenciam o aporte de sedimentos em bacias hidrográficas são os usos e ocupação dos solos. Ainda, é possível identificar a influência negativa na fauna e flora local.

Além disso, Vanzela et al. (2010) verificaram, a partir de seu estudo, que as áreas urbanas, incluindo moradias rurais e áreas de lazer, bem como áreas de culturas perenes, apresentaram a tendência em reduzir a vazão específica. Pois, essas ocupações são caracterizadas por diminuir a permeabilidade do solo, ocasionada tanto pela impermeabilização, como pela compactação, principalmente, em áreas urbanizadas, as quais alteram as propriedades físicas, assim como a compactação nas áreas agricultadas.

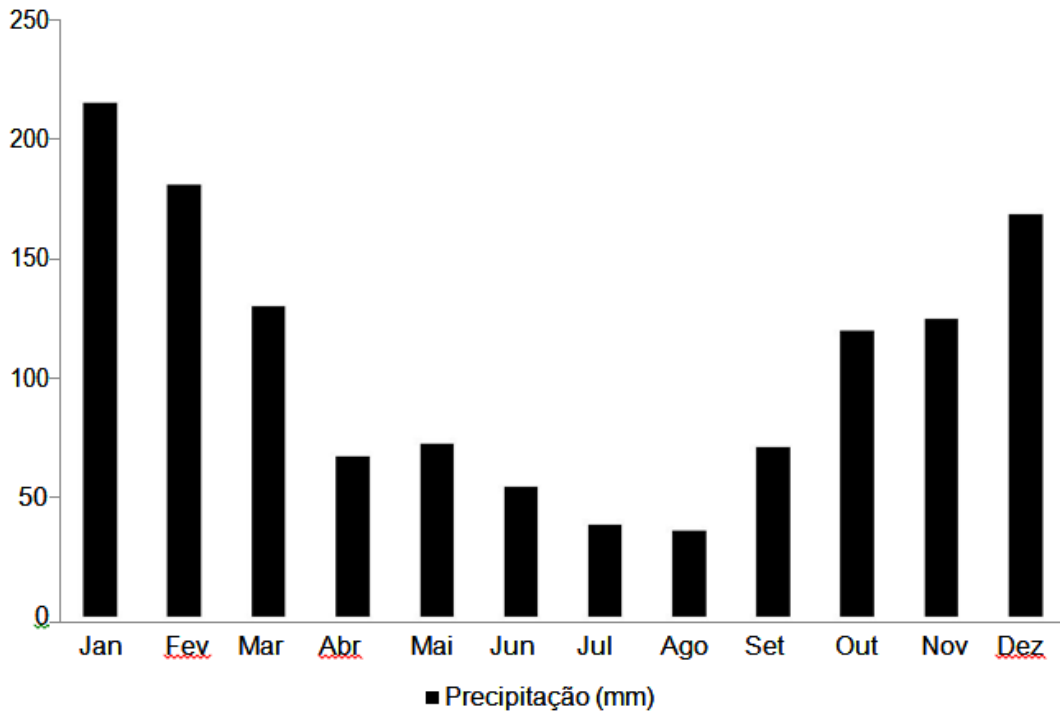
Nesse contexto, Machado et al. (2003) ressaltaram que é necessário abordar a paisagem das bacias hidrográficas, de maneira global, pois somente assim é possível identificar as “áreas ambientalmente sensíveis”, em que são necessárias práticas para controle dos processos erosivos e mudanças no uso da terra e não apenas proteção aos cursos d’água por meio da mata ciliar.

5.5 Precipitação

De acordo com os dados históricos de precipitação (Gráfico 1), os meses entre outubro a março são caracterizados pela maior quantidade pluviométrica. Já os meses em que há os menores índices de chuva compreendem de junho a agosto.

Esse comportamento é característico da região de Presidente Prudente, pois segundo Monteiro (1973), essa região paulista tem como característica climática invernos secos, com pouca precipitação e verões chuvosos, devido ao predomínio dos sistemas tropicais.

Gráfico 1 – Média histórica de precipitação de chuva entre os anos de 1943 a 2016 em Presidente Prudente (SP).

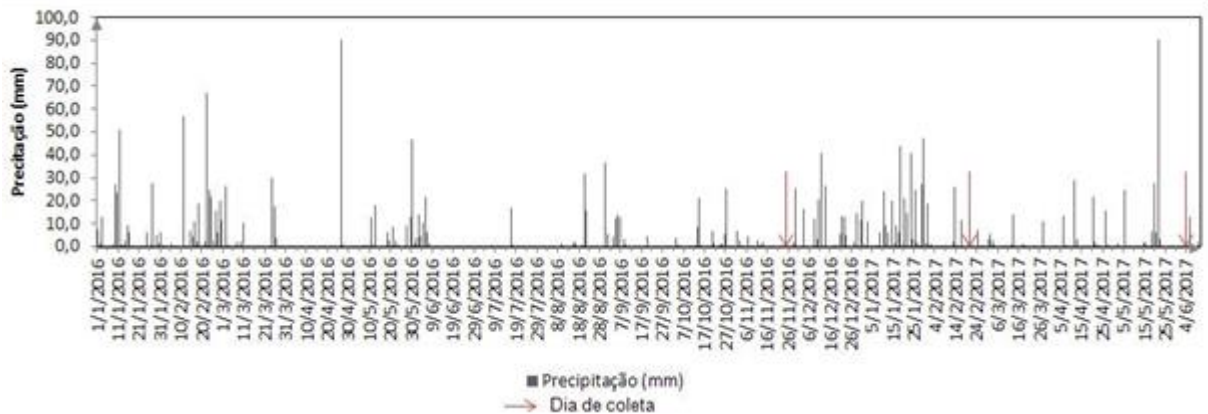


Fonte: Estação Meteorológica da UNESP de Presidente Prudente

Ao avaliar a precipitação mensal, no período de 01 de janeiro 2015 a 09 de junho de 2017, conforme Gráfico 2, é possível identificar uma maior concentração nos meses de janeiro, fevereiro e dezembro de 2016, com algumas semanas de pico entre abril a maio. O ano de 2017 apresentou características semelhantes, corroborando com a tendência da média histórica apresentada anteriormente, e pelo padrão regional de verões chuvosos e invernos secos.

As áreas amostradas por cada ponto de coleta foram caracterizadas, conforme já apresentado, pela pouca cobertura vegetal, principalmente, no que se refere aos remanescentes nativos. Nesse sentido, é importante destacar a ocorrência de chuvas na segunda e terceira coleta, o que pode indicar um maior carreamento de resíduos.

Gráfico 2 – Precipitação de chuvas no período das coletas (01 de janeiro de 2016 a 04 de 10 de junho de 2017) em Presidente Prudente (SP).



Nesse contexto, Matos (2010) comentou que a redução nas precipitações de inverno favorece a queda da folhagem da vegetação arbórea, isso gera aumento na quantidade de material orgânico em decomposição dentro do canal de água, o que influencia nos componentes analisados.

Os resultados de vazão nos períodos de nov.16, mar.17 e jun.17 demonstram aumento na vazão de cada ponto de amostragem podendo explicar a os resultados físico-químicos em período sem chuva nov.16 que os valores dos parâmetros estiveram acima da Resolução CONAMA 357/2005 comparadas nos períodos mar.17 e nov.17 que antecederam chuvas. Houve redução na densidade de macroinvertebrados nos períodos de mar.17 e nov.17 quando comparado ao mês de nov.16 essa diferença pode ser correlacionada com a maior vazão e transporte de sedimentos. Além de mudanças no fluxo da água, a composição e o tipo de substrato ao longo dos cursos de água são características físicas dos habitats que influenciam a distribuição de organismos (Gordon et al., 2004). As alterações hidrológicas nas redes de drenagem atuam como um estressor significativo e pode limitar o estabelecimento dos organismos no ambiente (Reznickova et al., 2013).

Tabela 8 – Média de vazão (m^3/s) do Córrego do Gramado

Vazão (m^3/s) do Córrego do Gramado								
Coleta 1 Sem chuva			Coleta 2 Com chuva			Coleta 3 Com chuva		
P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3
0,186	0,202	0,212	0,201	0,219	0,230	0,215	0,232	0,252

5.6 Análise Física e química da água.

Os resultados obtidos das análises físicas e químicas da água dos pontos amostrados são apresentados na Tabela 9.

A seguir serão descritos separadamente, os resultados das análises de cada variável amostrada nos três pontos de coleta do Córrego do Gramado.

Tabela 9 – Resultados da análise física e química da água dos três pontos de coletas no Córrego do Gramado em três épocas diferentes.

Parâmetro	Unidade	Coleta Nov./16			Coleta Fev./17			Coleta Jun./17		
		Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3
	Chuva	Não	Não	Não	Sim	Sim	Sim	Sim	Sim	Sim
Demanda Bioquímica de Oxigênio	mg.L-1	6	7	7	< 5	6	5	6	6	7
Demanda Química de Oxigênio	mg.L-1	22	48	32	< 20	34	< 20	<20	21	23
Fósforo Total	mg.L-1	0,06	0,8	0,418	0,15	0,73	0,233	0,564	0,79	0,804
Nitrato	mg.L-1	1,34	< 1	1,25	1,7	1,45	1,55	1,15	1,27	1,22
Nitrito	mg.L-1	< 0,05	0,17	1,52	0,18	0,62	0,88	0,07	0,29	0,25
Nitrogênio Amoniacal	mg.(L.N)- 1	1,4	7,8	4,3	< 0,2	0,92	0,27	<0,2	2,58	0,97
Oxigênio Dissolvido	mg.L-1	12	8,3	12	8,6	9	7,8	6,8	6,8	6,6
Sólidos Sedimentáveis	mL.L-1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	<0,1	<0,1	< 0,1
Turbidez	NTU	4,4	4,1	4,6	4,5	4,2	5,6	9,1	24	44
pH	U pH	8,8	7,9	8,5	8,5	8,1	8,1	7,1	7,4	7,5
Condutividade Elétrica	μ/cm	384,2	430,1	363,6	376,4	428,8	354,2	389,3	435,4	369,3
Temperatura Ambiente	°C	26	20	27	29	29	30	25	25	25
Temperatura da água	°C	25	19	25	29	29	29	24	24	24

5.6.1 Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO

Em relação aos resultados de DBO (Tabela 9), os valores foram elevados entre coletas e pontos, sendo que, o menor valor foi obtido em P1 e P3 na coleta de fev./17 (5 mg.L^{-1}), enquadrado no critério para corpo d'água de classe 2.

Os maiores valores foram registrados em P2 e P3 na coleta de nov./16 e em P3 na coleta de jun./17 (7 mg.L^{-1}), valor acima dos parâmetros indicados para o corpo d'água de classe 2 (5 mg.L^{-1}).

Assim nos pontos em que o DBO encontra-se acima dos limites permitidos para a Classe 2, isto sugere uma alteração do ambiente no local amostrado. Ao analisar a coleta de fev./17 ocorreu maior concentração de OD e menor de DBO.

Dourado et al. (2012) encontraram em sua pesquisa uma relação inversamente proporcional entre OD e DBO. Os autores afirmaram que, à medida que o oxigênio eleva sua concentração, a DBO diminui. Do mesmo modo, Latuf (2004) ressaltou que a DBO é proporcionalmente inversa ao OD.

No estudo de Vasco et al. (2011) na sub-bacia do rio Poxim, os resultados observados no período chuvoso apresentaram concentrações de DBO máxima inferiores aos resultados obtidos para o período seco e esse comportamento ocorreu devido à diluição promovida pelo período chuvoso.

De modo geral, os valores de DBO apresentaram pequena variação entre o período chuvoso e seco. Nessas circunstâncias, a diluição proporcionada pelo aumento da vazão, no período chuvoso, não é suficiente para diminuir a concentração de DBO. Pois, nesse período, há um maior lançamento de partículas de solo e material orgânico nos rios o que aumenta a carga orgânica e, conseqüentemente, o valor da DBO.

5.6.2 Demanda Química de Oxigênio Total – DQO

Quanto ao parâmetro DQO (Tabela 9), os dados obtidos apontam variações entre coletas e os pontos amostrados. Ao comparar as três coletas observa-se que na primeira ocorreram maiores valores, quando comparada aos dois outros pontos ($P1-22 \text{ mg.L}^{-1}$, $P2-48 \text{ mg.L}^{-1}$ e $P3-32 \text{ mg.L}^{-1}$).

Na coleta de fev./17, mesmos valores ($<20 \text{ mg.L}^{-1}$) foram encontrados em P1 e P3. Em P2 ocorreu maior valor (34 mg.L^{-1}). Em jun./17 menores valores foram registrados nos três pontos (<20 , <21 e $<23 \text{ mg.L}^{-1}$).

No ponto 1, foram obtidos os menores valores de DQO e no ponto 2 os mais elevados. Os maiores valores de DQO podem estar associadas às cargas de dejetos recebidos pelo escoamento superficial das áreas urbanas, provenientes de águas pluviais. No entanto, a resolução CONAMA 357/05 não estabelece referência legal alguma aos valores máximos e mínimos de DQO.

Os resultados de DQO indicaram variações entre período chuvoso e seco. Vasco et al. (2011) comentaram que os agentes que podem ocasionar essa variação estão relacionados ao comportamento hidrológico, características do lançamento de efluentes domésticos, agrícolas e industriais no rio.

Sendo assim, para confirmar essas condições seriam necessárias repetições das medidas dos parâmetros, obtendo uma série histórica de dados, pois o trabalho foi restrito ao curto período em um ano hidrológico considerado favorável.

5.6.3 Fósforo Total

Os valores de fósforo (Tabela 9) mostraram variação entre as coletas e os pontos amostrados. Os dados de P1 e P2 da coleta de nov./16 e de P1 da coleta de fev./17 estiveram dentro e/ou próximo do que recomenda a resolução CONAMA 357/05 para rios de classe 2.

Os demais pontos e as respectivas coletas ficaram fora dos parâmetros dos rios classe 2. Observa-se que na coleta de jun./17 em P1, P2 e P3, maior número de valores acima do indicado foi obtido e em P3, maiores teores de fósforo foram encontrados ($0,418 - 0,233 - 0,804 \text{ mg.L}^{-1}$).

A relação dos maiores teores de fósforo para P3 está ligada ao uso e ocupação da bacia hidrográfica, pois a montante e no entorno a característica da área é agrícola. O risco de contaminação é, particularmente, importante em explorações agropecuárias nas bacias hidrográficas, pois as concentrações de fósforo e nitrogênio geralmente excedem níveis detectados em áreas não agrícolas, sendo a eutrofização um dos maiores problemas na qualidade da água.

O fósforo total foi observado em maiores concentrações durante o período com maior precipitação, em alguns pontos a valores acima do limite estabelecido pela Resolução. Isso mostra que as concentrações de fósforo estão relacionadas ao deflúvio superficial que ocorre na sub-bacia. No período seco, as concentrações de fósforo total atingiram menores valores.

Fia et al. (2009) obtiveram em sua pesquisa concentrações de fósforo superiores ao limite estabelecido na Resolução, em todas suas amostragens, para cursos de água em condição classe 2. Os autores comentaram que, provavelmente, isso decorreu em função de despejos domésticos e industriais sem tratamento nas águas.

De acordo com Marchesan et. al. (2009), aproximadamente 33% das áreas agrícolas são responsáveis por 58% do fósforo que chega aos mananciais hídricos. O fósforo e nitrogênio nas águas superficiais vêm do escoamento de áreas agrícolas, esgoto doméstico, efluentes industriais, e da atmosfera (queima de combustíveis fósseis, queimadas e poeiras), e isso afeta os sistemas aquáticos continentais em todo o mundo.

O escoamento da água sobre a camada superficial do solo durante os eventos pluviais é a principal fonte difusa de poluição nos mananciais hídricos. Os estudos ainda indicam que, nos agroecossistemas sob sistema de cultivo convencional, os sedimentos provêm, principalmente, do escoamento em áreas de lavoura. Assim, a quantidade de fontes de poluição numa determinada sub-bacia depende da qualidade das fontes e do grau de intervenção antrópica no meio, isto é, do sistema adotado de uso e manejo do solo (MCDOWELL et al., 2001).

5.6.4 Nitrato

O nitrogênio analisado em sua forma de nitrato, de maneira geral, manteve os mesmos teores nas três coletas e nos três pontos amostrados ($<1 - 1,7 \text{ mg.L}^{-1}$, segundo tabela 9).

Os resultados estão dentro dos teores indicados na resolução CONAMA 357/05 para rios de classe 2. Este íon, conforme comentaram Freitas et al., (2001) geralmente, ocorre em baixos teores nas águas superficiais.

A contaminação pelo nitrogênio, oriundo de atividades agrícolas é caracterizada por uma abundante variabilidade temporal e espacial, sendo

determinadas pelas práticas agrícolas adotadas na região e das variáveis ambientais, como clima, solo e topografia (Giupponi e Vladimirova, 2006).

Nesse sentido, Jarvie et al. (2005) comentaram que a importância relativa das diversas fontes desse nutriente tem, tradicionalmente, análises relacionadas a sua base, na variação do fluxo de água anual do rio.

5.6.5 Nitrito

Ocorreu variação para o nitrito entre as coletas de nov./16, fev.17 e jun./17 e nos três pontos (Tabela 9). Porém, na primeira coleta e no ponto P3 ocorreu valor acima ($1,52 \text{ mg.L}^{-1}$) do recomendado ($1,0 \text{ mg.L}^{-1}$). Nos demais pontos e respectivas coletas, os dados estiveram dentro do recomendado pela resolução CONAMA 357/05 rios classe 2.

O nitrito, conforme Esteves (1998) representa uma fase intermediária entre a amônia e o nitrato, sendo que, a presença de nitrato caracteriza uma poluição remota, em função de que o nitrogênio se encontra em seu último estágio de oxidação (MACÊDO, 2003). Além disso, a presença de nitrito indica processos biológicos ativos influenciados por poluição orgânica recente e apresenta toxidez mais elevada que o nitrato.

5.6.6 Nitrogênio Amoniacal

A grande maioria dos teores de nitrogênio amoniacal esteve dentro dos limites estabelecidos. Trata-se de dois fatores que se correlacionam (nitrogênio amoniacal + pH) conforme determina a resolução CONAMA 357/05 rios classe 2.

As duas concentrações que não se enquadraram na resolução foram aquelas dos pontos P2 e P3 da primeira coleta ($7,8 \text{ mg.(L.N)}^{-1}$ em pH 7,9 e $4,3 \text{ mg.(L.N)}^{-1}$ em pH 8,5) (Tabela 9).

O nitrogênio apresenta-se na água em sua forma oxidada como nitrato, e geralmente indica descarga de esgoto distante no corpo d'água. Já a N-amônia é altamente tóxica e, mesmo em concentrações baixas, pode afetar a sobrevivência, por exemplo, de peixes (MARCHESAN, et. al., 2009).

Oliveira et al. (2010) ressaltaram que a amônia, é uma substância tóxica não persistente e não cumulativa podendo, no entanto, causar sufocamento de peixes quando em altas concentrações na água. Geralmente, foi detectada em pontos no período úmido.

Vasco et al. (2011) destacaram que o nitrato é a forma mais comum de nitrogênio, encontrado em águas naturais não poluídas. Em ambientes poluídos predominam as formas de nitrogênio orgânico e amoniacal. A presença de amônia na água caracteriza a poluição recente por esgotos domésticos.

Nessa circunstância, pode-se concluir que nos pontos amostrados houve influência desses dejetos, que contribuiu no aumento dessa variável.

5.6.7 Oxigênio Dissolvido (OD)

Conforme os valores de oxigênio dissolvido (Tabela 9), entre as coletas e os pontos de amostragem, , sendo que, na coleta de nov./16 foram registrados os maiores valores (P1 - 12 mg/L, P2 - 8,3 mg/L e P3 - 12 mg/L).

Em fev./17 os valores de OD foram próximos (P1 - 8,6 mg/L, P2-9 mg/L e P3 - 7,8 mg/L). Em P2 e no mesmo mês, ocorreu o maior valor, quando comparado com Nov./16. Nos pontos P1 e P3, os valores de OD foram mais altos em Nov./16, comparados com Fev./17.

Os teores de jun./17 foram menores quando comparados com aqueles das duas coletas anteriores com valores baixos para todos os pontos de coletas (P1- 6,8 mg/L, P2-6,8 mg/L e P3-6,6 mg/L).

Nesse sentido, Silva et al. (2014) comentaram que a baixa concentração de oxigênio na água, durante o período chuvoso, pode estar interligada ao maior volume de enxurradas, decorrentes do excesso de chuvas na região, que trazem maior quantidade de matéria orgânica para o canal.

O oxigênio dissolvido (OD), conforme retrataram Oliveira et al. (2010) é um dos principais parâmetros de caracterização dos efeitos da poluição das águas, decorrentes de despejos orgânicos. Atividades agrícolas, além da urbanização afetam os valores encontrados para OD.

Nogueira et al. (2015) ressaltaram que a concentração de OD nos cursos d'água depende da temperatura, da pressão atmosférica, da salinidade, das atividades biológicas, de características hidráulicas (existência de corredeiras ou

cachoeiras) e, de forma indireta, de interferências antrópicas, como o lançamento de efluentes nos cursos d'água.

5.6.8 Sólidos sedimentáveis

Os sólidos sedimentais amostrados nos três pontos e nas três coletas, não mostraram variações, estando dentro dos parâmetros da resolução CONAMA 357/05 para rios de classe 2 (Tabela 9).

5.6.9 Turbidez

A turbidez não mostrou alterações nos seus valores em P1, P2 e P3 nas coletas de nov./16 e fev./17 (Tabela 9). Na coleta de jun./17, mudanças ocorreram nos três pontos, quando comparado com as duas primeiras coletas, porém, em P1 foi menor, enquanto que em P2 e o P3, o valor foi maior (44 NTU).

Os valores obtidos encontram-se dentro dos limites da resolução CONAMA 357/05 para rios de classe 2 (100 NTU). Estudos realizados por Schneider (2009) apontam que, em períodos de estiagem os valores de turbidez são menores, e maiores durante os períodos de maior precipitação.

No entanto, grande parte dos estudos mostrou valores abaixo da resolução para esta categoria (OLIVEIRA et al., 2010; NOGUEIRA et al., 2015). Dessa forma, os usos da água e as fontes de poluição identificadas influenciam a turbidez dos corpos d'água.

Assim, Oliveira Neto et al. (2008), retrataram que em áreas onde há elevada turbidez, as partículas em suspensão na água podem acomodar uma grande quantidade de poluentes e até microrganismos patogênicos. A turbidez em águas é causada geralmente pela presença de partículas em suspensão e coloides, derivadas de argila, matéria orgânica e inorgânica finamente dividida, plâncton e outros organismos microscópicos.

5.6.10 pH

Os valores de pH não apresentaram notáveis variações entre as coletas e os pontos de amostragem (de 7,1 a 8,8) (Tabela 9). Contudo, é possível

observar uma redução dos valores registrados durante a coleta de jun./17. Os valores de pH encontrados correspondem com os indicados na resolução CONAMA 357/05 para rios de classe 2.

Os resultados da coleta de nov./16 para P1 e P3 e da coleta de fev./17 P1 mostraram valores elevados de pH. Segundo Odum (2007), os riachos podem ser naturalmente ácidos em bacias de drenagem rochosas, com baixa capacidade de “tamponamento”, grande entrada superficial de água e que apresentam elevado processo de decomposição.

De acordo com Pennak (1991), o pH abaixo 4,4 e acima 8,6 compreende uma faixa fora da tolerância biológica da maioria dos organismos de água doce sendo, portanto, prejudiciais à sua sobrevivência.

Os organismos aquáticos estão geralmente adaptados a condições de neutralidade, assim as alterações bruscas do pH de uma água podem acarretar a extinção da biota aquática. Para a vida aquática, é recomendável a faixa de 6 a 9 em águas doces. Os valores em jun./17 para os 3 pontos estiveram próximo da neutralidade entre 7,1 e 7,5. O pH dentro da faixa de neutralidade é favorável para a maioria dos microrganismos (Franco; Landgraf, 2002).

Conforme Esteves (1998), o pH é muito influenciado pela quantidade de matéria morta a ser decomposta, pois, quanto maior a quantidade de matéria orgânica disponível, menor o pH, assim, visto a produção de muitos ácidos após a sua decomposição. Isso indica que um dos motivos para o valor do pH do corpo hídrico ser próximo à neutralidade, pode ter sido o fato de pouca quantidade existente de matéria orgânica a ser decomposta.

5.6.11 Condutividade Elétrica

Em relação à condutividade elétrica da água, valores elevados foram obtidos, porém, os valores do P2 confrontados com os P1 e P3 são maiores (Tabela 9). Altos valores de condutividade elétrica representam elevada concentração de íons dissolvidos na água.

Um dos fatores que pode colaborar com o aumento da condutividade elétrica pode ser os deslizamentos de terra, em que grande quantidade de sólidos dissolvidos e em suspensão são introduzidos para o canal fluvial e, assim, os níveis de condutividade tendem a aumentar. Deste modo, as alterações significativas na

condutividade específica podem ser utilizadas como um indicador de potenciais impactos (BARLAK et al., 2010).

Segundo Gralhóz & Nogueira (2006), bacias hidrográficas que sofrem impacto de fontes de poluição apresentam maiores valores de condutividade elétrica, passando de 340 $\mu\text{S}/\text{cm}$, cenário este observado em todos os pontos de coleta.

Gasparotto (2011) destacou que para amostras muito contaminadas por esgotos, a condutividade pode variar de 100 a 10.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Portanto, tendo como limite máximo de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para uma água de boa qualidade, pode-se dizer que nos pontos amostrados a água apresenta-se em má condição.

Nesse contexto, Toledo e Nicolella (2002) afirmaram que a entrada de material originado das áreas agrícolas e de fontes urbanas contribui para o aumento na carga de diversos componentes que avaliam a qualidade da água. Sendo que, os processos de mineralização de material orgânico, influenciam no aumento da condutividade elétrica da água.

5.6.12 Temperatura Ambiente

As temperaturas entre as coletas e pontos tiveram variações significativas, na coleta de nov./16 P1 e P3 (26 °C e 27 °C) e P2 (20 °C), conforme tabela 9. A coleta de fev./17 em P1 e P2 registrou 29 °C e em P3, 30 °C. Os registros em jun./17 indicaram temperatura idêntica para os três pontos (25 °C).

A temperatura de P2 em nov./16 está abaixo, quando comparada com as demais coletas de fev./17 e jun./17 e pontos amostrados. Isso ocorreu devido ao horário da medida que foi, aproximadamente, às 6 horas e 40 minutos da manhã e as demais coletas após o período das 8:00 horas até às 13:00 horas.

5.6.13 Temperatura da Água

A temperatura da água em nov./16 manteve-se igual nos pontos P1 e P3 (25 °C) e foi menor em P2 (19 °C) (Tabela 9). Em fev./17, foram registrados os valores mais elevados de temperatura da água, porém, sendo iguais para os três pontos (29 °C). Em jun./17 os pontos apresentaram a mesma temperatura (24 °C).

O fato do ponto P2 apresentar temperatura menor que os demais em nov./16 pode ser devido ao horário em que foi realizada a medida. Além disso, a cobertura vegetal reduzida e a largura do corpo hídrico também podem determinar temperaturas mais altas. Conforme Pérez (2003), a qualidade e a quantidade de luz são determinadas pela radiação solar e afetam a temperatura da água.

Para os parâmetros que tiveram acima dos índices indicados pela resolução CONAMA 357/05 para rios de classe 2, possivelmente haja relação com as atividades antrópicas nas bacias hidrográficas, que aumenta a poluição proveniente de fontes pontuais (efluentes domésticos, efluentes industriais, resíduos sólidos domésticos, resíduos sólidos industriais, entre outras) e difusas (ausências de esgotamento sanitário - lançamentos diretos em drenagens ou solo, fossas negras, fossas secas e sépticas - e atividades agrícolas) impactando os ecossistemas aquáticos terrestres e litorâneos (ARTHURTON et.al., 2007).

Outro fator de que interfere na qualidade de um corpo d'água é proveniente do escoamento das áreas agrícolas, que podem conter fertilizantes e agrotóxicos, os quais alteram os padrões de qualidade da água CONAMA 357/05 (ARTHURTON et. al., 2007; MARCHESAN, et. al., 2009).

Dessa forma, Rheinheimer et. al. (2010) comentaram que no Brasil as bacias hidrográficas são afetadas pela ação antrópica em áreas rurais, por meio de ações como: cultivo em áreas inapropriadas ou de preservação, uso de agrotóxicos, substituição da mata nativa por espécie exótica, adubação fosfatada e ausência de tratamento de dejetos que alteram os parâmetros de qualidade dos corpos hídricos, conferindo assim à atividade agrícola um grande potencial poluidor.

A expansão das fronteiras agrícolas, juntamente com os processos de urbanização, ainda constitui uma grande ameaça aos remanescentes nativos, e favorece ao desmatamento. Nesse sentido, a falta de proteção dos solos, aliado a práticas não conservacionistas, agravam o acúmulo de sedimentos e demais componentes nos leitos dos corpos d'água, o que afeta sua qualidade e disponibilidade, deixando de ser apenas um problema local, para alcançar proporções globais de poluição e contaminação dos recursos hídricos (Marchesan et. al., 2009).

Os resultados indicam possíveis relações entre as variáveis físicas e químicas da água, o padrão de distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e uso e cobertura da terra dos canais fluviais do Córrego do Gramado.

Os resultados obtidos em P1 e P3 avaliados por meio do índice BMWP, análises físicas e químicas, sedimentos e a cobertura vegetal mostram que ambos os pontos apresentam mais indivíduos sensíveis à poluição quando comparado com o ponto P2, sendo que, este por sua vez, apresenta em sua grande maioria indivíduos altamente tolerantes à poluição.

Ao comparar com resultados com outros estudos já realizados, observa-se que a qualidade da água é bastante variável em áreas com diferentes usos do solo. Por exemplo, em áreas de nascente junto a mata, a qualidade da água se mostra melhor que nas nascentes em área agrícola, sendo a cor, dureza, turbidez, condutividade elétrica, alcalinidade, pH, demanda química de oxigênio (DQO) e oxigênio dissolvido (OD) as variáveis que mais explicam nessas diferenças (PRIMAVESI et al., 2002).

5.7 Macroinvertebrados

De acordo com a tabela 10, foram identificados 33 táxons, onde a ordem mais representativa nas amostras dos indivíduos foi a Diptera, sendo que esta é a mais abundante nas comunidades de macroinvertebrados bentônicos.

Conforme Ladrera et al. (2013), essa ordem distribui-se em grande escala nos ambientes aquáticos de água doce, principalmente pelo fato de serem organismos muito tolerantes a ambientes alterados.

Ainda, na ordem Diptera, a família com maior abundância de indivíduos foi a Chironomidae, em todos os pontos de amostragem nos três meses de coletas. Do mesmo modo, Robayo et al. (2015) relataram em seu estudo a predominância desses táxons, principalmente onde há ocupação com urbanização e áreas agrícolas.

Além disso, Merrit e Cummins (1996), Sanseveriano e Nessimian (2001) e Henriques-Oliveira et al. (2003), afirmaram que o domínio da família Chironominae em estudos do mesmo âmbito são freqüentes, principalmente, por sua grande plasticidade alimentar.

A classe Oligochaeta apresentou destaque na quantidade de indivíduos em todas as coletas; os organismos são comuns e abundantes nos ambientes aquáticos, com a particularidade em tolerar ambientes poluídos.

Dessa forma, Bubinas e Jaminiené (2001) destacaram que os Oligochaeta e Chironomidae são considerados os macroinvertebrados bentônicos mais tolerantes a poluição.

Sendo assim, elevadas densidades desses dois grupos taxonômicos indicam altos teores de matéria orgânica, semelhante ao encontrado no presente estudo, principalmente, nos pontos 1 e 2.

Os representantes de Oligochaeta são mais abundantes em ambientes com maior disponibilidade de nutrientes, pois, possuem hábitos tubícolas e vivem em meio ao sedimento, desenvolvendo a capacidade de diminuir os efeitos de arraste, o que explica a alta quantidade deste grupo no período de chuva, quando comparado ao período de estiagem (Brinkhust & Gelder, 1991 *apud* Guerreschi, 2004).

Chironomidae e Oligochaeta têm sido observados em grande quantidade em córregos do cerrado com características de leitos arenosos, assim como, atingem grande abundância em locais com poluição orgânica (ROQUE e TRIVINHO-STRIXINO, 2001; GOULART e CALLISTO, 2003 e; CORBI et al., 2006).

Além do mais, Fuller & Cowell (1985) salientaram que as larvas de Chironomidae possuem fácil adaptação em distintas condições ambientais, fato este que contribuí para sua predominância nos três pontos de coletas ao longo do Córrego do Gramado.

Através da análise das Tabelas (5 e 6) e da caracterização de cada ponto amostrado, é possível perceber que os pontos 1 e 2 apresentam semelhanças na paisagem, e assim tiveram abundância similar de indivíduos. No entanto, o ponto 3, com um índice de antropização menos significante, quando comparado aos outros pontos amostrados, apresentou indivíduos de diferentes classes, demonstrando uma variação na riqueza.

Nesse sentido, Cortezzi et al. (2009) comentaram que os macroinvertebrados aquáticos utilizam diferentes substratos e mesohabitats dentro de um gradiente ambiental e, ao intuir que os efeitos locais sejam importantes, é esperado que locais com características ambientais similares tenham grupos de táxons semelhantes.

Tabela 10 – Número total de indivíduos identificados em cada ponto amostrado na bacia hidrográfica do Córrego do Gramado.

Taxons	*GTF	Coletas								
		Novembro			Fevereiro			Junho		
		P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3
	**Chuva	Não	Não	Não	Sim	Sim	Sim	Sim	Sim	Sim
Mollusca (Filo)										
Gastropoda (Classe)										
Basommatophora (Ordem)										
Physidae	Rasp	2	6	1	1	2	0	0	2	0
Planorbidae	Rasp	1	4	0	0	1	0	0	0	0
Annelida (Filo)										
Hirudinea (SubClasse)										
Erpobdellidae	Pr	1	8	1	1	3	0	1	1	0
Oligochaeta (Classe)	Co- Ca	19	78	8	6	32	4	9	62	7
Arthropoda (Filo)										
Ephemeroptera										
Baetidae	Co- Ca	1	0	1	0	0	1	0	0	1
Leptohyphidae	Co- Ca	0	0	3	0	0	0	1	0	2
Leptophlebiidae	Co- Ca	3	0	14	1	0	4	1	0	3
Odonata										
Calopterygidae	Pr	1	0	1	0	0	0	1	0	1
Coenagrionidae	Pr	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gomphidae	Pr	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Libellulidae	Pr	2	2	3	1	0	3	0	1	2
Heteroptera										
Belostomatidae	Pr	5	0	0	5	0	5	0	0	0
Corixidae	Pr	0	1	0	0	0	0	1	0	1
Hemiptera										

Naucoridae	Pr	1	3	0	0	0	0	1	1	0
Veliidae	Pr	0	2	0	0	0	0	0	1	0
Coleoptera										
Dytiscidae	Pr	0	0	2	0	0	0	0	0	0
Elmidae	Co- Ca/Rasp	1	0	4	0	0	3	1	1	2
Gyrinidae	Pr	7	3	10	5	1	6	3	3	3
Hydrophilidae	Pr	3	1	4	1	0	2	1	0	1
Psephenidae	Frg	0	0	1	0	0	0	0	2	1
Trichoptera										
Hydroptilidae	Rasp	1	4	1	1	1	0	0	0	0
Leptoceridae	Co- Fil/Pr	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Philopotamidae	Co- Fil/Pr	1	0	3	0	0	1	0	0	1
Megaloptera										
Corydalidae	Pr	1	0	3	0	0	0	0	0	1
Diptera										
Ceratopogonidae	Pr	2	5	0	0	2	0	0	1	0
Chironomidae	Co- Ca / Pr	342	473	191	134	209	112	118	178	98
Dixidae	Co- Ca	1	1	3	0	0	1	1	0	1
Psychodidae	Co- Ca	1	3	0	0	1	0	0	0	0
Simuliidae	Co- Fil	18	34	12	8	19	5	2	12	1
Stratiomyidae	Co- Ca	2	5	1	2	3	2	0	1	0
Tabanidae	Pr	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Tipulidae	Pr	1	0	3	1	0	2	0	0	0
Total		418	632	273	167	274	151	141	266	126

** GTF = Grupo Trófico Funcional (Coletor-Catador (Co-Ca), Coletor-Filtrador (Co-Fil), Predadores (Pr), Raspadores (Rasp), Fragmentador (Frg))

Assim, destaca-se ainda dentro da ordem Diptera, as representantes de Simuliidae. Strieder e Vieira (2006) comentaram que diferentes impactos ambientais podem contribuir para o desenvolvimento populacional dos simulídeos; dentre elas, alterações no leito de córregos e rios, o uso e ocupação do solo em áreas às suas margens e a destruição da vegetação ciliar nativa. Isso gera um aumento populacional e reduz a biodiversidade, com eliminação dos predadores naturais.

Nessas circunstâncias, o autor ainda sugere que a conservação da qualidade da água e a preservação da integridade biológica dos cursos hídricos devem ser consideradas para seu controle. Para conhecer a distribuição local e sua diversidade nos cursos d'água é essencial distinguir os padrões de abundância associados às perturbações ambientais de origem antropogênica, gerados por processos naturais (STRIEDER E VIEIRA, 2006).

A ordem Coleóptera teve presença nos três pontos de coletas, porém com maior abundância no ponto 3, para a classe Gyrinidae. Essa ordem é abundante e diversa entre os macroinvertebrados dos ambientes de água doce. São abundantes e diversos em rios, riachos e lagos, particularmente em áreas mais rasas próximas das margens.

Os táxons Ephemeroptera e Trichoptera (Leptophlebiidae) foram encontrados nas amostras do ponto 1, contudo com maior incidência no ponto 3 e foram ausentes no ponto 2. O fato de que o ponto 3 apresenta maior diversidade de táxons tolerantes ou sensíveis, pode estar relacionado ao ponto estar a jusante aos pontos 1 e 2. Pois, segundo Margalef (1983) um corpo hídrico pode iniciar sua recuperação através dos processos biológicos e de reoxigenação pela turbulência da água.

A ordem Odonata esteve presente nos três pontos de coletas oscilando nos períodos dos meses de novembro/16, fevereiro/17 e junho/17. Porém foi no ponto 3 que ocorreu maior número de indivíduos, seguido pela abundância do ponto 1 e com menor quantidade de organismos no ponto 2.

Dentro da ordem Odonata, ocorrem diferenças quanto à sensibilidade e tolerância a alterações de ambientes. A família Calopterygidae é considerada como sensível e somente foi encontrada no ponto 3. As demais famílias Coenagrionidae, Gomphidae e Libellulidae são tolerantes às alterações de ambientes, e somente a família Gomphidae não foi encontrada no ponto 2. A demais estiveram presentes

nos três pontos amostrados (CARVALHO e NESSIMIAN, 1998; ROSENBERG e RESH, 1993).

A ordem de Megaloptera esteve presente apenas nos pontos 1 e 3. Os táxons Hemiptera e Heteroptera foram encontrados nos três pontos de coletas, em diferentes períodos da amostragem.

A riqueza e abundância de táxons de macrofauna bentônica sensíveis à alterações ambientais neste último trecho foi maior, como as ordens de Trichoptera e os Ephemeropteras. Já no trecho à montante do ponto 1 ocorreu maior riqueza de táxons quando comparada ao ponto 3, porém com maior incidência de famílias tolerantes a alterações. No trecho do ponto 2 ocorreu maior número de famílias tolerantes: Chironomidae, Oligochaeta e Hirudínea, sendo os táxons dominantes e considerados tolerantes à poluição orgânica.

Assim, conforme reforçaram Cortezzi et al. (2009), a composição faunística é influenciada pela ação antrópica, pois locais com mesma qualidade ambiental apresentaram maiores similaridades faunísticas.

5.7.1 Densidade dos macroinvertebrados bentônicos

Para a fauna, no mês de novembro de 2016, que corresponde à primeira coleta, ocorreu maior densidade com 14.676 ind/m², sendo (Ponto 1 – 4.632, Ponto 2 – 7.044 e Ponto 3 – 3.000 ind/m²). Esses valores estão relacionados à diminuição das chuvas nesse período. Por outro lado, a terceira coleta, realizada no mês de junho de 2017, foi registrada menor ocorrência e abundância (6.121 ind/m²). Esse fato está atrelado à ocorrência de chuva, em dias anteriores à coleta, na bacia hidrográfica amostrada.

Tabela 11 – Densidade (ind/m²) e densidade relativa (%) e riqueza de táxons (S) de macroinvertebrados bentônicos em três pontos e três meses distintos na Bacia Hidrográfica do Córrego do Gramado

	Novembro/2016						Fevereiro/2017						Junho/2017					
	P1		P2		P3		P1		P2		P3		P1		P2		P3	
	Não		Não		Não		Sim		Sim		Sim		Sim		Sim		Sim	
Táxons	ind/m ²	%	ind/m ²	%	ind/m ²	%	ind/m ²	%	ind/m ²	%	ind/m ²	%	ind/m ²	%	ind/m ²	%	ind/m ²	%
Basommatophora	33	0,7	111	1,6	11	0,4	11	0,6	33	1,1	0	0,0	0	0,0	22	0,8	0	0,0
Hirudinea	11	0,2	89	1,3	11	0,4	11	0,6	33	1,1	0	0,0	11	0,7	11	0,4	0	0,0
Oligochaeta	211	4,5	867	12,3	89	2,9	67	3,6	356	11,7	44	2,6	100	6,4	689	23,3	78	5,6
Ephemeroptera	44	1,0	0	0,0	200	6,6	11	0,6	0	0,0	56	3,3	22	1,4	0	0,0	67	4,8
Odonata	44	1,0	22	0,3	56	1,8	11	0,6	0	0,0	33	2,0	11	0,7	11	0,4	33	2,4
Heteroptera	56	1,2	22	0,3	0	0,0	56	3,0	0	0,0	56	3,3	11	0,7	11	0,4	11	0,8
Hemiptera	11	0,2	56	0,8	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	11	0,7	22	0,8	0	0,0
Coleoptera	122	0,4	44	0,6	233	7,7	67	3,6	11	0,4	122	7,3	256	3,5	67	2,3	78	5,6
Trichoptera	22	0,5	44	0,6	56	1,8	11	0,6	11	0,4	11	0,7	0	0,0	0	0,0	11	0,8
Megaloptera	33	0,2	0	0,0	0	1,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	11	0,0	11	0,0	20	0,8
Diptera	4078	87,8	5789	82,4	2344	77,3	1611	86,8	2600	85,4	1356	80,8	1344	85,8	2133	72,2	1111	79,4
S	12		9		9		9		6		8		9		9		9	

Em novembro, Diptera e Oligochaeta apresentaram no ponto 2 maior densidade (5.789 e 867 ind/m² respectivamente) enquanto no mesmo mês maior riqueza (12 táxons) foi registrado no ponto 1. Em fevereiro, a riqueza foi menor no ponto 2 (6 táxons).

Nesse contexto, Thomazi et al. (2008) revelaram que esses indivíduos indicam características peculiares como tolerância a vários graus de poluição e capacidade de colonizar todos os ambientes, sendo eficientes para demonstrar as condições ambientais, além de serem biondicadores em ambientes que sofreram com alto impacto ambiental. O mesmo ocorreu no presente estudo, visto que os pontos 1 e 2 apresentaram maior grau de impacto da antropização, quando comparado ao ponto 3.

5.7.2 Riqueza dos macroinvertebrados bentônicos

A coleta realizada no mês de junho de 2017, período que ocorreu a terceira amostragem, resultou em valores baixos de riqueza, quando comparado às coletas anteriores de nov./16 e fev./17, afetadas pelas precipitações.

Dessa forma, a comunidade macrobêntica encontrada na bacia do Córrego do Gramado, apresentou diferenças temporais tanto para abundância como para a riqueza, relacionadas à ocorrência de precipitação.

Deve-se considerar que a identificação dos organismos bentônicos, em sua maioria, foi em nível de família. Assim, os resultados de diversidade fornece subsídios para comparações entre as comunidades dos pontos e coletas amostradas.

Os resultados deste estudo corroboram com aquele de Silveira et al. (2006), visto que a precipitação tem relação direta com os atributos da comunidade de macroinvertebrados aquáticos. Nos períodos chuvosos, ocorre o aumento da vazão dos corpos hídricos, podendo haver desestabilização do substrato, assim reduzindo a quantidade de habitats disponíveis, e também ocasionando o arraste de organismos, diminuindo a abundância da comunidade.

Segundo Bispo & Oliveira (1998) na estação chuvosa, as perturbações causadas pelo aumento da vazão e da turbidez causam a diminuição no desenvolvimento do perifíton, fonte de alimento da macrofauna, fato que pode proporcionar uma diminuição na riqueza de táxons.

A redução pode ser associada aos períodos de estudo onde ocorreram precipitação. Em fevereiro e junho de 2017, quando foi registrada elevada precipitação, provavelmente houve desestabilização do substrato (perda de habitats) e arraste de organismos, reduzindo a abundância da comunidade macrobêntica amostrada.

De forma geral, a diversidade e a abundância de macroinvertebrados bentônicos aumentam com a estabilidade do substrato e detritos orgânicos (Allan, 1995; Vannote et al., 1980).

Entretanto Oliveira et al., (1997) apontaram outro fator que pode ocasionar a perda de diversidade. Trata-se da desestabilização do sistema ecológico causado pela interferência humana.

Para Grumiaux et al., (1998) os macroinvertebrados bentônicos são os mais afetados pela contaminação, principalmente, em regiões onde a urbanização e a agricultura são intensas, pois a poluição diminui a densidade e a diversidade de macroinvertebrados.

Hepp e Restello (2007) relataram que em locais considerados com água de má qualidade, a ocorrência de táxons pertencente às ordens Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera, é baixa, pois estes táxons são altamente intolerantes à poluição. Assim, observa-se que nos pontos 1 e 2 amostrados, essas ordens apresentaram pouca ou nenhuma ocorrência, influenciadas pelas características desses locais.

5.7.3 Biological Monitoring Work Party (BMWP) – score system

A tabela 12 mostra os valores atribuídos à classe de águas com aplicação do índice BMWP. Os resultados obtidos no presente estudo, avaliados por meio do índice BMWP, demonstram que o Córrego do Gramado possui mais indivíduos resistentes à poluição, porém na mesma bacia hidrográfica ocorreram indivíduos sensíveis à poluição.

Tabela 12 – Valores atribuídos a classes de águas com método BMWP adaptado modificado por Junqueira e Campos (1998)

Classe	Faixa de pontuação	Qualidade da água
1	> 86	Excelente
2	64-85	Boa
3	37-63	Regular
4	17-36	Ruim
5	<16	Muito ruim

Ao analisar a Tabela 13, a pontuação obtida pelo índice mostra que no mês de nov./16 ocorreu qualidade da água considerada como boa para o ponto 1 (BMWP = 70), regular para o ponto 2 (BMWP = 60) e excelente para o ponto 3 (BMWP = 124). Em fevereiro/17, os índices dos pontos de coleta diferiram, com menor qualidade de água comparada ao mês de nov./16. Assim os índices foram de regular para o ponto 1 (BMWP = 48), regular para o ponto 2 (BMWP = 39) e boa para o ponto (BMWP = 68).

Tabela 13 – Valores encontrados nos pontos coletados, segundo método BMWP adaptado modificado por Junqueira e Campos (1998), no Córrego do Gramado

Coleta	Ponto 1		Ponto 2		Ponto 3	
	BMWP	Qualidade	BMWP	Qualidade	BMWP	Qualidade
Nov./16	70	Boa	60	Regular	124	Excelente
Fev./17	48	Regular	39	Regular	68	Boa
Jun./17	52	Regular	42	Regular	108	Excelente

Nas coletas do mês de junho/17 os pontos 1 e 2 indicaram (BMWP = 52 e 42) qualidade da água como regular, e o ponto 3, foi classificado como excelente (BMWP = 108)

Comparando os resultados entre as coletas do mesmo ponto observa-se que o ponto 1 encontra-se entre boa > regular > regular; o ponto 2 mantém regularidade nos resultados, porém, baixo sendo regular > regular > regular e; o ponto 3 com maior índice nos resultados sendo excelente > boa > excelente.

O índice BMWP refletiu as características do ambiente amostrado, e mostra a influência da mata ciliar e do ciclo hidrológico sobre a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

Junqueira e Campos (1998) e Baptista (2008) destacaram que o BMWP é um índice qualitativo, que considera a presença/ausência de famílias de macroinvertebrados. Para cada família é atribuída uma pontuação de 1 a 10, de acordo com seu grau de tolerância ou sensibilidade a poluentes orgânicos. Quanto

maior a pontuação da família, maior é a sensibilidade ao impacto e, dessa forma, os resultados obtidos podem ser comparados com os locais com diferentes graus de integridade ambiental.

Observando as famílias distribuídas pelos três pontos durante os três meses de coletas (Tabela 11) o índice BMWP está relacionado com a heterogeneidade de famílias e não a famílias mais sensíveis.

O P3 próximo a foz do córrego obteve o melhor índice BMWP possivelmente o local possuir diversidade de habitats como sedimentos, seixos, matéria orgânica devido a maior cobertura vegetal. Camelo (2013) em estudo realizado em afluentes do rio Uberabinha observou que a comunidade bentônica encontrada em pontos de coletas com maior uso de solo destinado à agricultura e cobertura vegetal natural na beira dos córregos proporciona maior diversidade de famílias diferentes de macroinvertebrados. Gonçalves e Aranha (2004) em estudos na bacia do rio Ribeirão, Paranaguá, PR observaram que em regiões de amostragens com presença de vegetação marginal, folhiço e substrato a fauna apresentou maior variedade de táxons possivelmente por apresentar melhores condições de abrigo a espécies. Segundo Corbi et al., (2013) com a existência de vegetação riparia oferecendo uma última barreira de defesa aos processos degradatórios, pode reduzir as alterações ambientais causadas pelas atividades antrópicas sobre a fauna bentônica.

Esses dados refletem o número de indivíduos coletados nos P1, P2 e P3 nos três meses de estudo.

Hydrophilidae	Pr	4	4	4	4	0	4	4	0	4
Psephenidae	Frg	0	0	8	0	0	8	0	0	8
Trichoptera										
Hydroptilidae	Rasp	6	0	6	6	6	0	0	0	0
Leptoceridae	Co- Fil / Pr	0	0	7	0	0	0	0	0	0
Philopotamidae	Co- Fil	0	0	8	0	0	8	0	0	8
Megaloptera										
Corydalidae	Pr	0	0	5	0	0	5	5	0	5
Diptera										
Ceratopogonidae	Pr	3	3	0	0	3	0	0	3	0
Chironomidae	Co- Ca / Pr	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Dixidae	Co- Ca	0	0	8	0	0	0	0	0	8
Psychodidae	Co- Ca	2	2	0	0	2	0	0	0	0
Simuliidae	Co- Fil	5	5	5	5	5	5	5	5	5
Stratiomyidae	Co- Ca	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Tabanidae	Pr	0	0	4	0	0	0	0	0	0
Tipulidae	Pr	3	0	3	3	0	3	0	0	0
Total		74	60	124	48	39	68	52	42	108

** GTF = Grupo Trófico Funcional (Coletor- Catador (Co- Ca), Coletor- Filtrador (Co-Fil), Predadores (Pr), Raspadores (Rasp), Fragmentador (Frg))

Ao comparar a quantidade de indivíduos por pontos e épocas do ano e os seus valores BMWP, observamos que as famílias Leptophlebiidae, Calopterygidae, Philopotamidae, Dixidae, Psephenidae (8 pontos); Leptohiphidae e Veliidae (7 pontos) são as de maiores valores BMWP.

Estas famílias não ocorreram em todos os pontos de coletas, mas somente no P3 em amostragens feitas em nov./16, fev./17 e jun./17. Houve predominância dos táxons Chironomidae e Oligochaetae que foram os mais representativos numericamente nos três pontos e nos três meses.

Nesse sentido, Coffman e Ferrington (1996) mostraram que esses indivíduos possuem comportamentos adaptativos para sobreviverem tanto em ambientes saudáveis, como em ambientes perturbados por carga poluidora.

Deste modo, há organismos bastante adaptados a ambientes altamente impactados, como, por exemplo, a família Chironomidae (Diptera). As espécies dessa família possuem alta tolerância a condições adversas, com preferência por habitar locais com grande disponibilidade de substâncias húmicas e fúlvicas, além de serem muito comuns em ambientes altamente eutrofizados (HEPP; RESTELLO, 2007).

Menor BMWP foi registrado em P2, sendo considerado como regular para as coletas de nov./16, fev./17 e jun./17. No entanto, neste ponto não foram encontradas famílias sensíveis a poluição. Porém foi o ponto onde os táxons Chironomidae e Oligochaetae obtiveram maior abundância, sendo predominantes em todas as amostragem.

Ferreira et al. (2012), em seu estudo também encontraram problemas graves de degradação do corpo d'água no local amostrado, e também foi caracterizada a predominância de organismos resistentes à poluição, ou seja, Oligochaeta e dípteros da família Chironomidae.

De acordo com o índice BMWP, no local P2 ocorreu maior quantidade de táxons tolerantes e resistentes a alterações do ambiente e não foram encontrados táxons sensíveis a essas alterações. O fato deste ponto apresentar famílias de macroinvertebrados bentônicos tolerantes a alterações de ambiente está relacionado ao uso e cobertura da terra como: chácaras de lazer, pequenas propriedades de cultura temporária, criação de bovinos e caprinos.

Segundo Howmiller e Beeton (1971), Aston (1973), Nutall e Purvers, (1974), esses tipos de atividades são geradores de cargas de poluições orgânicas, retratando a situação do ponto amostrado.

Alguns estudos revelam que o índice BMWP também varia sazonalmente. Por este motivo, é importante ter cautela na interpretação dos resultados. Podem ser decorrentes tanto de impacto ambiental quanto das características bioecológicas dos invertebrados bentônicos (ZAMORA-MUÑOZ et al., 1995; CALLANAN et al., 2008)

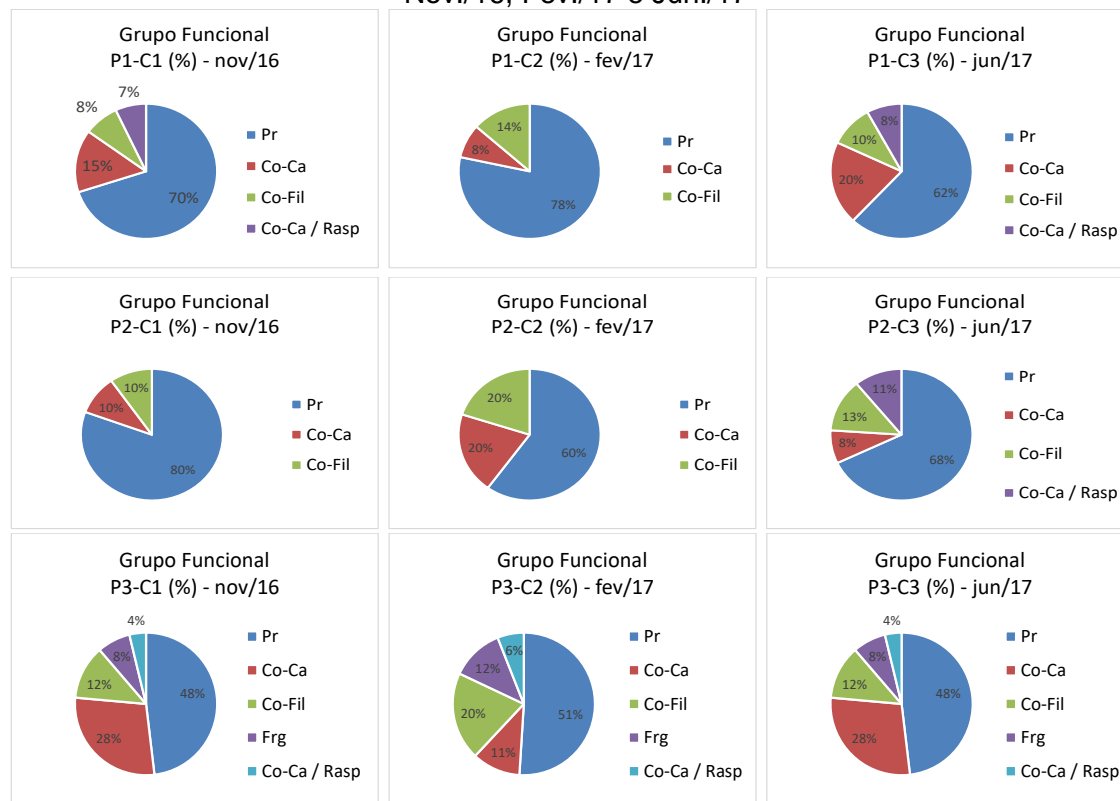
Assim como os resultados de Andrade et al. (2016), a aplicação do índice BMWP, mostrou a condição “moderadamente impactada ” para a qualidade de água dos pontos coletados. Esse resultado está relacionado a diversos fatores, que podem interferir na qualidade da água, como o uso e ocupação do solo, tipo de manejo, estado da mata ciliar, entre outros. Esses fatores auxiliam na compreensão das modificações, sobre o caráter espacial dos locais de amostragem da pesquisa.

5.7.4 Grupo Trófico Funcional

Assim como para a abundância de macroinvertebrados aquáticos, não houve diferenças na composição dos grupos funcionais de macroinvertebrados entre as comunidades do período chuvoso e estiagem.

O gráfico 3 mostra os GTF encontrados nas amostras avaliadas sendo divididos e referentes ao ponto 1 das coletas realizadas em nov./16, fev./17 e jun./17; ponto 2 nos 3 períodos de coleta e, por fim, exibem os resultados para o ponto 3 nas 3 coletas.

Gráfico 3 – Abundância relativa de cada Grupo Trófico Funcional de macroinvertebrados nos Pontos 1, 2 e 3 do Córrego do Gramado em Nov./16, Fev./17 e Jun./17



O grupo funcional com maior abundância relativa foi o dos predadores (Pr) nos três pontos e nas três coletas atingindo 80% no ponto P2 em fev./17. O GTF mais diverso foi o dos predadores, com 17 táxons da comunidade de macroinvertebrados aquáticos nos três pontos e nas três coletas. Rodríguez-Barrios et al. (2011), em sua pesquisa também perceberam que grupo trófico funcional de predadores foram o de maior abundância.

Os predadores pertencem ao grupo das espécies tolerantes a condições adversas em determinado tipo de ambiente. Assim, conforme afirmaram Goulart e Callisto (2003), estes organismos vivem preferencialmente nas margens dos rios, e também em toda coluna d'água e conseguem sobreviver a concentrações baixas de oxigênio dissolvido, característica de locais impactados com poluição orgânica.

O grupo dos predadores, conforme descrito em Vannote et al. (1980), geralmente apresenta elevada abundância, pois depende, diretamente, da presença de outros macroinvertebrados e não dos gradientes de produtividade ou da disponibilidade de partículas orgânicas.

Os coletores e catadores (Co-Ca) estão representados por 8 táxons sendo o segundo maior grupo nas amostras. O grupo fragmentador (Frg) foi o de menor presença de táxons sendo encontrado somente 1 e apenas em P3, nas três coletas realizadas.

Wantzen e Wagner (2006) destacaram que a baixa proporção de fragmentadores, se deve ao fato que, esse grupo pode ser substituído por raspadores e coletores.

No entanto, Whiles e Wallace (1997) afirmaram que os macroinvertebrados fragmentadores alimentam-se diretamente da matéria orgânica grossa e são fundamentais para a conversão da mesma em matéria orgânica fina, a qual serve de alimento para macroinvertebrados coletores e filtradores, o que favorece a biodiversidade local.

O grupo coletor-catador / raspador (Co-Ca/Rasp) esteve representado por 4 táxons em P3 nas três coletas e também, na coleta de jun./17 nos pontos P1 e P2. Já o coletor – filtrador (Co-Fil) foi o grupo encontrado com 3 táxons e em todos os pontos e coletas, porém a abundância relativa variou entre coletas e pontos, sendo o maior valor registrado na coleta de nov./17 no ponto P2.

É possível observar, que no ponto P3 maior diversidade e representatividade de grupos funcionais foram verificados quando comparados aos pontos 1 e 2.

O grupo funcional dos fragmentadores foi observado apenas em P3 e em todas as coletas. Isso está relacionado ao ponto ser de remanso e possuir folhiços devido à maior cobertura vegetal, geralmente os organismos fragmentadores, são os grupos funcionais menos abundantes em ambientes alterados, o que consolida os resultados encontrados por Callisto et al. (2004).

Nesse sentido, percebe-se que a flora e a fauna presentes em um sistema aquático são influenciadas pelo ambiente físico do corpo d'água, assim como a situação de um corpo d'água está relacionada às atividades humanas realizadas à sua volta.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Observa-se que durante as amostragens houve quantidade significativa de táxons coletados nos três pontos do Córrego do Gramado, e assim verificou-se a existência da relação entre a composição, riqueza e abundância das comunidades de macroinvertebrados bentônicos presentes e as variáveis físicas e químicas do corpo d'água.

As alterações na qualidade da água resultam principalmente das atividades humanas no uso e ocupação da terra que acaba gerando poluentes no corpo d'água.

Os resultados obtidos mostram a presença em grande abundância dos táxons Chironomidae, Oligochaeta, Simuliidae, Gyrinidae e Coleóptera. Encontram-se também em menor quantidade Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera e Odonata táxons que retratam a eficiência na utilização do índice biótico, identificando os que mais refletem positiva e negativamente a qualidade do meio ambiente e do sistema aquático, tendo em vista a identificação de eventuais modificações nos sistemas aquáticos pela presença e ausência dos diferentes organismos.

A avaliação do índice BMWP no Córrego do Gramado foi de excelente a regular dependendo do ponto e período de coleta, porém ao analisar os valores BMWP observa-se grande quantidade de táxons que possuem pontuações menores que 7. Em contrapartida, os tolerantes à poluição como Chironomidae, Oligochaeta e Hirudinea estiveram presentes em grande quantidade apontando perturbação no ponto P2. Isto possivelmente demonstra que encontra - se impactado, uma vez que foi composto por táxons mais tolerantes à poluição, que receberam pontuações mais baixas. Mesmo no ponto 2 com valor do BMWP considerado excelente e regular, isso foi atribuído ao grande número de táxons de valor entre 6 a 1 pelo índice BMWP.

Entre os pontos e as coletas, houve diferenças na comunidade de macroinvertebrados bentônicos, tanto em relação à riqueza taxonômica quanto a abundância durante as amostradas. O fato de ocorrer grande abundância de famílias pode estar relacionada com as áreas de preservação permanente e os fragmentos Florestais próximos do Córrego do Gramado. Com os resultados obtidos nesse trabalho a valoração com a utilização de índices de diversidade biológica como

BMWP são ferramentas importantes e úteis na avaliação de sistemas aquáticos para conhecer a qualidade ambiental e da água de diversos ecossistemas desde que a análise do uso e cobertura da terra seja conhecida.

Os resultados obtidos auxiliarão nas tomadas de decisões para a preservação, manutenção e recuperação dos corpos d'água da bacia hidrográfica do Córrego do Gramado como recuperação das áreas de preservação permanente e reserva legal, fiscalização intensiva nos lançamentos de efluentes domésticos e/ou industrial e zoneamento urbano mais restritivo para uso e cobertura da terra na bacia do Córrego do Gramado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABÍLIO, F. J. P. et al. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade ambiental de corpos aquáticos da Caatinga. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, p. 397-409, 2007.
- AGRA, S. G. **Estudo experimental de microreservatórios para controle do escoamento superficial**. 2001. 122 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- ALBA-TERCEDOR, J. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. **Actas del IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA)**, v. 2, p. 203-213, 1996
- ALLAN, J. D. **Stream ecology: structure and function of running waters**. New York: Chapman and Hall, 1995. 388 p.
- ANDRADE, M. H. da S.; PEREIRA, L. R.; CALÇAS, M. F. **Avaliação da qualidade de água em diferentes sistemas de produção pecuária - áreas de cerrado e pantanal**. VI Seminário Internacional AMÉRICA PLATINA (VI SIAP) e I Colóquio Unbral de Estudos Fronteiriços. TEMA: “América Platina: alargando passagens e desvendando os labirintos da integração” Campo Grande, 2016.
- APHA/AWWA/WEF. EATON, A. D. et al. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21th. Washington: American Public Health Association, 2005. 1082 p.
- ARTHURTON, Russel et al (Coord). **Global environment outlook 4 (GEO-4)**. Cap. 4. Nairobi: UNEP, 2007. Disponível em: < http://www.unep.org/geo/geo4/report/GEO-4_Report_Full_en.pdf>. Acesso: em 16 jan. 2018.
- ASTON, R.J. Tubificidae and water quality: a review. **Environmental Pollution**, v. 5, p. 1-10, 1973.
- BAPTISTA, D. F. et al. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 575, p. 83-94, 2007.
- BAPTISTA, D. F. Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos. In: BAPTISTA, D. F.; BUSS, D. F.; OLIVEIRA, R. B. S. (ed.). **Monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos continentais**. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, 2008. v. 12, p. 425-441. (Series Oecologia Brasiliensis, 3).
- BARLAK, R.; EPPS, D.; PHIPPEN, B. **Water Quality Assessment and Objectives for the Englishman River Community Watershed**. 2010. 87 f. Monografia eletrônica, Proteção da Água e Divisão de Sustentabilidade Ambiental, 2010.

Disponível em: <<https://manningelliott.com/sites/default/files/EnglishmanRiverRecoveryPlan.pdf>>. Acesso em: 28 jul. 2017.

BARRELLA, W. et al. 2000. As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. de F. (eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP FAPESP, 2000. 320 p.

BATTEGAZZORE, M. et al. An evaluation of the environmental quality of the River Po using benthic macroinvertebrates. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 125, n. 2, p. 175-206, 1992.

BILICH, M. R.; LACERDA, M. P. C. Avaliação da qualidade da água do Distrito Federal (DF), por meio de geoprocessamento. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIA-MENTO REMOTO, 12., 2005, Goiânia.

BISPO, P. C.; OLIVEIRA, L. G. Distribuição espacial de insetos aquáticos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córregos de cerrado do Parque Ecológico de Goiânia, Estado de Goiás. In: NESSIMIAN, J. L.; CARVALHO, A. L. E. (ed.). **Ecologia de insetos aquáticos**. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, 1998. p. 175-189. (Series Oecologia Brasiliensis, 5).

BOCHINI, G. L. et al. O uso da família Chironomidae (Diptera, Insecta) como bioindicador na avaliação da qualidade das águas do Ribeirão dos Peixes, Dois Córregos, SP. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 7., 2005, Caxambú. **Anais do VII Congresso de Ecologia do Brasil**, 2005.

BONFIM, R. M.; HENRY-SILVA, G. G. A bacia hidrográfica como unidade de estudo e o funcionamento dos ecossistemas fluviais. Boletim da Associação Brasileira de Limnologia. **Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia**, v. 39, p. 1-15, 2011.

BOTELHO, R. G. M.; SILVA, A. S. da. Bacia hidrográfica e qualidade ambiental. In: VITTE, A. C.; GUERRA, A. J. T. **Geografia física no Brasil**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2004. 280 p.

BOUCHARD R. W. **Guide to aquatic macro invertebrates of the upper midwest**. Water Resources Centre. St. Paul, MN: University of Minnesota, 2004. p. 208.

BRAGA, B. P. F.; STRAUSS, C.; PAIVA, F. Water charges: paying for the commons in Brazil. **Water Resources Development**, v. 21, n. 1, p. 119-132, 2005.

BRANCO, S. M. A água e o homem. In: PORTO, R. L. L. et al. (org.). **Hidrologia Ambiental**. São Paulo: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1991. v. 3.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução, n. 357, de 17 de março de 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 27 set. 2016.

BRINKHURST, R. O.; MARCHESE, M. R. **Guia para la indentificacion de Oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centroamerica**. Santa Fé, Argentina: Climax, 1989. 207 p.

BUBINAS, A.; JAGMINIENÉ, I. Bioindication of ecotoxicity according to community structure of macrozoobenthic fauna. **Acta Zoológica Lituanica**, Vilnius, v. 11, n. 1, p. 90-99, 2001.

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. **Caderno de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 19, n. 2, p. 465-473. 2003.

CALLANAN, M.; BAARS, J.; KELLY-QUINN, M. Critical influence of seasonal sampling on the ecological quality assessment of small headwater streams. **Hydrobiologia**, v. 610, p. 245-55, 2008.

CALLISTO, M.; ESTEVES, F. A. Categorização funcional dos macroinvertebrados bentônicos em quatro ecossistemas lóticos sob influência das atividades de uma mineração de bauxita na amazônia central (Brasil). **Oecologia Brasiliensis**, v. 5, p. 223-234, 1998.

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. D. C. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 6, n. 1, p. 71-82, 2001.

CAMELO, F. R. B. **Avaliação da qualidade ambiental da bacia do Rio Uberabinha através de um índice BMWP adaptado**. 2013. Disponível em: <<https://repositorio.ufu.br/bitstream/123456789/13381/1/FlavioRoque.pdf>>. Acesso em: 07 jun. 2018.

CARDOSO, I. L. et al. Índice de Estado Trófico (IET) e Biological Monitoring Working Party (BMWP): uma análise comparativa para avaliação da qualidade da água. **REB: Revista Eletrônica de Biologia**, v. 7, p. 342, 2014.

CARVALHO, A. L.; NESSIMIAN, J. L. Odonata do Estado do Rio de Janeiro, Brasil: hábitos e hábitos das larvas, p. 3-28. In: _____ (ed.). **Ecologia de insetos aquáticos**. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, 1998. 309 p. v. 5. (Series Oecologia Brasiliensis).

CHRISTOFOLETTI, A. et al. A Morfometria do Relevo na Média Bacia do Rio Corumbataí. In, V Simpósio de Geografia Física Aplicada. **Anais**. São Paulo, 1993. FIBGE. Manuais Técnicos em Geociências, número 5. Manual Técnico de Geomorfologia. Rio de Janeiro, 1995.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. 2. ed. São Paulo: Edgard Blücher Ltda., 1980.

COFFMAN, W. P.; FERRINGTON, L. C. Chironomidae. In: MERRIT, K. W.; CUMMINS, R. W. (eds.). **An introduction of aquatic insects of North America**. Kendall, 1996.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. **Mapas digitais de enquadramento por classes de corpos de água de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2016. Disponível em:

<<http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/32/2016/04/UGRHI21.pdf>>. Acesso em: 12 dez. 2016.

CORBI, J. J. et al. Diagnóstico ambiental de metais e organoclorados em córregos adjacentes a áreas de cultivo de cana-de-açúcar (Estado de São Paulo, Brasil). **Química Nova**, v. 29, n. 1, p. 61-65, 2006.

CORBI J.J. et al. Are aquatic insect species sensitive to banana plant cultivation? **Ecological Indicators**, v. 25, p. 156-161. 2013

CORTEZZI, S. S. et al. Influência da ação antrópica sobre a fauna de macroinvertebrados aquáticos em riachos de uma região de cerrado do sudoeste do Estado de São Paulo. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 99, n. 1, p. 36-43, 2009. ISSN 1678-4766.

COSTA, C.; IDE, S.; SIMONKA, C. E. **Insetos imaturos – metamorfose e identificação**. Ribeirão Preto: Holos, 2006. 249 p.

COUILLARD, D.; LEFEBVRE, Y. Analysis of water quality indices. **Journal of Environmental Management**, v. 21, p. 161-179, 1985.

CRIADO, R. C. **Análise do uso da terra nas áreas de preservação permanente dos corpos d'água da bacia do córrego espriado como subsídio para pagamentos por serviços ambientais**. 2012, 118 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Presidente Prudente.

CUMMINS, K. W.; KLUG, M. J. Feeding ecology on stream invertebrates. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 10, p. 147-172, 1979.

CUMMINS, K. W.; MERRITT, R. W.; ANDRADE, P. C. N. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in southeast Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environmental**, v. 40, n. 1, p. 71-90, 2005.

CUNHA, S. B. da; GUERRA, A. J. T. Degradação ambiental. In: GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. da. **Geomorfologia e meio ambiente**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1996. p. 337-79.

DAJOZ, R. **Princípios de ecologia**. 7. ed. Porto Alegre: Artmed, 2005, p. 79-90; 303-374.

DIBIESO, E. P.; LEAL, A. C. Planejamento ambiental e gestão dos recursos hídricos: estudo aplicado à bacia hidrográfica do manancial de abastecimento público do alto curso do Rio Santo Anastácio/SP. In: ENCONTRO NACIONAL DE GEÓGRAFOS, 16., 2010, Porto Alegre. XVI Encontro de Geógrafos Brasileiros... 2010. p. 1-10.

Disponível em: < <http://200.145.6.238/handle/11449/105072>>. Acesso em: 22 set. 2017.

DIBLASI FILHO, I. **Ecologia Geral**. Rio de Janeiro: Ciência Moderna Ltda., 2007, p. 194-213.

DONADIO, N. M. M; GALBIATTI, J. A; PAULA, R. C. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na Bacia Hidrográfica do Córrego Rico, São Paulo, Brasil. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 25, n. 1, p.115-125, jan./abr. 2005. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/eagri/v25n1/24877.pdf>>. Acesso em: 28 set. 2016.

DOURADO, D. P. Estudo de indicadores da qualidade da água em mananciais superficiais do Pólo de Fruticultura Irrigada São João. In: CONNEPI, 7., 2012. Disponível em: <<http://propi.ifto.edu.br/ocs/index.php/connepi/vii/paper/viewFile/4547/1679>>. Acesso em: 27 nov. 2017.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 606 p.

FERREIRA, M. B. P. **Cobertura da terra como indicador de qualidade ambiental urbana**: estudo aplicado ao município de Curitiba-PR, 2015. Disponível em: <<http://acervodigital.ufpr.br/bitstream/handle/1884/38333/R%20-%20D%20-%20MANOELLA%20BARROS%20PEDREIRA%20FERREIRA.pdf?sequence=3>>. Acesso em: 09 set. 2016.

FERREIRA, W. R.; RODRIGUES, D. N.; ALVES, C. B. M.; CALLISTO, M. Biomonitoramento de Longo Prazo da Bacia do Rio das Velhas através de um Índice Multimétrico Bentônico. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. Volume 17, n.3, 2012, 253-259.

FIA, R. et al. Estado trófico da água na bacia hidrográfica da Lagoa Mirim, RS, Brasil. **Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 4, n. 1, p. 132-141, 2009.

FRANCO, B. D. G. M.; LANDGRAF, M. **Microbiologia dos alimentos**. São Paulo: Atheneu, 2002.

FRANCO, M. C. **Verificação da qualidade de corpos hídricos na área urbanizada de Jataí (GO)**. 2012. 94 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Goiás – Campus Jataí, Jataí. Disponível em: <https://posgeo.jatai.ufg.br/up/180/o/Disserta%C3%A7%C3%A3o_-_Michel_Carvalho_Franco.pdf>. Acesso em: 30 nov. 2017.

FREITAS, M. B.; BRILHANTE, O. M.; ALMEIDA, L. M. Importância da análise de água para a saúde pública em duas regiões do Estado do Rio de Janeiro: enfoque para coliformes fecais, nitrato e alumínio. **Cadernos de Saúde Pública** [online], v. 17, n. 3, p. 651-660, 2001.

FULLER, A.; COWELL, B. C. Seasonal variation in benthic invertebrate recolonization of small-scale disturbances in a subtropical Florida lake. **Hydrobiologia**, v. 124, p. 211-221, 1985.

FUSHIMI, M.; NUNES, J. O. R. Principais classes de solos no município de Presidente Prudente - SP: identificação e caracterização. **Boletim Goiano de Geografia**, v. 32, p. 45-58, 2015.

GASPAROTTO, F. A. **Avaliação ecotoxicológica e microbiológica da água de nascentes urbanas no município de Piracicaba-SP**. Piracicaba: Universidade de São Paulo, 2011. p. 90.

GIUPPONI, C.; VLADIMIROVA, I. Ag-PIE: a GIS-based screening model for assessing agricultural pressures and impacts on water quality on a European scale. **Science of the Total Environment**, v. 359, p. 57-75, 2006.

GONÇALVES, F. B.; ARANHA, J. M. R. Ocupação espacial e temporal dos macroinvertebrados bentônicos na bacia do rio Ribeirão, Paranaguá, PR. **Acta Biologica Paranaense**, v. 32, p. 181-190, 2004.

GORDON, N.D. et al. Stream Hydrology: **An Introduction for Ecologists**. John Wiley and Sons, West Sussex, England, p. 526, 2004.

GOULART, M.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, n. 1, 2003.

GRALHÓZ, G.; NOGUEIRA, M. G. Eutrofização e contaminação crônica de um riacho de cuesta (Córrego Cintra, Botucatu, SP) e avaliação do sistema de tratamento de esgotos. In: TUNDISI, J. G.; TUNDISI, M. T.; GALLI, C. S. (eds). **Eutrofização na América do Sul: causas, consequências e tecnologias para gerenciamento e controle**. São Carlos: dmd Propaganda e Marketing, 2006.

GRUMIAUX, F. et al. Effect of sediment quality on benthic macroinvertebrate community in streams in the north of France. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 385, n. 1-3, p. 33-46, 1998.

GUERESCHI, R. M. **Macroinvertebrados bentônicos em córregos da Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP: subsídios para monitoramento ambiental**. 2004. 125 p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal de São Carlos - UFSCAR (SP), São Carlos.

HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. **Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Embrapa Meio-Norte-Livros científicos (ALICE), 2014.

HENRIQUES-OLIVEIRA, A. L.; NESSIMIAN, J. L.; DORVILLÉ, L. F. M. Feeding habits of chironomid larvae (Insecta: Diptera) from a stream in the Floresta da Tijuca, Rio de Janeiro, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 63, n. 2, p. 269-281, 2003.

HENRY, C. P.; AMOROS, C.; BORNETTE, G. Species traits and recolonization processes after disturbance in riverine macrophytes. **Vegetatio**, v. 122, p. 13-27, 1996.

HEPP, L. U.; RESTELLO, R. M. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade das águas do Alto Uruguai Gaúcho. **Conservação e uso sustentável da água: múltiplos olhares**. Erechim (RS), v1, n1, p. 136, 2007.

HOWMILLER, R.P.; BEETON, A. S. M. Biological evaluation of environmental quality. **Journal Water Pollution Control Federation**, v. 43, p. 123-133, 1971.

HUSBAND, B. C.; BARRETT, S. C. H. Spatial and temporal variation in population size of *Eichhornia paniculata* in ephemeral habitats: implications for metapopulation dynamics. **Journal of Ecology**, v. 86, p. 1021-1031, 1998.

IMBIMBO, V. R. H. **Avaliação da qualidade ambiental, utilizando invertebrados bentônicos, nos rios Atibaia, Atibainha e Cachoeira, SP**. 2006. 98 f. Dissertação (Doutorado em Ecologia) - Faculdade Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/25072002pidoso.shtm>>. Acesso em: 23 ago. 2016.

JABLONSKA, I.; PATUREJ, E. The domination and constancy of occurrence of invertebrate communities in the Hancznska Bay, Lake Wigry, NW Poland. **Acta Hydrobiologica**, v. 41, n. 6, p. 249-253, 1999.

JARVIE, H. P.; NEAL, C.; WITHERS, P. J. A. Sewage-effluent phosphorus: a greater risk to river eutrophication than agricultural phosphorus? **Science of the Total Environment**, v. 360, p. 246-253, 2005.

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

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 Limnológica Brasiliensis**, v. 10, n. 2, p. 125-135, 1998.

KIKUCHI, R. M.; UIEDA, V. S. Composição da comunidade de invertebrados de um ambiente lótico tropical e sua variação espacial e temporal. In: NESSIMIAN, J. L.; CARVALHO, A. L. (eds.). **Ecologia de Insetos Aquáticos**. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, 1998. p. 157-173. v. 5. (Série Oecologia Brasiliensis).

KRUG, A. Drainage history and land use pattern of a Swedish river system-their importance for understanding nitrogen and phosphorus load. **Hydrobiologia**, v. 251, p. 285-296, 1993.

LADRERA, R.; RIERADEVALL, M.; PRAT, N. Macroinvertebrados acuáticos como indicadores biológicos: una herramienta didáctica. **Ikastorratza, e-Revista de Didáctica**, n. 11, p. 19, 2013. ISSN-e 1988-5911

LATUF, M. O. Diagnóstico das águas superficiais do Córrego São Pedro, Juiz de Fora, MG. **Geografia-Londrina**, v. 13, n. 1, jan./jun. 2004. Disponível em: <<http://www.geo.uel.br/revista>>. Acesso em: 27 jul. 2017.

LEAL, A. C. **Meio ambiente e urbanização na microbacia do Areia Branca - Campinas/SP**. 1995. 154 f. Dissertação (Mestrado em Geociências) - UNESP/IGCE, Rio Claro.

LEAL, A. C.; PINTO, J. G. **Degradação ambiental e qualidade de vida na bacia hidrográfica do córrego do gramado em Presidente Prudente/São Paulo**. Águas urbanas: memória, gestão, riscos e regeneração. Londrina: Eduel, 2007, p. 1-17.

LEOPOLDO, P.R.; SOUZA, A.P. **Hidrometria.Botucatu**, São Paulo: FCA – UNESP, 1979.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2. ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2000. p. 33-43.

LOYOLA, R. G. N. **Atual estágio do IAP no uso de índices biológicos de qualidade**. V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação – Anais, Volume I. UFES, Vitória, Espírito Santo, 10 a 15 de outubro de 2000. 46-52. 2000.

MACÊDO, J. A. B. **Métodos laboratoriais de análises físico-químicas e microbiológicas**. 2. ed. Belo Horizonte: CRQ/MG, 2003. 601p.

MACHADO, R. E.; VETTORAZZI, C. A.; XAVIER, A. C. Simulação de cenários alternativos de uso da terra em uma microbacia utilizando. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.27, n. 4, p.727-733, 2003.

MARCHESAN, E. et al. Qualidade de água dos rios Vacacaí e Vacacaí-Mirim no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. **Ciência Rural** [online], v. 39, n. 7, p. 2050-2056, 2009. Epub 14 ago. 2009.

MARCHESANI, E. et al. Rice herbicide monitoring in two brazilian rivers during the rice growing season. **Scientia Agrícola**, v. 64, p. 131-137, 2007.

MARGALEF, F. **Liminología**. Barcelona: Omega, 1983. 1010 p.

MATOS, R. de J. Análise biogeográfica do córrego do Botafogo, Presidente Prudente - São Paulo - Brasil. **Revista Geografia em Atos**, Presidente Prudente, v. 1, n. 10, jan./jun. 2010, p 70-85.

McDOWELL, R. W.; SHARPLEY, A. N.; CONDRN, L. M. Processes controlling soil phosphorus release to runoff and implications for agricultural management. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 59, p. 269-284, 2001.

MEDEIROS, M. B. **Caracterização das comunidades de macroinvertebrados bentônicos da bacia do córrego Riacho Fundo, Brasília - DF, e uso destas como bioindicadoras de qualidade de água.** 1997. 82 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade de Brasília – DF, Brasília.

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

METCALFE, J. L. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. **Environmental Pollution**, v. 60, p. 101-139, 1989.

MIHUC, T. B. The functional trophic role of lotic primary consumers: generalist versus specialist strategies. **Freshwater Biology**, v. 37, p. 455-462, 1997.

MONTEIRO, C. A. F. **A dinâmica e as chuvas no estado de São Paulo.** São Paulo: IGEOG/USP, 1973. 130 p. (Estudo Geográfico sob forma de Atlas).

MONTEIRO, R. C. **Estimativa do espaço temporal da superfície potenciométrica do sistema aquífero Guarani na cidade de Ribeirão Preto (SP), Brasil.** 2003. 212 f. Tese (Doutorado em Geociências/Geociências e Meio Ambiente) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.

MONTEIRO, T. R.; OLIVEIRA, L. G.; GODOY, B. S. Biomonitoramento da qualidade de água utilizando macroinvertebrados bentônicos: adaptação do índice BMWP à Bacia do Rio Meia Ponte - GO. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3. p. 553-565, 2008.

MORETTI, M. S.; CALLISTO, M. Biomonitoring of benthic macroinvertebrates in the middle Doce River watershed. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 17, n. 3, p. 267-281, 2005.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro.** 1. ed. Rio de Janeiro: Technical Book, 2010. 176 p.

MUÑOZ, A. A.; OJEDA, F. P. Feeding guild structure of a rock intertidal fish assemblage in central Chile. **Environmental Biology of Fishes**, v. 49, p. 471-479, 1997.

MUSTOW, S. E. Biological monitoring of rivers in Thailand: use and adaptation of the BMWP score. **Hydrobiologia**, v. 479, p. 191-229, 2002.

NASCIMENTO, M. C. do. et al. Uso do geoprocessamento na identificação de conflito de uso da terra em áreas de preservação permanente na bacia hidrográfica do Rio Alegre, Espírito Santo. **Ciência Florestal**, v. 15, n. 2, p. 207-220, 2005.

NAVAS-PEREIRA, D.; HENRIQUE, R. M. Aplicação de índices biológicos numéricos na avaliação da qualidade ambiental. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 56, p. 441-450, 1996.

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 de Engenharia Ambiental e Sanitária). Goiania. 53 p. 2015.

NUCCI, J. C. **Qualidade ambiental e adensamento urbano:** um estudo de ecologia e planejamento da paisagem aplicado ao distrito de Santa Cecília (MSP). 2. ed. Curitiba: O Autor, 2008. 150 p. Disponível em: <https://s3.amazonaws.com/academia.edu.documents/44097222/qualidade_ambiental_e_adensamento_urbano.pdf?AWSAccessKeyId=AKIAIWOWYYGZ2Y53UL3A&Expires=1506213875&Signature=OGwMbWpfcFS6vw6RfyOe%2Fsp%2FU0Y%3D&response-content-disposition=inline%3B%20filename%3DJOAO_CARLOS_NUCCI.pdf>. Acesso em: 20 jun. 2017

NUNES, J. O. R. **Uma contribuição metodológica ao estudo da dinâmica da paisagem aplicada à escolha de áreas para construção de aterro sanitário em Presidente Prudente.** 2002. 211 p. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Estadual Paulista – UNESP, Presidente Prudente.

NUTALL, P. M.; PURVERS, J. B. Numerical indices applied to the results of a survey of a macro-invertebrate fauna of the Tarnar catchment (southwest England). **Freshwater Biology**, v. 4, p. 213-222, 1974.

ODUM, E. **Fundamentos de ecologia.** 5. ed. São Paulo: Thomson Learnig, 2007.

OLIVEIRA, C. N. de; CAMPOS, V. P.; MEDEIROS, Y. D. P. Avaliação e identificação de parâmetros importantes para a qualidade de corpos d'água no semiárido baiano. estudo de caso: bacia hidrográfica do rio Salitre. **Química Nova**, v. 33, n. 5, p. 1059-1066, 2010.

OLIVEIRA JÚNIOR, E. T. **Bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró:** macroinvertebrados como bioindicadores e a percepção ambiental dos pescadores e marisqueiras do seu entorno. 2009. 141 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) -Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa.

OLIVEIRA, L. G.; BISPO, P. C.; SÁ, N. C. Ecologia de comunidades de insetos bentônicos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), em córregos do Parque Ecológico de Goiânia, Goiás, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 14, n. 4, p. 867-876, 1997.

OLIVEIRA, P. C. dos R. **Comunidade de macroinvertebrados bentônicos e qualidade da água e do sedimento das bacias hidrográficas dos Rios Lavapés, Capivara, Araquá e Pardo, município de Botucatu (SP) e região.** 2009. 202 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Biológicas) - Instituto de Biociências de Botucatu, Universidade Estadual Paulista – UNESP, Botucatu. Disponível em: <https://http://www.ibb.unesp.br/posgrad/teses/zoologia_me_2009_paula_oliveira.pdf>. Acesso em: 10 jan. 2018.

OLIVEIRA, V. D. M. et al. Avaliações físicas, químicas e biológicas da Microbacia do Córrego Modeneis em Limeira - SP. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 5, n. 1, p. 86-96, jan./abr. 2008.

PALMER, C. et al. Macroinvertebrate community structure and altitudinal changes in the upper reaches of a warm temperature southern african river. **Freshwater Biology**, v. 32, n. 2, p. 337-348, 1994.

PAMPLIN, P. A. Z.; ALMEIDA, T. C. M.; ROCHA, O. Composition and distribution of bentic macroinvertebrates in Americana Reservoir, SP, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 18, n. 2, p. 121-132, 2006.

PELLI, A. **Proposta de índice para avaliação da qualidade de água em ambientes lóticos**: estudo de aplicação no córrego Gameleira (Uberaba, MG), 2011. Disponível em: <<https://repositorio.unesp.br/handle/11449/144170>>. Acesso em: 09 jun. 2017.

PENNAK, R. W. **Freshwater invertebrates of the United States**. 2nd. New York: John Wiley & Sons, 1978. 803 p.

_____. _____. Protozoa to Mollusca. 3rd. Nova York: John Wiley & Sons, 1991.

PEREIRA, V. P. **Solo**: manejo e controle de erosão hídrica. Jaboticabal: FCAV, 1997. 56 p.

PÉREZ, G. R. **Bioindicación de la calidad del agua en Colombia**. Imprenta Universidad de Antioquia, 2003.

PIROLI, E. L. Geoprocessamento aplicado ao estudo da evolução do uso da terra e seus impactos sobre a infiltração de água em microbacias hidrográficas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA (CONBEA), 43., 2014, Campo Grande. **Anais...** Jaboticabal: SBEA, 2014. p.43.

PRATTE-SANTOS, R.; TERRA V. R.; BARBIÉRI R. S. Perspectivas da avaliação da qualidade da água em rios por intermédio de parâmetros físicos, químicos e biológicos. **Natureza on line**, 2008.

PRIMAVESI, O. et al. Water quality of the canchim's creek watershed in São Carlos, SP, Brazil, occupied by beef and dairy cattle activities. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 45, n. 2, p. 209-217, 2002.

QUEIROZ, J. F.; TRIVINHO-STRIXINO, S.; NASCIMENTO, V. M. C. **Organismos bentônicos bioindicadores da qualidade das águas da Bacia do Médio São Francisco**. São Paulo: Embrapa, 2000.

Řezníčková, P., Tajmrová, L., Pařil, P., Zahrádková, S. **Effects of drought on the composition and structure of benthic macroinvertebrate assemblages** - A case study. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, v. 61, n.6, p. 1853-1865, 2013.

RHEINHEIMER, D. dos S. et al. Qualidade de águas subterrâneas captadas em fontes em função da presença de proteção física e de sua posição na paisagem. **Engenharia Agrícola** [online], v. 30, n. 5, p. 948-957, 2010.

RIGHI, K. O. **Avaliação do uso potencial de macroinvertebrados bentônicos no biomonitoramento da qualidade da água de ambientes lóticos na Serra da Bodoquena – MS.** 2015. Disponível em: <<http://200.129.202.51:8080/jspui/bitstream/123456789/1494/1/Karina%20Ocampo%20Righi%20Cavallaro.pdf>>. Acesso em: 18 jan. 2017.

ROBAYO, H. M. S. et al. Avaliação da qualidade da água usando o método BMWP em Três Córregos com diferentes estágios de conservação. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 21., 2015, São Paulo.

ROCHA, P. C.; TOMMASELLI, J. T. G. Variabilidade hidrológica nas bacias dos rios Aguapeí e Peixe, Região Oeste Paulista. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 10, p. 2237, 2012.

RODRÍGUEZ-BARRIOS, J.; OSPINA-TÓRRES, R.; TURIZO-CORREA, R. Grupos funcionales alimentarios de macroinvertebrados acuáticos en el río Gaira, Colombia. **Revista de Biología Tropical**, v. 59, n. 4, p. 1537-1552, dec. 2011.

RODRIGUEZ, J. M. M.; SILVA, E. V da, CAVALCANTI, A. P. B. **Geoeecologia das paisagens: uma visão geossistêmica da análise ambiental.** Fortaleza: UFC, 2004.

_____. **Geomorfologia das paisagens: uma visão geossistêmica da análise ambiental.** Fortaleza: UFC, 2007.

ROQUE, F. O.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Benthic macroinvertebrates in mesohabitats of different spatial dimensions in a first order stream (São Carlos - SP). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.13, p. 69-77, 2001.

ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates.** New York: Chapman and Hall, 1993. p. 488.

SAMIZAVA, T. M. et al. Proposta de delineamento amostral para levantamento de medidas de variáveis limnológicas e de dados espectrorradiométricos em planície de inundação. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE CIÊNCIAS GEODÉSICAS E TECNOLOGIAS DA GEOINFORMAÇÃO, 2., 2008, Recife. Disponível em: <http://www2.fct.unesp.br/pos/cartografia/docs/anaiseventos/samizava_prop_delin_a_mostral_simgeo_2008.PDF>. Acesso em: 19 jan. 2018.

SANSEVERIANO, A. M.; NESSIMIAN, J. L. Habitats de larvas de Chironomidae (Insecta: Diptera) em riachos de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 13, n. 1, p. 29-38, 2001.

SANTOS, R. F. **Planejamento ambiental: teoria e prática.** São Paulo: Oficina de Textos, 2004.

SÃO PAULO (Estado). Decreto n. 10.755, de 22 de novembro de 1977. Dispõe sobre o enquadramento dos corpos de água receptores na classificação prevista no Decreto n. 8.468, de 8 de setembro de 1976, e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Estado de São Paulo, Diário do Executivo**, São Paulo, v. 87, n. 221, p. 1-4, 23 nov. 1977. Disponível em: <<http://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/1977/decreto-10755-22.11.1977.html>>. Acesso em: 09 set. 2016.

SCHIAVONE, D. C. et al. Utilização dos macroinvertebrados bentônicos na avaliação da qualidade ambiental de 10 afluentes do Rio do Monjolinho, São Carlos, SP. **Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 6, p. 220-228, 2010.

SCHNAIBERG, J. et al. Explaining human settlement patterns in a recreational lake district: Vilas County, Wisconsin, USA. **Environmental Management**, v. 30, p. 24-34, 2002.

SCHNEIDER, R. M. **Qualidade da água e deposição de sedimentos em trechos da bacia hidrográfica do Rio Pirapó representados pelo Ribeirão Maringá**. 2009. 154 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Estadual de Maringá. Maringá, PR. Disponível em: <<http://nou-rau.uem.br/nou-rau/document/?code=vtls000178956>>. Acesso em: 27 jul. 2017.

SILVA, E. S. et al. **Qualidade da água do córrego cacau e da água servida no município de Confresa – Mato Grosso**. In: CONGRESSO NACIONAL DE POÇOS DE CALDA, 11., 2014, Poços de Calda - Minas Gerais. Disponível em: <<http://www.google.com.br/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&ved=0CB0QFjAA>>. Acesso em: 28 jul. 2017.

SILVA, N. T. de C. **Macroinvertebrados bentônicos em áreas com diferentes graus de preservação ambiental na Bacia do Ribeirão Mestre d'Armas, DF**. 2007. 113 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade de Brasília. 2007. Disponível em: <http://repositorio.unb.br/bitstream/10482/1533/1/Dissertacao_Newton_Tiago.pdf>. Acesso em: 17 jan. 2018.

SIOLI, H. 50 anos de pesquisas em limnologia na Amazônia. **Acta Amazônica**, v. 36, n. 3, p. 287-298, 2006.

SOARES, F. B.; LEAL, A. C. Planejamento ambiental da bacia do Balneário da Amizade nos Municípios de Álvares Machado e Presidente Prudente - São Paulo. **Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 7, p. 2, 2011. Disponível em: <https://www.amigosdanatureza.org.br/publicacoes/index.php/forum_ambiental/articloe/viewFile/105/107>. Acesso em: 12 ago. 2016.

SONODA, K. C.; VETTORAZZI, C. A.; ORTEGA, E. M. M. Relação entre uso do solo e composição de insetos aquáticos de quatro bacias hidrográficas do Estado de São Paulo. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 6, p. 187-200, 2011.

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Departamento de engenharia sanitária e ambiental UFMG, 2007. 452p.

STRIEDER, M. N.; SANTOS, J.; VIEIRA, E. M. Distribuição, abundância e diversidade de Simuliidae (Diptera) em uma bacia hidrográfica impactada no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 50, n. 1, p. 119-124, 2006.

THOMAZI, R. D. et al. A sucessão ecológica sazonal de macroinvertebrados bentônicos em diferentes tipos de atratores artificiais no rio Bubu, Cariacica, ES. **Natureza on line**, v. 6, n. 1, p. 1-8, 2008.

TOLEDO, L. G.; NICOLELLA, G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agricola**, v. 59, p.181-186, 2002.

TRIVINHO-STRIXINO, S. **Larvas de Chironomidae**: guia de identificação. São Carlos: Depto. de Hidrobiologia/Lab. Entomologia Aquática/UFSCAR, 2011. 371 p.

TUCCI, C. E. M. Plano diretor de drenagem urbana: princípios e concepção. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 2, n. 2, p. 5-12, jul./dez. 1997.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI**: enfrentando a escassez. São Carlos: Rima, 2003. 247 p.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. São Paulo: Oficina dos Textos, 2008. p.136-365.

VANNOTE, R. L. et al. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fish And Aquatic Science**, n. 37, p.130-136, 1980.

VANZELA, L. S.; HERNANDEZ, F. B. T.; FRANCO, A. M. Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do Córrego Três Barras, Marinópolis. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, p. 55-64, 2010.

VASCO, A. N. et al. Avaliação espacial e temporal da qualidade da água na sub-bacia do rio Poxim, Sergipe, Brasil. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 118-130, 2011. Disponível em: <<https://www.alice.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/902852/1/2011AvaliacaoespacialetemporaldaqualidadedaaguanaSubbaciadoRioPoximSergipeBrasil.pdf>>. Acesso em: 12 fev. 2018.

WANTZEN, K. M.; WAGNER, R. Detritus processing by invertebrate shredders: a neotropical–temperate comparison. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 25, p. 216-232, 2006.

WARD, D.; HOLMES, N.; JOSÉ, P. **The New River & Wildlife Handbook**. Bedfordshire: RSPB, NRA & The Wildlife Trusts, 1995.

WHILES, M. R.; WALLACE, J. B. Leaf litter breakdown and macroinvertebrate communities in headwater streams draining pine and hardwood catchments. **Hydrobiologia**, v. 353, p.107-109, 1997.

WONG, A. H. K. et al. Macroinvertebrates abundance in two lakes with contrasting fish communities. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 141, n. 3, p. 283-302, 1998.

ZAMORA-MUÑOZ, C. et al. Are biological indices BMWP and ASPT and their significance regarding water quality seasonally dependent? Factors explaining their variations. **Water Research**, v. 29, n. 1, p. 285-90, 1995.