

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO CENTRO-OESTE-UNICENTRO
SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E AMBIENTAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU* EM ENGENHARIA
SANITÁRIA E AMBIENTAL

CAMILA SCHAEFER MARTINS

**INFLUÊNCIA DO USO E OCUPAÇÃO DA TERRA SOBRE A COMUNIDADE DE
MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS E SUA ASSOCIAÇÃO COM
QUALIDADE DA ÁGUA**

IRATI
2020

CAMILA SCHAEFER MARTINS

**INFLUÊNCIA DO USO E OCUPAÇÃO DA TERRA SOBRE A COMUNIDADE DE
MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS E SUA ASSOCIAÇÃO COM
QUALIDADE DA ÁGUA**

Dissertação apresentada como requisito Parcial à obtenção de grau de Mestre em Engenharia Sanitária e Ambiental, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, Associação ampla entre a Universidade Estadual do Centro-Oeste e a Universidade Estadual de Ponta Grossa, área de concentração Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos, da UNICENTRO

Orientador: Prof. Dr. Paulo Costa de Oliveira Filho

Coorientador: Prof. Dr. Elynton Alves do Nascimento

IRATI
2020

Catálogo na Fonte
Biblioteca da UNICENTRO

MARTINS, Camila Schaefer.

M379i Influência do uso e ocupação da terra sobre a comunidade de macroinvertebrados aquáticos e sua associação com qualidade da água / Camila Schaefer Martins. – Irati, PR : [s.n.], 2020.
66f.

Orientador: Prof. Dr. Paulo Costa de Oliveira Filho

Coorientador: Prof. Dr. Elynton Alves do Nascimento

Dissertação (mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. Área de concentração Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos. Universidade Estadual de Ponta Grossa. Universidade Estadual do Centro-Oeste, PR.

1. Engenharia ambiental. 2. Bacia hidrográfica. 3. Sensoriamento remoto. I. Oliveira Filho, Paulo Costa. II. Nascimento, Elynton Alves do. III. UEPG. IV. UNICENTRO. V. Título.

CDD 628.1

TERMO DE APROVAÇÃO

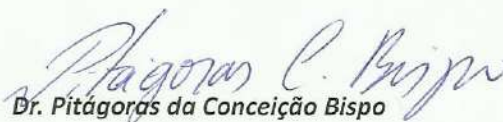
Camila Schaefer Martins

Influência do uso e ocupação da terra sobre a comunidade de macroinvertebrados aquáticos e sua associação com qualidade da água

Dissertação aprovada em 29/04//2019, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre, no Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia Sanitária e Ambiental, área de concentração em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos, da Universidade Estadual do Centro-Oeste, pela seguinte Banca Examinadora:



Dr. Paulo Costa de Oliveira Filho
Universidade Estadual do Centro-Oeste
Orientador e Presidente da Banca



Dr. Pitágoras da Conceição Bispo
Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho



Dr. Valdemir Antoneli
Universidade Estadual do Centro-Oeste

Irati-PR, 29 de abril de 2019.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, por estarem ao meu lado em todos os momentos, amo muito vocês.

A toda minha família por todo o amor, os ensinamentos e pelo apoio incondicional em todos os momentos da minha vida.

Aos meus professores e orientadores Prof. Dr. Paulo Costa de Oliveira Filho e Prof. Dr. Elynton Alves do Nascimento um agradecimento especial por me aceitarem como orientada, pela amizade, apoio e orientação do meu trabalho.

A todos os colegas do Mestrado pela amizade, conselhos e caronas, vocês foram parte essencial dessa trajetória

A meu amigo Enzo, por toda a sua dedicação e apoio nesse trabalho, obrigada por ter me ajudado em toda a parte estatística e por todos os seus conselhos.

Um agradecimento especial a todos os professores que de alguma forma auxiliariam neste projeto.

A minha amiga Joelma pelas conversas alegres, conselhos, desabaços e cafezinhos que renderam momentos muito especiais.

Ao Programa de Pós - Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, e a todos os professores do curso de Mestrado, pela oportunidade de realização do mesmo e pelos conhecimentos adquiridos.

Enfim, a todos que de uma forma ou de outra estiveram presente para concretização deste trabalho, os meus sinceros agradecimentos.

DEDICATÓRIA

“Aos meus amados pais Eduilson Lopes Martins e Vania Maria Schaefer Martins, por serem as pessoas mais amorosas, gentis e extraordinárias da minha vida!”

EPÍGRAFE

“Existe uma teoria que diz que, se um dia alguém descobrir exatamente para que serve o Universo e por que ele está aqui, ele desaparecerá instantaneamente e será substituído por algo ainda mais estranho e inexplicável. Existe uma segunda teoria que diz que isso já aconteceu.”

O Guia do Mochileiro das Galáxias -
Douglas Adams

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – MAPA DE LOCALIZAÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDO.....	28
FIGURA 2 – GRÁFICOS REPRESENTATIVOS DAS MÉDIAS DOS ÍNDICES BIÓTICOS PARA AS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS DO RIO DAS ANTAS E DO RIO GUAMIRIM A. GRÁFICO DA DOMINÂNCIA (D); B. GRÁFICO DA DIVERSIDADE (H'); C. GRÁFICO DA EQUITABILIDADE (J). RA_FAM: IDENTIFICAÇÃO ATÉ FAMÍLIA PARA RIO DAS ANTAS; RA_GEM: IDENTIFICAÇÃO ATÉ GÊNERO PARA O RIO DAS ANTAS; RG_FAM: IDENTIFICAÇÃO ATÉ FAMÍLIA PARA O RIO GUAMIRIM; RG_GEN: IDENTIFICAÇÃO ATÉ GÊNERO PARA O RIO GUAMIRIM.....	30
FIGURA 3 – CURVAS DE RAREFAÇÃO, COMPARANDO RIO DAS ANTAS E RIO GUAMIRIM. RA: RIO DAS ANTAS; RG: RIO GUAMIRIM; FAM: FAMÍLIA; GEN: GÊNERO.	31
FIGURA 4 – ORDENAÇÃO NMDS PARA COMPARAÇÃO ENTRE AS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS DO RIO DAS ANTAS E DO RIO GUAMIRIM, UTILIZANDO IDENTIFICAÇÃO ATÉ O NÍVEL TAXONÔMICO DE FAMÍLIA. RIO DAS ANTAS = VERDE, RIO GUAMIRIM = VERMELHO.....	32
FIGURA 5 – ORDENAÇÃO NMDS PARA COMPARAÇÃO ENTRE AS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS DO RIO DAS ANTAS E O RIO GUAMIRIM, UTILIZANDO IDENTIFICAÇÃO ATÉ O NÍVEL TAXONÔMICO DE GÊNERO. RIO DAS ANTAS = VERDE, RIO GUAMIRIM = VERMELHO.....	32
FIGURA 6 – MAPA DE LOCALIZAÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDO.....	39
FIGURA 7 – MAPA DA SUB BACIA DO RIO DAS ANTAS.....	40
FIGURA 8 – MAPA DA BACIA DO RIO GUAMIRIM.	40
FIGURA 9 – CLASSIFICAÇÃO DOS USOS E OCUPAÇÕES DA TERRA DAS BACIAS. A = SUB BACIA DO RIO DAS ANTAS; B= BACIA DO RIO GUAMIRIM.....	44
FIGURA 10 – USO E OCUPAÇÃO DA SUB BACIA DO RIO DAS ANTAS, BUFFERS CONSIDERANDO 450M NO ENTORNO DO PONTO.	45
FIGURA 11 – USO E OCUPAÇÃO DA SUB BACIA DO RIO GUAMIRIM, BUFFERS CONSIDERANDO 450M NO ENTORNO DO PONTO.	46
FIGURA 12 – USO E OCUPAÇÃO DAS BACIAS, BUFFERS CONSIDERANDO DAS NASCENTES AO PONTO. A= BACIA DO RIO DAS ANTAS, BUFFER LINEAR DE 30M, B= BACIA DO RIO GUAMIRIM, BUFFER LINEAR DE 30M, C= BACIA DO RIO DAS ANTAS, BUFFER LINEAR DE 50M, D= BACIA DO RIO GUAMIRIM, BUFFER LINEAR DE 50M.	47
FIGURA 13 – ANÁLISE DE REDUNDÂNCIA - RDA, ASSOCIANDO ABUNDÂNCIA DE FAMÍLIAS E PROPORÇÕES DE USO E OCUPAÇÃO DA TERRA.....	48
FIGURA 14 – ANÁLISE DE REDUNDÂNCIA - RDA, ASSOCIANDO ABUNDÂNCIA DE GÊNEROS E PROPORÇÕES DE USO E OCUPAÇÃO DA TERRA.....	49
FIGURA 15 – BUFFERS DE 450M NO ENTORNO DOS PONTOS DO RIO GUAMIRIM. ..	52

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – VOLUME DE PRECIPITAÇÃO DE ACORDO COM O INMET, PARA O RIO DAS ANTAS (RA) E PARA O RIO GUAMIRIM (RG).....	27
TABELA 2 – RIQUEZA, ABUNDÂNCIA E ÍNDICES BIÓTICOS ENCONTRADOS PARA OS MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS NO RIO DAS ANTAS E NO RIO GUAMIRIM. RA: RIO DAS ANTAS, RG: RIO GUAMIRIM.....	30
TABELA 3 – PORCENTAGENS DE USO E OCUPAÇÃO DA TERRA PARA AS BACIAS ESTUDADAS.....	44
TABELA 4 – PORCENTAGEM DE USO E OCUPAÇÃO DA TERRA PARA AS BACIAS. BUFFERS CONSIDERANDO 450M NO ENTORNO DO PONTO.....	45
TABELA 5 – PORCENTAGEM DE USO E OCUPAÇÃO DA TERRA PARA AS BACIAS. BUFFERS LINEARES CONSIDERANDO DAS NASCENTES AO PONTO.....	46
TABELA 6 – VALORES DE BMWPI' CALCULADOS PARA TRÊS PONTOS DO RIO DAS ANTAS E PARA OS DO RIO GUAMIRIM.....	48

RESUMO

O presente trabalho teve como objetivo caracterizar a qualidade das águas das bacias hidrográficas do rio das Antas e do rio Guamirim, utilizando macroinvertebrados aquáticos e técnicas de sensoriamento remoto para correlacionar dados de uso e ocupação da terra e dos macroinvertebrados aquáticos, com o intuito de entender o funcionamento da dinâmica entre esses fatores ao longo dos cursos d'água. Foi possível verificar uma relação entre o uso e ocupação da terra e o índice BMWP' nos os pontos de coleta, onde pontos de entorno com maior quantidade de vegetação mostraram melhores índices de qualidade da água enquanto que pontos de entorno com maior quantidade de área urbana apresentaram os piores valores e indicativos de maior poluição. Com o presente estudo foi possível concluir que existe diferença entre as bacias em estudo, e que cada uma apresenta suas próprias características e influências antropogênicas, que podem afetar diretamente na qualidade dos pontos de coleta.

Palavras-chave: Macroinvertebrados aquáticos, bacia hidrográfica, sensoriamento remoto.

ABSTRACT

The aim of this study was to characterize water quality of two rivers: das Antas and Guamirim. For this purpose, were used aquatic macroinvertebrates and remote sensing techniques to correlate data of land use with aquatic macroinvertebrates, in order to understand the dynamics between these variables throughout the watercourses. It was possible to see a relation between the land use and occupation with the BMWP index on the collection points. More vegetated points showed better water quality indexes, while points with higher percentage of urban area presented lower indexes and higher pollution. With the present study it was possible to conclude that there is a difference between the studied basins, and each one of the basins presents its own characteristics and anthropogenic influences, which can affect directly the water quality of the collection points.

Keywords: Aquatic macroinvertebrates, watershed, remote sensing.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	13
2. OBJETIVO GERAL	15
3. REFERENCIAL TEÓRICO	16
3.1. RECURSOS HÍDRICOS	16
3.2. QUALIDADE DA ÁGUA	16
3.3. BIOINDICADORES	17
3.4. MACROINVERTEBRADOS	17
3.5. ÍNDICES DE QUALIDADE DA ÁGUA.....	19
3.6. GEOPROCESSAMENTO	19
3.6.1. Conceito e aplicações.....	19
3.6.2. Geoprocessamento nas tomadas de decisões	20
3.7. SISTEMAS DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICAS.....	20
3.7.1. SIG por definição.....	20
3.7.2. Estrutura Geral de um SIG	21
3.7.3. Importância do SIG no planejamento Ambiental	21
3.8. SENSORIAMENTO REMOTO	22
3.8.1. Princípios e Conceitos.....	22
3.8.2. Importância dos Levantamentos de Uso da Terra.....	23
CAP. 1 – CARACTERIZAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DO RIO DAS ANTAS E DO RIO GUAMIRIM, UTILIZANDO MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS.	24
1. INTRODUÇÃO	25
2. METODOLOGIA	26
3. RESULTADOS	29
4. DISCUSSÃO	33
5. CONCLUSÃO	35
CAP. 2 – CARACTERIZAÇÃO DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DO RIO DAS ANTAS E DO RIO GUAMIRIM, UTILIZANDO TÉCNICAS DE SENSORIAMENTO REMOTO E DADOS DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS.	36
2.2. AQUISIÇÃO E PROCESSAMENTO DE IMAGENS DE SENSORIAMENTO REMOTO PARA ANÁLISE ESPACIAL	41
2.2.1. Processamento das Imagens	41
2.2.2. Classificação de Uso da Terra.....	42
2.2.3. <i>Buffers</i> Lineares e Circulares	42

2.4	MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS	43
2.3	ANÁLISE DOS DADOS.....	43
3.	RESULTADOS	43
4.	DISCUSSÃO	50
5.	CONCLUSÃO	53
	CONCLUSÃO GERAL	54
	REFERÊNCIAS	55
	ANEXO 1 - CLASSIFICAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA SEGUNDO O ÍNDICE BMWP'	66

1. INTRODUÇÃO GERAL

A água é o principal constituinte de todos os organismos vivos, contudo esse precioso recurso vem sendo ameaçado nas últimas décadas com as atividades agrícolas, pecuárias, industriais e de expansão urbana, gerando uma série de impactos no meio ambiente e prejuízo para a própria humanidade (TUNDISI, 2008).

O estudo da qualidade da água é fundamental, tanto para caracterizar as consequências que uma determinada atividade possa causar, como a degradação ao meio ambiente, quanto para se estabelecer os meios para que se satisfaça determinado uso da água (VON SPERLING, 2005). De acordo com Von Sperling (2005), a qualidade da água, é definida pelas diversas impurezas que a água incorpora a si, devido às suas propriedades de solvente e à sua capacidade de transportar partículas.

A qualidade de um recurso hídrico não deve se basear apenas em análises físico-químicas, mas também deve considerar a comunidade biológica ali presente. Neste caso, analisa-se não somente o momento em que foi coletada a amostra, mas também parte do histórico da área, como, por exemplo, as consequências sobre a fauna da ação de algum agente poluidor no sistema (BAPTISTA, 2008).

Bioindicadores, por definição, são organismos sensíveis a variações ambientais, que acabam por sinalizar essas variações através de algumas respostas, como a ausência ou presença, abundância, entre outras (BARBOSA *et al.*, 1995). A análise da composição da fauna de macroinvertebrados aquáticos representa uma excelente ferramenta para a avaliação da qualidade dos corpos d'água, já que vários grupos destes organismos apresentam sensibilidade ao que diz respeito a alterações dos mais diversos tipos (BAPTISTA, 2008).

Como base para estudos sobre os recursos hídricos, as técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento podem ser aplicadas no mapeamento do uso e ocupação da terra, permitindo o processamento de uma grande quantidade de informações através dos Sistemas de Informação Geográfica, fornecendo suporte para trabalhar com informações sistemáticas e ferramentas que fornecem reconhecimento detalhado da área de estudo, visto que o uso da terra apresenta

relação direta com a qualidade dos corpos d'água (MERCANTE *et al.*, 2009; FERREIRA *et al.*, 2011; NOGUEIRA *et al.*, 2015).

O presente estudo propõe como área de estudo as sub bacia do rio das Antas e a bacia do rio Guamirim, localizadas no município de Irati, em função das possíveis diferenças entre essas bacias, da sua relevância, do adensamento populacional, do uso desordenado da terra e manejo inadequado pelos agricultores.

Desta maneira o presente trabalho estruturou-se em dois capítulos. No primeiro capítulo procurou-se abordar a caracterização da qualidade da água, através da utilização de macroinvertebrados aquáticos como bioindicadores ambientais. Enquanto no capítulo dois foram caracterizadas as bacias quanto seu uso e ocupação da terra, através de sistemas de informações geográficos, sendo possível correlacionar esses resultados com os obtidos no capítulo um.

2. OBJETIVO GERAL

Caracterizar a qualidade das águas das bacias hidrográficas do Rio das Antas e do Rio Guamirim, utilizando macroinvertebrados aquáticos e técnicas de sensoriamento remoto, para correlacionar dados de uso da terra e dos macroinvertebrados aquáticos e entender o funcionamento da dinâmica entre esses fatores ao longo dos cursos d'água.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1. RECURSOS HÍDRICOS

Os recursos hídricos vêm sendo utilizados para diversas finalidades, entre elas destacam-se o abastecimento de água, a geração de energia, a irrigação e a produção de alimentos (agricultura, aquicultura e pesca, por exemplo) (TUNDISI, 2008). Porém a grande demanda de água, em função do crescimento populacional, e o uso inadequado desse recurso, tem resultado em grandes problemas ambientais, contribuindo para uma queda expressiva da qualidade da água e perda da biodiversidade aquática (MORAES; JORDÃO, 2002).

Conseqüentemente, a busca do uso sustentável dos recursos naturais atraiu um crescente interesse dos pesquisadores pelo reconhecimento das características ambientais, tornando essencial o seu monitoramento e o controle de sua qualidade (BRAGA *et al.*, 2006).

3.2. QUALIDADE DA ÁGUA

Os padrões de qualidade das águas superficiais variam significativamente devido a diferentes condições ambientais, ecossistemas e usos pretendidos. Substâncias tóxicas e populações elevadas de certos microrganismos apresentam riscos até mesmo para fins não potáveis, como irrigação, natação, pesca, usos industriais e à vida selvagem, que utiliza a água como recurso (TUNDISI, 2008; VICTORINO, 2007; VON SPERLING, 2005). A maioria das leis ambientais atuais se concentram na designação de usos específicos de um corpo de água, entre as quais se destacam, o abastecimento de água, a irrigação, a geração de energia e a navegação (VICTORINO, 2007).

Em alguns países, essas designações permitem certa contaminação da água desde que esta intervenção não prejudique os usos designados. Nesses casos, os cientistas ambientais se concentram em alcançar metas para a manutenção de ecossistemas saudáveis visando a proteção de populações de espécies ameaçadas e a saúde humana (CANENCIA *et al.*, 2016).

Atualmente, os programas de monitoramento de ecossistemas aquáticos realizados por autoridades públicas brasileiras consideram apenas análises

químicas da água, que são ferramentas inadequadas para avaliar os aspectos ecológicos dos ecossistemas de riachos (ROSENBERG; RESH, 1993). Desde a última década, instituições de pesquisa e agências brasileiras de proteção ao meio ambiente vêm desenvolvendo estudos de uso de comunidades biológicas para avaliar a condição ambiental de córregos e rios.

3.3. BIOINDICADORES

Bioindicadores são espécies ou comunidades biológicas cuja presença, abundância e condições são indicativos biológicos de uma determinada condição ambiental, sendo uma importante ferramenta na avaliação da integridade ecológica (CALLISTO *et al.*, 2002)

As comunidades biológicas de ecossistemas aquáticos são formadas por diversos organismos sujeitos a diferentes pressões ambientais, apresentando limites de tolerância a diferentes alterações das mesmas (ALBA-TERCEDOR, 1996). Desta maneira, o monitoramento biológico é uma ferramenta para avaliação da qualidade ambiental (GOULART; CALLISTO, 2003).

As vantagens do biomonitoramento sobre as análises físico-químicas são: (1) o biomonitoramento reflete a integridade ecológica geral (isto é, físico, químico e biológico); (2) fornece uma medida holística da condição ambiental, integrando as respostas às pressões ao longo do tempo; e (3) o público entende melhor os organismos vivos como medidas de um ambiente "saudável" (BARBOSA *et al.*, 1995; BARBOUR *et al.*, 1999).

A ocorrência limitada de alguns táxons em resultado às alterações ambientais levou ao desenvolvimento de listas de organismos indicadores, nas quais as respostas destes seres vivos possuem reações diversas aos mais variados tipos de estressores, sendo que alguns são classificados como tolerantes e outros como intolerantes a um determinado fator (SILVEIRA, 2004).

3.4. MACROINVERTEBRADOS

Os organismos comumente utilizados na avaliação de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos são macroinvertebrados, peixes e macrófitas (GOULART; CALLISTO, 2003). Entretanto, a análise da composição da fauna de

macroinvertebrados aquáticos tem se mostrado uma excelente ferramenta, já que vários grupos destes organismos apresentam diversas características que facilitam o processo de avaliação (BAPTISTA, 2008).

Dentre essas características podemos citar: (1) Os macroinvertebrados aquáticos ocorrem em quase todos os tipos de habitats de água doce. (2) As comunidades de macroinvertebrados bentônicos apresentam elevada diversidade biológica, e entre esses tipos de taxa há uma ampla gama de sensibilidade à poluição e ao estresse ambiental. (3) Eles têm hábitos principalmente sedentários, sendo, portanto, representativos da área na qual foram coletados; (4) Apresentam ciclos de vida relativamente curtos em relação aos ciclos dos peixes e, portanto refletirão mais rapidamente às modificações do ambiente através de mudanças na estrutura das populações e comunidades; (5) A amostragem de macroinvertebrados bentônicos é relativamente simples e não requer dispositivos complexos ou grande esforço. (6) A identificação taxonômica é quase sempre fácil para o nível taxonômico de família. (7) Os macroinvertebrados vivem e se alimentam dentro, sobre, e próximo aos sedimentos, onde as toxinas tendem a acumular. (8) os macroinvertebrados são importantes componentes dos ecossistemas aquáticos, formando como um elo entre os produtores primários e servindo como alimento para muitos peixes, além de apresentar papel fundamental no processamento de matéria orgânica e ciclagem de nutrientes (REECE; RICHARDSON, 1999; CALLISTO *et al.*, 2001).

Os macroinvertebrados aquáticos estão associados a diversos tipos de substratos, desde orgânicos (folhiço, macrófitas aquáticas), quanto inorgânicos (cascalho, areia, rochas, etc.), sendo organismos que habitam ecossistemas aquáticos durante pelo menos parte de seu ciclo de vida (REECE; RICHARDSON, 1999). O tipo de substrato, a morfologia do ecossistema, a presença de vegetação aquática, presença e extensão de mata ciliar influenciam diretamente a distribuição e diversidade de macroinvertebrados, que são indiretamente afetados por modificações nas concentrações de nutrientes e mudanças na produtividade primária (GALDEAN *et al.*, 2000).

3.5. ÍNDICES DE QUALIDADE DA ÁGUA

Existem diversos índices biológicos que são utilizados para avaliar e monitorar a qualidade d'água. Dentre eles o sistema de pontuação BMWP (Biological Monitoring Working Party) proposto por Armitage *et al.* (1983), se destaca pela confiabilidade simplicidade de manuseio, e este se apresenta em várias configurações, sendo que as mais relevantes para o território brasileiro foram desenvolvidas por Junqueira e Campos (1998) e Loyola (2000), denominado de 'BMWP'.

O índice BMWP pontua de 1 a 10 o grau de sensibilidade ou resistência dos macroinvertebrados aquáticos identificados ao nível taxonômico de família, conferindo valores elevados para aqueles com maior sensibilidade a alterações dos corpos d'água e valores menores para os organismos de maior tolerância a essas mudanças. A pontuação para um determinado ponto amostral é obtida pela soma dos valores individuais de todas as famílias presentes, os valores de pontuação totais para um determinado ponto de coleta correspondem a uma categoria de qualidade de água, variando de ótima a fortemente poluída (BAPTISTA *et al.*, 2007).

No Brasil, avaliações utilizando o índice BMWP foram observadas em diversos trabalhos, como, por exemplo, os realizados na bacia do rio Doce, Estado de Minas Gerais (COTA *et al.*, 2002); um fragmento de Mata Atlântica, também no mesmo Estado (OLIVEIRA; CALISTO, 2010) e rio dos Sinos, no Estado do Rio Grande do Sul (BIEGER *et al.*, 2010).

3.6. GEOPROCESSAMENTO

3.6.1. Conceito e aplicações

Segundo Xavier da Silva (2007), o geoprocessamento denota um ramo da tecnologia de computação eletrônica de dados, se apoiando diretamente no processamento de dados georreferenciados, tendo como finalidade transformar registros de ocorrência (dados) em ganhos de conhecimento (informação).

Uma operação de geoprocessamento típica leva um conjunto de dados de entrada, executa uma operação nesse conjunto de dados e retorna o resultado da operação como um conjunto de dados de saída, onde, as operações comuns de

geoprocessamento incluem sobreposição de características geográficas, seleção e análise de recursos, processamento de topologia, processamento de quadros e conversão de dados (CÂMARA; ORTIZ, 1993).

O geoprocessamento permite a definição, gerenciamento e análise de informações usadas para formar decisões. Em outras palavras, qualquer alteração ou extração de informações que deseja realizar em seus dados envolve o geoprocessamento (PADILHA, 2008).

3.6.2. Geoprocessamento nas tomadas de decisões

O Geoprocessamento se apoia em dados de fenômenos ambientais, principalmente os que proporcionem a obtenção de seu objetivo, transformando esses dados geograficamente referenciados em informação relevantes, pelos quais a realidade pode ser percebida como um agregado de sistemas relacionados entre si (XAVIER-DA-SILVA, 2007).

Para cada situação ambiental, a tecnologia de geoprocessamento, uma ferramenta poderosa e precisa, permite realizar investigações oferecendo produtos digitais básicos e aplicados (XAVIER-DA-SILVA; ZAIDAN, 2010).

3.7. SISTEMAS DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICAS

3.7.1. SIG por definição

Câmara e Davis (2001) afirmam que um sistema de informação geográfica (SIG) é um sistema projetado para capturar, armazenar, manipular, analisar, gerenciar e apresentar dados espaciais ou geográficos.

Os aplicativos SIG são ferramentas que permitem aos usuários criar consultas interativas (pesquisas criadas pelo usuário), analisar informações espaciais, editar dados em mapas e apresentar os resultados de todas essas operações (MEIRELLES, 1997).

Muitas disciplinas podem se beneficiar da tecnologia SIG. Um mercado de SIG ativo resultou em custos mais baixos e melhorias contínuas nos componentes de hardware e software do SIG e uso nas áreas de ciência, governo, negócios e indústria, com aplicações incluindo imobiliário, saúde pública, mapeamento criminal,

defesa nacional, desenvolvimento sustentável, recursos naturais, climatologia, arquitetura paisagística, arqueologia, planejamento regional e comunitário, transporte e logística (XAVIER-DA-SILVA; ZAIDAN, 2010).

3.7.2. Estrutura Geral de um SIG

De acordo com Strauch e Souza (1998), pode-se indicar que um SIG tem os seguintes componentes: Interface com usuário; Entrada e integração de dados; Funções de processamento gráfico e de imagens; Visualização e plotagem; Armazenamento e recuperação de dados (organizados sob a forma de um banco de dados geográficos).

Estes componentes se relacionam de forma hierárquica, no nível mais próximo ao usuário até o nível mais interno do sistema. No mais próximo ao usuário é definido como o sistema é operado, no nível intermediário o SIG deve ter mecanismos de processamento de dados espaciais, e no nível mais interno do sistema, um sistema de gerência de bancos de dados geográficos oferece armazenamento e recuperação dos dados espaciais e seus atributos. (STRAUCH; SOUZA, 1998).

De uma forma geral, as funções de processamento de um SIG operam sobre dados em uma área de trabalho em memória principal, no qual a ligação entre os dados geográficos e as funções de processamento do SIG é feita por mecanismos de seleção e consulta que definem restrições sobre o conjunto de dados (ROCHA, 2000).

3.7.3. Importância do SIG no planejamento Ambiental

Os Sistemas de Informação Geográfica (SIG) tornaram-se parte integrante das ciências que estudam a natureza, na qual a natureza é dinâmica e suas características associadas estão sempre em mudança. A fim de acompanhar essas mudanças, os avanços tecnológicos forneceram métodos científicos para aprimorar todos os aspectos da investigação científica, desde o rastreamento por satélite de animais selvagens até o mapeamento de computadores de habitats, onde as agências federais e estaduais estão utilizando SIG para auxiliar em seus esforços de conservação (XAVIER-DA-SILVA; ZAIDAN, 2010; ROCHA, 2000).

O SIG está sendo usado em vários campos, como, na ciência aquática, hidrologia, geografia, oceanografia, biologia, entre outros. Exemplos de aplicações seriam: o uso de imagens de satélite para identificar, monitorar e mitigar a perda de habitat; as imagens que podem mostrar a condição de áreas inacessíveis; os cientistas que podem rastrear movimentos e desenvolver uma estratégia para localizar locais de interesse; rastrear espécies invasoras, espécies ameaçadas e mudanças populacionais (SILVA; SANTOS, 2004).

Uma das vantagens do sistema é a disponibilidade para que a informação seja compartilhada e atualizada a qualquer momento através da utilização de coleta de dados na *web* (PADILHA, 2008).

3.8. SENSORIAMENTO REMOTO

3.8.1. Princípios e Conceitos

Segundo Novo (1998), a detecção remota é a aquisição de informações sobre um objeto ou fenômeno sem contato físico com o objeto e, portanto, em contraste com a observação no local. O sensoriamento remoto é usado em vários campos, incluindo geografia, levantamento de terras e a maioria das disciplinas da Ciência da Terra (por exemplo, hidrologia, ecologia, oceanografia e geologia), também possuindo aplicações militares, de inteligência, comerciais, econômicas, de planejamento e humanitárias (PIRES, 2006).

No uso atual, o termo "sensoriamento remoto" geralmente se refere ao uso de tecnologias de sensores baseadas em satélites ou aeronaves para detectar e classificar objetos na Terra, inclusive na superfície e na atmosfera e nos oceanos, com base em sinais propagados (por exemplo, eletromagnéticos radiação). Pode ser dividido em sensoriamento remoto "ativo" (ou seja, quando um sinal é emitido por um satélite ou aeronave e sua reflexão pelo objeto é detectado pelo sensor) e sensoriamento remoto "passivo" (isto é, quando o reflexo da luz solar é detectado pelo sensor) (ROCHA, 2000).

3.8.2. Importância dos Levantamentos de Uso da Terra

O uso da terra envolve a gestão e modificação do ambiente natural ou da natureza em ambientes construídos, como assentamentos e habitats seminaturais. É definido como o total de arranjos, atividades e insumos que as pessoas realizam em um determinado tipo de cobertura terrestre, o uso do solo e as práticas de manejo de terras têm um grande impacto nos recursos naturais, incluindo água, solo, nutrientes, plantas e animais (AMEZTEGUI *et al.*, 2015).

A informação sobre o uso da terra pode ser usada para desenvolver soluções para problemas de gerenciamento de recursos naturais, como a qualidade da água. Por exemplo, pode-se observar que os corpos d'água em uma região que foi desmatada ou que têm erosão terão uma qualidade de água diferente daquelas em que existem florestas (KNIIVILA, 2004).

De acordo com um relatório da Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura, a degradação da terra foi exacerbada quando houve ausência de planejamento de uso da terra, ou de sua execução ordenada, ou a existência de incentivos financeiros ou legais que levaram a decisões erradas de uso da terra. Como consequência, o resultado tem sido a destruição de ecossistemas valiosos. Tais abordagens estreitas devem ser substituídas por uma técnica para o planejamento e gerenciamento de recursos da terra integrados e holísticos e onde os usuários da terra são centrais. Isso garantirá a qualidade a longo prazo da terra para uso humano, a prevenção ou resolução de conflitos sociais relacionados ao uso da terra e a conservação de ecossistemas de alto valor de biodiversidade (ARCOVA; CICCIO, 1999; DONATIO *et al.*, 2005).

A utilização do sensoriamento remoto na obtenção de dados relacionados ao uso e ocupação da terra para monitoramento e análises dos recursos naturais tem sido bastante difundida. Os sensores atualmente disponíveis possuem diferentes resoluções espaciais, espectrais, radiométricas e temporais, possibilitando maiores níveis de informação a serem extraídos dos dados (SANO *et al.*, 2009).

**CAP. 1 – CARACTERIZAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DAS BACIAS
HIDROGRÁFICAS DO RIO DAS ANTAS E DO RIO GUAMIRIM, UTILIZANDO
MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS.**

1. INTRODUÇÃO

A natureza tem sua própria maneira de indicar a saúde do meio ambiente através de espécies de plantas e animais denominados bioindicadores, que em sua maioria tem forte relação com alguma característica do seu ambiente, sendo que alterações das condições normais de habitat afetam esses organismos em relação a alterações populacionais, na distribuição geográfica, etc. (QUEIROZ *et al.*, 2008).

De acordo com Queiroz *et al.* (2000), há diversas vantagens na utilização dos indicadores biológicos da qualidade de água em relação aos parâmetros físico químicos, tais como a rapidez e eficiência na obtenção de resultados, a relação custo benefício e a avaliação da qualidade da água nos próprios locais de coleta.

Como forma de monitoramento biológico, alguns grupos específicos de peixes, macroinvertebrados aquáticos, protozoários e algas têm sido selecionados e utilizados em diversos métodos de avaliação ambiental (RESH; JACKSON, 1993; ROSENBERG; RESH, 1993; KAY *et al.*, 1999, SMITH *et al.*, 1999; CALLISTO *et al.*, 2001; BAPTISTA, 2008).

Dentre as comunidades consideradas bioindicadoras da qualidade da água, as mais comumente utilizadas são os macroinvertebrados aquáticos (BONADA *et al.*, 2006). Estes bioindicadores apresentam importantes atributos que proporcionam a análise das condições ecológicas presentes nesses ambientes, como sensibilidade a distúrbios que possam ocorrer no habitat; acumulação de toxinas que possam eventualmente existir no sistema; diversidade taxonômica característica associada ao ambiente onde se encontram; ocorrência em quase todos os tipos de habitat de água doce; hábitos principalmente sedentários, sendo representativos da área na qual foram coletados (REECE; RICHARDSON, 1999; QUEIROZ *et al.*, 2000; CALLISTO *et al.*, 2001, BAPTISTA, 2008).

Os macroinvertebrados aquáticos são parte integrante da cadeia alimentar em ambientes aquáticos e são sensíveis a mudanças no ambiente, embora os graus de sensibilidade sejam diferentes entre os vários grupos. Possuem migração limitada e suas assembleias geralmente são constituídas de espécies que apresentam ampla faixa de níveis tróficos e tolerâncias à poluição e, portanto, são particularmente adequadas para avaliar impactos específicos do local (KAZANCI; DUGEL, 2000; SHARMA; RAWAT, 2009).

Podemos classificar os macroinvertebrados aquáticos, em relação à tolerância, em três grupos. O primeiro formado principalmente por representantes das ordens Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera, são organismos mais sensíveis ou intolerantes; o segundo formado por organismos tolerantes como moluscos, bivalves e algumas famílias da ordem Diptera; e o terceiro grupo composto por organismos tolerantes e resistentes como larvas de Chironomidae e outros dípteros (GOULART; CALLISTO, 2003).

Tendo como base a utilização de bioindicadores de qualidade de água e habitat, o monitoramento biológico é realizado através da aplicação de diferentes protocolos de avaliação, índices biológicos e multimétricos (GOULART; CALLISTO, 2003). Destes, os principais métodos envolvidos abrangem o levantamento e avaliação de modificações na riqueza de espécies, índices de diversidade, abundância de organismos, índices biológicos, perda de espécies sensíveis, entre outros (BARBOUR *et al.*, 1999; GOULART; CALLISTO, 2003).

Trabalhos como Luo *et al.* (2018) e Ramírez *et al.* (2018), observaram variações significativas nas composições da comunidade de macroinvertebrados ao longo do gradiente de urbanização, mostrando relação entre a alta proporção de espécies intolerantes (%EPT) a baixos valores de urbanização, enquanto comunidades menos diversificadas com dominância de espécies tolerantes (Chironomidae) foram relacionadas a altos efeitos de urbanização.

Dessa maneira, foi estudada a fauna de macroinvertebrados aquáticos, com a finalidade de avaliar as condições atuais do rio das Antas e do rio Guamirim, localizados no município de Irati/PR e estabelecer relação dos diferentes cenários, urbano e rural. Com a identificação dos macroinvertebrados aquáticos, aplicação de índices de diversidade, equitabilidade e dominância, utilização da porcentagem de organismos resistentes e sensíveis e ordenações dos dados. Indicativos da qualidade entre os rios foram encontrados, estabelecendo-se assim, inferências salutares dos mesmos.

2. METODOLOGIA

Os macroinvertebrados aquáticos foram coletados utilizando-se rede em “D”, em três pontos no rio das Antas e três pontos no rio do Guamirim (Figura 01).

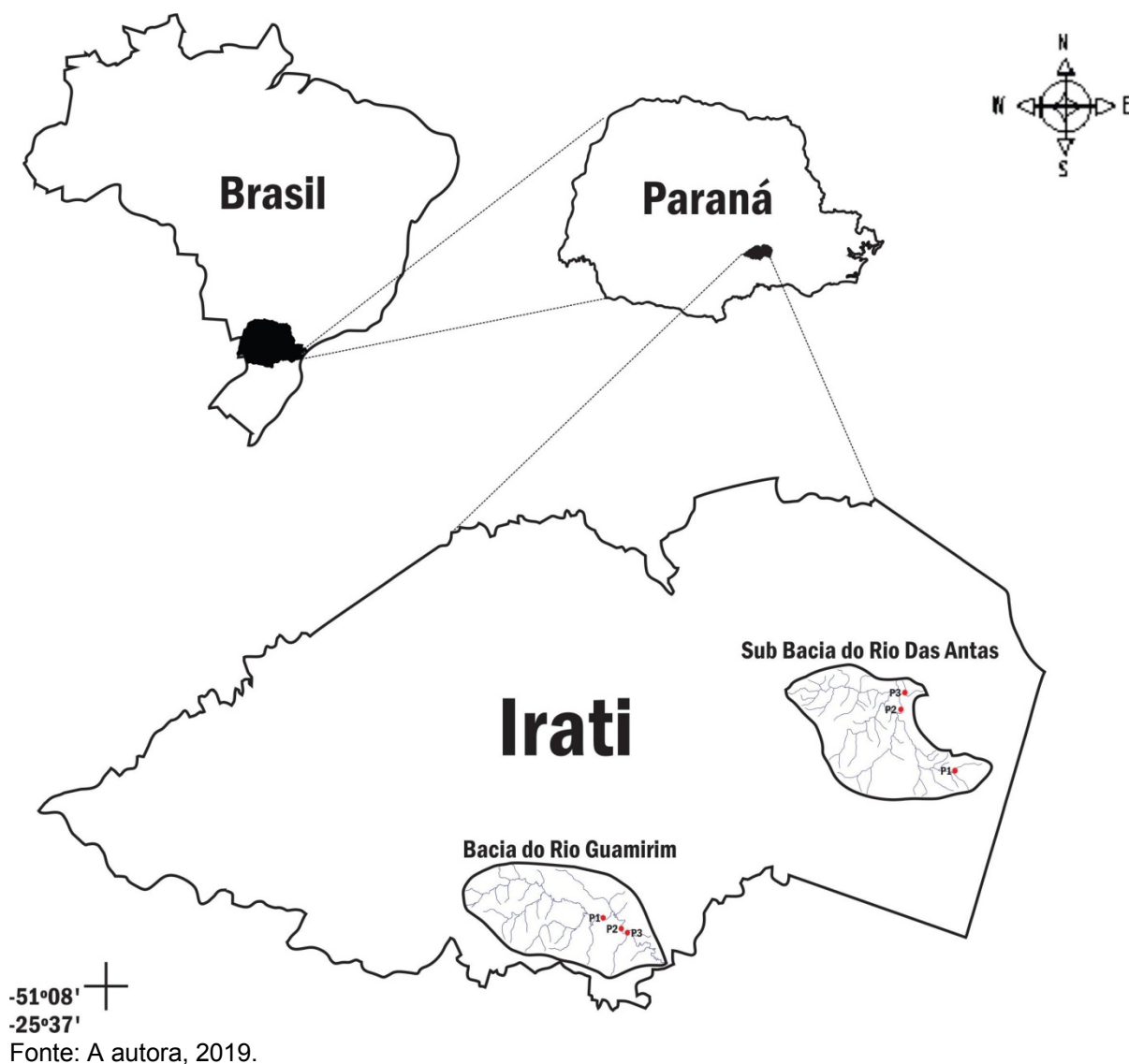
No rio das Antas, todos os pontos estão localizados na cidade de Irati, próximos a área urbana, sendo o Ponto 1 (25°30'1.50"S 50°37'43.39"O) caracterizado por fundo arenoso-rochoso, com 3 metros de largura, em média, localizado na área do Colégio Florestal Estadual Presidente Costa e Silva, Vila São João, próximo às nascentes, onde há remanescentes de vegetação nativa, bem como áreas de silvicultura e em recuperação; Ponto 2: (25°28'13.76"S/ 50°39'28.91"O) segmento com fundo arenoso/lodoso e com 5 metros de largura, em média, localizado no limite entre o Bairro Fósforo e o Centro, região marcada pela ausência de mata ciliar e ocupação irregular das margens; Ponto 3: (25°27'43.00"S/ 50°39'20.86"O) caracterizado por fundo arenoso e predominantemente com laje, ficando no limite entre o Centro e Bairro Colina Nossa Senhora das Graças, apresentando remanescentes de mata ciliar. Foram realizadas oito coletas em cada ponto compreendendo os meses de abril a novembro de 2013, porém, para efeito de comparação, foram selecionados os meses de abril, maio, agosto e outubro, para a utilização no presente estudo, sendo que esses foram os meses com valores de precipitações mais próximas dos valores encontrados nos meses de coleta do rio Guamirim (Tabela 1).

No rio Guamirim, todos os pontos estavam localizados na área de uma empresa de silvicultura e manejo florestal, Ponto 1: (25°34 '30.783"S/ 50 49 19.468°O); caracterizado por apresentar plantação de exóticas em todo seu entorno, com largura do rio de 4 metros e o fundo lodoso juntamente com grande quantidade de depósitos vegetais; Ponto 2: (25 34 49.596°S/ 50 48 45.316°O), ponto a jusante com mata ciliar extensa em estágio intermediário de sucessão, largura de 7 metros caracterizado por fundo arenoso lodoso; e Ponto 3: (25 34 54.060°S/ 50 48 28.425°O) ainda a jusante e com a continuação florestal nativa no entorno, largura de 7 metros e apresentando um fundo arenoso lodoso. Foram realizadas quatro coletas em cada ponto, distribuídas uniformemente com periodicidade mensal entre os meses de setembro a dezembro de 2014.

TABELA 1 – VOLUME DE PRECIPITAÇÃO DE ACORDO COM O INMET, PARA O RIO DAS ANTAS (RA) E PARA O RIO GUAMIRIM (RG).

Mês		Precipitação (mm)	Mês		Precipitação (mm)
RA	Maio/2013	0,2 mm	RG	Setembro/2014	0 mm
	Agosto/2013	0,2 mm		Outubro/2014	0 mm
	Outubro/2013	57,2 mm		NOV	76,5 mm
	Abril/2013	8,4 mm		DEZ	2,2 mm

FIGURA 1 – MAPA DE LOCALIZAÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDO.



Todos os indivíduos coletados foram identificados primeiramente ao nível taxonômico de família e posteriormente identificados ao nível taxonômico mais inclusivo possível, com auxílio de literatura especializada (MERRITT *et al.*, 1978; MUGNAI *et al.*, 2010; TRIVINHO-STRIXINO, 2011; HAMADA *et al.*, 2014; PADILLA-GIL; GARCÍA-LÓPEZ, 2016), utilizando microscópio estereoscópico. Para a identificação mais aprofundada dos Chironomidae, os indivíduos foram montados em lâminas e enviados para o Departamento de Ecologia e Zoologia da Universidade Federal de Santa Catarina, sendo identificados pelo Prof. Dr. Luiz Carlos Pinho.

Os resultados foram tabulados e calculados os índices de diversidade de Shannon-Wiener (H'), Equitabilidade de Pielou (J) e Dominância (D), utilizando o

software PAST, sendo plotados gráficos e curvas de rarefação para comparação dos resultados. Também foram calculadas as porcentagens relativas de Chironomidae (%Chironomidae) e de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (%EPT).

As matrizes de abundância relativa da comunidade foram transformadas e em seguida utilizada a distância de Bray-Curtis (LEGENDRE; LEGENDRE, 2012) sendo submetida a matriz de distâncias à análise NMDS *non-metric multidimensional scaling* (KRUSKAL, 1964a,b) com o intuito de observar a formação de grupos referentes à composição das comunidades dos rios estudados.

3. RESULTADOS

Foram amostrados 682 indivíduos no rio das Antas, distribuídos em 22 táxons para família e 34 táxons considerando os gêneros. Destes, os que apresentaram maior abundância foram os dípteros da família Chironomidae (56%), seguidos por efemerópteros da família Baetidae (15%) e anelídeos Hirudinea (8%).

Para o rio Guamirim foram encontrados 577 indivíduos, sendo 28 táxons para família e 41 táxons para identificação ao nível taxonômico de gênero, constituindo os mais abundantes os decápodes da família Aeglidae (25%), seguidos por efemerópteros da família Leptophlebiidae (15%) e coleópteros da família Psephenidae (11%).

Comparando os trechos amostrados, a maior diversidade taxonômica (H') e equitabilidade (J), foi observada no rio Guamirim, tanto para família ($H' = 2,369$) ($J = 0,711$) quanto para gênero ($H' = 2,529$) ($J = 0,6811$) (tabela 2). Os maiores valores de dominância foram verificados no rio das Antas, tanto para família ($D = 2,369$) quanto para gênero ($D = 0,1414$) (tabela 2).

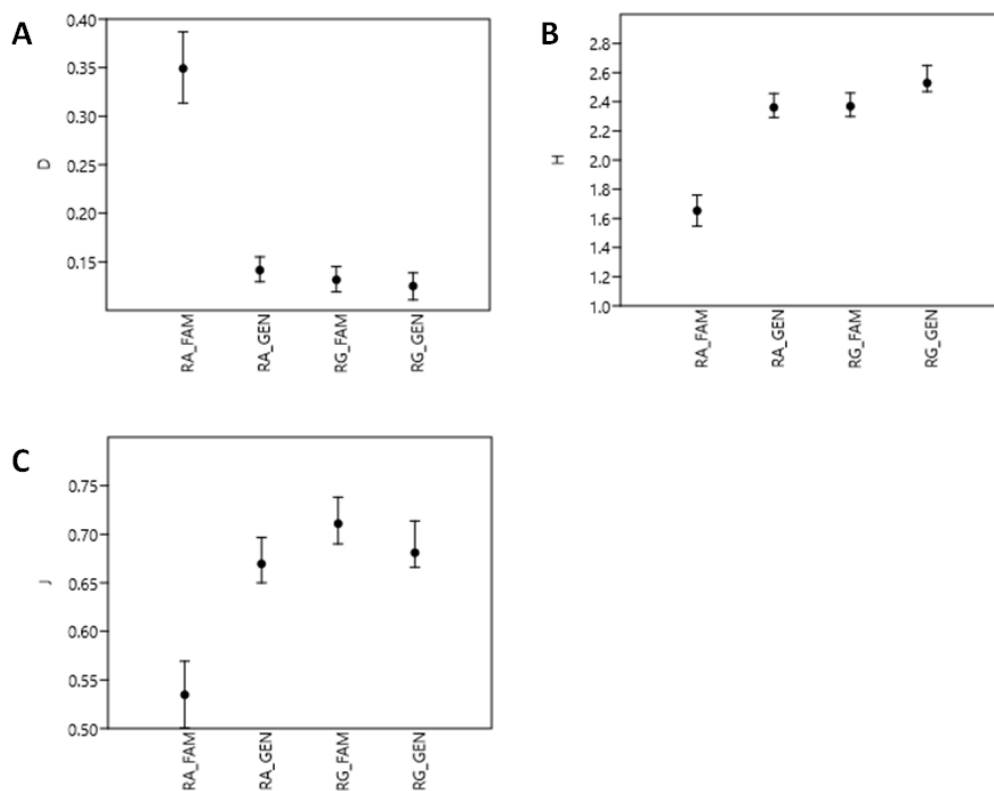
As duas bacias apresentaram valores representativos de porcentagem de organismos sensíveis (%EPT), rio das Antas com 20,08% e o rio Guamirim com 27,55%. Para as porcentagens de organismos resistentes (%Chironomidae) o rio das Antas (56,15%) apresentou valores maiores do que os encontrados para o rio Guamirim (1,21%).

TABELA 2 – RIQUEZA, ABUNDÂNCIA E ÍNDICES BIÓTICOS ENCONTRADOS PARA OS MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS NO RIO DAS ANTAS E NO RIO GUAMIRIM. RA: RIO DAS ANTAS, RG: RIO GUAMIRIM

	RA	RG
Número de táxons (Família)	22	28
Número de táxons (Gênero)	34	41
Número de indivíduos	682	577
Diversidade H' (Família)	1,653	2,369
Diversidade H' (Gênero)	2,361	2,529
Equitabilidade (Família)	0,5347	0,711
Equitabilidade (Gênero)	0,6696	0,6811
Dominância (Família)	0,3491	0,1315
Dominância (Gênero)	0,1414	0,1251
%Chironomidae	56,15	1,21
%EPT	20,08	27,55

Fonte: A autora, 2018.

FIGURA 2 – GRÁFICOS REPRESENTATIVOS DAS MÉDIAS DOS ÍNDICES BIÓTICOS PARA AS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS DO RIO DAS ANTAS E DO RIO GUAMIRIM A. GRÁFICO DA DOMINÂNCIA (D); B. GRÁFICO DA DIVERSIDADE (H'); C. GRÁFICO DA EQUITABILIDADE (J). RA_FAM: IDENTIFICAÇÃO ATÉ FAMÍLIA PARA RIO DAS ANTAS; RA_GEN: IDENTIFICAÇÃO ATÉ GÊNERO PARA O RIO DAS ANTAS; RG_FAM: IDENTIFICAÇÃO ATÉ FAMÍLIA PARA O RIO GUAMIRIM; RG_GEN: IDENTIFICAÇÃO ATÉ GÊNERO PARA O RIO GUAMIRIM.

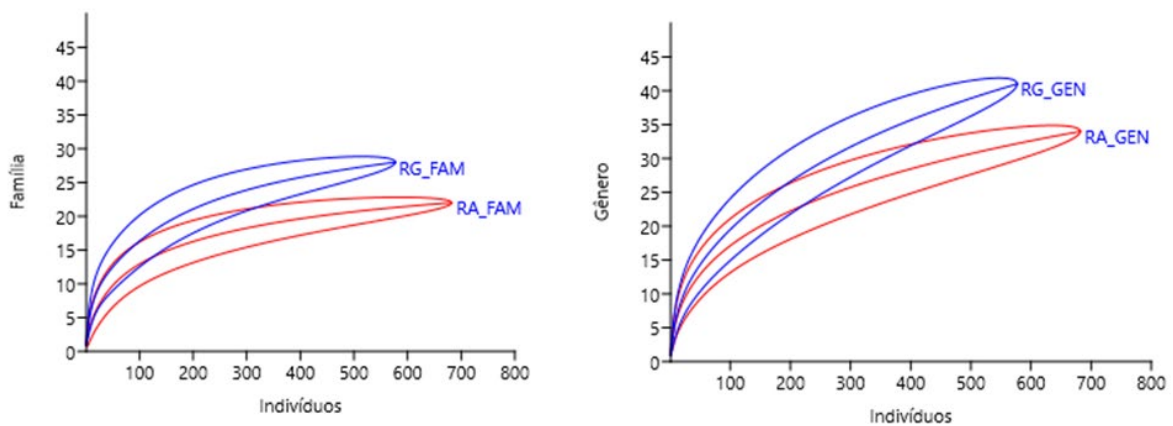


FONTE: A autora, 2019.

Nas curvas de rarefação (Figura 03), utilizando a identificação até o nível taxonômico de família, quando comparados os dois rios, podemos visualizar que o rio Guamirim, independente de ter um menor número de indivíduos, foi o que apresentou maior número de famílias. Isso também pode ser visualizado quando comparados utilizando a identificação até o nível taxonômico de gênero.

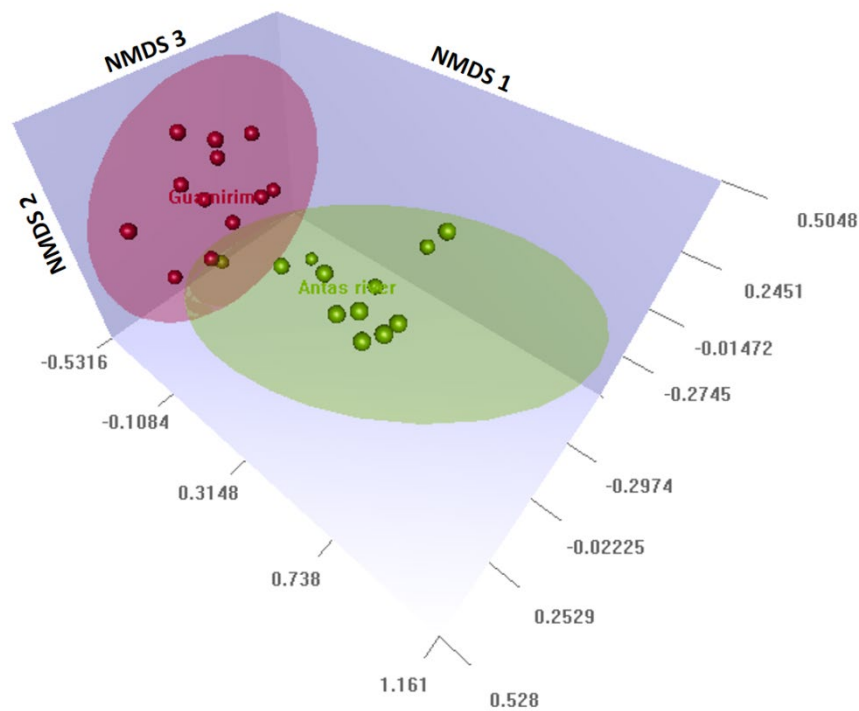
Para os NMDS foi escolhida a representação em três dimensões (package “rgl” (ADLER; MURDOCH, 2018)), com a intenção de reduzir o valor do *stress*. Este valor representa a diferença entre a distância na redução de dimensões em comparação com o espaço multidimensional completo. Considerando que um valor maior que 0.20 é considerado basicamente aleatório, menor que 0.15 é aceitável e menor que 0.10 é ideal (CLARKE, 1993). Dessa maneira, visualizamos o NMDS de comparação entre os rios, utilizando identificação até família, com *stress* = 0.0834 e 15 interações (Figura 04). Para o NMDS de comparação entre os rios, utilizando identificação até gênero, apresentou *stress* = 0.0912 e 20 interações (Figura 05).

FIGURA 3 – CURVAS DE RAREFAÇÃO, COMPARANDO RIO DAS ANTAS E RIO GUAMIRIM. RA: RIO DAS ANTAS; RG: RIO GUAMIRIM; FAM: FAMÍLIA; GEN: GÊNERO.



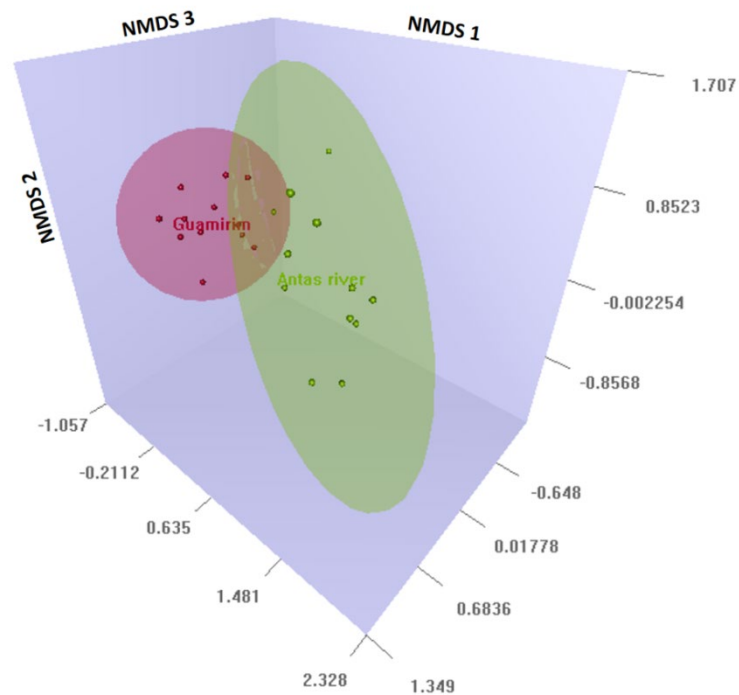
FONTE: A autora, 2019.

FIGURA 4 – ORDENAÇÃO NMDS PARA COMPARAÇÃO ENTRE AS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS DO RIO DAS ANTAS E DO RIO GUAMIRIM, UTILIZANDO IDENTIFICAÇÃO ATÉ O NÍVEL TAXONÔMICO DE FAMÍLIA. RIO DAS ANTAS = VERDE, RIO GUAMIRIM = VERMELHO.



Fonte: A autora, 2019.

FIGURA 5 – ORDENAÇÃO NMDS PARA COMPARAÇÃO ENTRE AS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS DO RIO DAS ANTAS E O RIO GUAMIRIM, UTILIZANDO IDENTIFICAÇÃO ATÉ O NÍVEL TAXONÔMICO DE GÊNERO. RIO DAS ANTAS = VERDE, RIO GUAMIRIM = VERMELHO.



Fonte: A autora, 2019.

4. DISCUSSÃO

Ao todo, 15 famílias foram comuns nas duas bacias estudadas, dos quais Chironomidae e Aeglidae foram os organismos mais abundantes. Podemos observar que mesmo o rio das Antas tendo uma maior quantidade de indivíduos, foi o rio Guamirim que apresentou maior diversidade. Esse contraste entre os rios também pode ser observado nas curvas de rarefação, onde mesmo com maior número de indivíduos coletados no rio das Antas, foi o rio Guamirim que apresentou maior quantidade de famílias e gêneros.

As porcentagens de organismos sensíveis (%EPT) das duas bacias ficaram muito próximas, porém um fator que deve ser levado em consideração no rio das Antas, são os táxons (Baetidae e Caenidae) que foram representativos nessa porcentagem, sendo ambos considerados moderadamente tolerantes à poluição, fenômeno também observado por Barbola *et al.* (2014). Porém, Sandin e Johnson (2000) verificaram que a riqueza de táxons e %EPT, foram os melhores índices para indicar perturbação no ambiente, enquanto que a densidade de indivíduos foi a métrica que menos contribuiu na aquisição de informações.

Através das porcentagens dos organismos resistentes ou tolerantes (%Chironomidae), é possível visualizar uma diferença entre área urbana e rural. A porcentagem de Chironomidae foi mais expressiva para o rio das Antas, e variou em torno de 1% no rio Guamirim.

Chironomidae foram os organismos mais abundantes encontrados no rio das Antas, predominando em todos os pontos de amostragem. Em geral Chironomidae são organismos mais resistentes e tolerantes, são também os mais abundantes numericamente em estudos ecológicos (MARQUES *et al.*, 1999; AAGARD *et al.*, 2004; PAMPLIN *et al.*, 2006; PIEDRAS *et al.*, 2006; SOUZA & ABÍLIO, 2006; PAMPLIN & ROCHA, 2007; FERRINGTON JR, 2008) e, muitas vezes, sua ocorrência é associada à degradação ambiental, pois determinados gêneros de Chironomidae são capazes de colonizar ambientes com baixa concentração de oxigênio (SURIANO; FONSECA-GUESSNER, 2004).

Ao comparar os valores obtidos para a identificação até família com a identificação até gênero, pode-se observar um aumento na quantidade de táxons (Tabela 02). Alguns índices também mostraram diferença nos seus valores quando feito o refinamento da identificação, porém os valores se modificam mais para os

índices do rio das Antas que para os índices do rio Guamirim, no qual tanto os valores para família quanto para gênero se mantiveram muito próximos. Isso pode ser visualizado na Figura 02, comparando cada bacia entre si em relação aos diferentes níveis taxonômicos, percebe-se para o rio das Antas possui diferença estatística entre os níveis de acordo com os índices de Diversidade, Equitabilidade e Dominância, em contrapartida para o rio Guamirim não apresentaram diferença estatística.

Segundo Lenat e Resh (2001), a identificação ao nível de família pode ocultar o verdadeiro diagnóstico de uma análise de qualidade da água, resultando em uma perda considerável de informação e induzindo a interpretações errôneas da realidade. Porém, espécies pertencentes a um mesmo gênero podem apresentar diferentes características ecológicas e, portanto, suas respostas aos diferentes fatores impactantes podem variar amplamente, como no trabalho de Buss e Salles (2007), onde encontraram que diferentes espécies de *Americabaetis* (Ephemeroptera) podem apresentar diferenças na tolerância a alterações ambientais.

Ao empregar a identificação ao nível taxonômico de família, perdemos um importante componente do monitoramento biológico: as avaliações de táxons raros. Dessa maneira, algumas abordagens sugerem que a identificação deve atingir gênero ou espécie, dependendo do estágio de vida dos organismos coletados e do número de vezes que um ponto é amostrado (MAZZINI, 2007).

Existem, entretanto, restrições financeiras e temporais que limitam a aplicação do nível taxonômico mais refinado (MARSHALL *et al.*, 2006). A identificação ao nível taxonômico mais inclusivo é difícil, e geralmente só atingida por especialistas, que têm se tornado cada vez mais escassos. Além disso, a contagem de indivíduos identificados até o nível específico consome muito tempo, o número de chaves de identificação ao nível específico ou genérico é reduzido e o custo da identificação ao nível de família é geralmente menor quando comparado à identificação ao nível genérico ou específico (FURSE *et al.*, 1984; CRANSTON; HILLMAN, 1992; STRIBLING *et al.*, 2003; MARSHALL *et al.*, 2006; MAZZINI, 2007).

Em relação ao NMDS, tanto considerando a identificação até família (Figura 04) quanto até gênero (Figura 05), o *stress* encontrado se classificou como ideal, o rio Guamirim apresentou um agrupamento mais coeso, enquanto o rio das Antas

teve um agrupamento mais disperso. Esses agrupamentos podem ter relação com a diferença do entorno dos rios estudados, que será apresentado no Cap. 2.

A análise NMDS revelou que a estrutura da comunidade de macroinvertebrados em nível de família e de gênero de locais não urbanos é significativamente diferente da encontrada em locais urbanos, como possível observar nas figuras 4 e 5. Essa diferença também foi encontrada por Davies *et al.* (2010), onde a ordenação mostrou que os locais urbanos se agrupam separadamente dos locais não urbanos.

5. CONCLUSÃO

Através dos índices bióticos e porcentagem de organismos resistentes, foi possível observar a diferença entre as bacias estudadas, sendo que a área mais urbana pode ter apresentado uma influência nos menores valores de diversidade e uniformidade encontrados, assim como a maior porcentagem de organismos resistentes, isso será abordado no capítulo 2.

A identificação até o nível taxonômico de gênero auxiliou no refinamento dos dados e acurou a veracidade de alguns índices, todavia, o tempo empregado para a melhora dessa identificação foi maior que o esperado. Houve dificuldades principalmente em encontrar chaves específicas para os macroinvertebrados aquáticos encontrados na região estudada.

Através do escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), foi possível visualizar a similaridade entre os pontos de coleta de uma mesma bacia, e a diferenciação entre os pontos do rio das Antas e os pontos de coleta do rio Guamirim.

CAP. 2 – CARACTERIZAÇÃO DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DO RIO DAS ANTAS E DO RIO GUAMIRIM, UTILIZANDO TÉCNICAS DE SENSORIAMENTO REMOTO E DADOS DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS.

1. INTRODUÇÃO

A qualidade das águas nas bacias hidrográficas é diretamente influenciada pelo uso e manejo do solo, dessa forma ela é resultante de fatores geomorfológicos, pedológicos, climáticos, hidrológicos e biológicos (PAIVA; PAIVA, 2001). Segundo Chaves e Santos (2009), os cursos d'água agem como integradores das características da paisagem terrestre e como receptores dos poluentes da terra e da atmosfera, dessa forma são bons indicadores de impactos antrópicos.

Dentre as bacias mais impactadas, estão aquelas que possuem intensa ocupação demográfica, visto que o processo de impermeabilização do solo em áreas urbanas é um dos fatores que contribuem para as mudanças nas características da bacia. Isto contribui na geração de sérios problemas de drenagem agravados pela inadequada deposição de lixo, assoreamento dos corpos de água e despejo de esgotos clandestinos (MAGALHÃES *et al.*, 2002; TUCCI; SILVEIRA, 2009).

Com a necessidade do uso racional dos recursos hídricos para várias finalidades, a utilização das imagens de satélite é um importante recurso que permite análises das mudanças ocorridas no uso da terra, por meio de dados de origem espaço-temporais (SANO *et al.*, 2009). Portanto, para se obter informações a respeito da cobertura da área de forma rápida, confiável e econômica, utilizam-se as técnicas de sensoriamento remoto como principal ferramenta para auxiliar no mapeamento, identificação e monitoramento das feições terrestres (SOUSA *et al.*, 2009).

A obtenção das imagens de satélite e a sua posterior análise permitem realizar o estudo da estrutura espacial de uma determinada área, a partir de uma classificação das imagens que são tomadas com base nas informações presentes, sendo estas divididas em regiões rurais e urbanas, cobertas por vegetação, solo exposto, entre outras classes. Dessa forma é possível elaborar documentos cartográficos que contribuem para a análise do uso e ocupação da terra da área delimitada (LACERDA, 2010; AMEZTEGUI *et al.*, 2015).

Segundo Mendes e Cirilo (2001), o impacto decorrente da alteração do uso da terra reflete-se em todos os componentes do ciclo hidrológico, ou seja, no escoamento superficial, na recarga de aquíferos e, por conseguinte, na qualidade da água. Assim, alguns estudos do meio devem ser realizados para analisar os

impactos associados ao uso e ocupação da terra, e devem abranger a análise integrada do ambiente natural. Deste modo poderá construir unidades naturais que expressem as relações entre os seus diferentes componentes, a fim de compreender as características da água de um determinado ambiente, além de monitorar as características das variáveis biológicas e sua interação com o uso da terra (ITCG, 2006).

Entre os componentes bióticos que compõem um sistema aquático, os macroinvertebrados aquáticos são os mais comumente utilizados para o biomonitoramento, pois são sensíveis às mudanças no habitat, têm ciclos de vida suficientemente longos (o que favorece a detecção de alterações ambientais em tempo hábil), tamanho de corpo relativamente grande e de fácil amostragem, alta diversidade de espécies, oferecendo uma enorme gama de tolerância e amplo espectro de respostas frente a diferentes níveis de contaminação (BARBOLA *et al.*, 2007; TUNDISI; TUNDISI-MATSUMURA, 2008).

O índice de diversidade BMWP (Biological Monitoring Working Party) é um dos procedimentos que pode ser utilizado para medir a qualidade da água usando famílias de macroinvertebrados como indicadores biológicos. O método baseia-se no princípio de que diferentes invertebrados aquáticos têm diferentes tolerâncias aos poluentes (BAPTISTA *et al.*, 2007).

No presente estudo serão analisadas as características das bacias hidrográficas do rio das Antas e do rio Guamirim, aplicando técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto, caracterizando as bacias quanto ao uso e ocupação da terra, verificando tanto seu entorno quanto pontos específicos. Também serão correlacionados dados de uso da terra e de macroinvertebrados, para entender o funcionamento da dinâmica entre esses fatores ao longo dos cursos d'água. Outro fator será estabelecer relações dos diferentes cenários, urbano e rural, a partir dos resultados de qualidade e uso e ocupação da terra.

2. METODOLOGIA

2.1. LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A localização da área de estudo pode ser observada na Figura 6. Para a realização do presente estudo foram selecionados 3 pontos no rio das Antas (Figura

7) e 3 pontos no rio Guamirim (Figura 8). Sendo no rio das Antas, Ponto 1: (25°30'1.50"S/ 50°37'43.39"O) localizado na área do Colégio Florestal Estadual Presidente Costa e Silva, Vila São João; Ponto 2: (25°28'13.76"S/ 50°39'28.91"O) localizado no limite entre o Bairro Fósforo e o Centro; e Ponto 3: (25°27'43.00"S/ 50°39'20.86"O) ficando no limite entre o Centro e Bairro Colina Nossa Senhora das Graças. No rio do Guamirim, todos os pontos foram localizados em área particular de uma empresa de silvicultura e manejo florestal, Ponto 1: (25°34 '30.783"S/ 50 49 19.468°O); Ponto 2: (25 34 49.596°S/ 50 48 45.316°O); e Ponto 3: (25 34 54.060°S/ 50 48 28.425°O) como mostrados nas imagens 07 e 08.

FIGURA 6 – MAPA DE LOCALIZAÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDO.

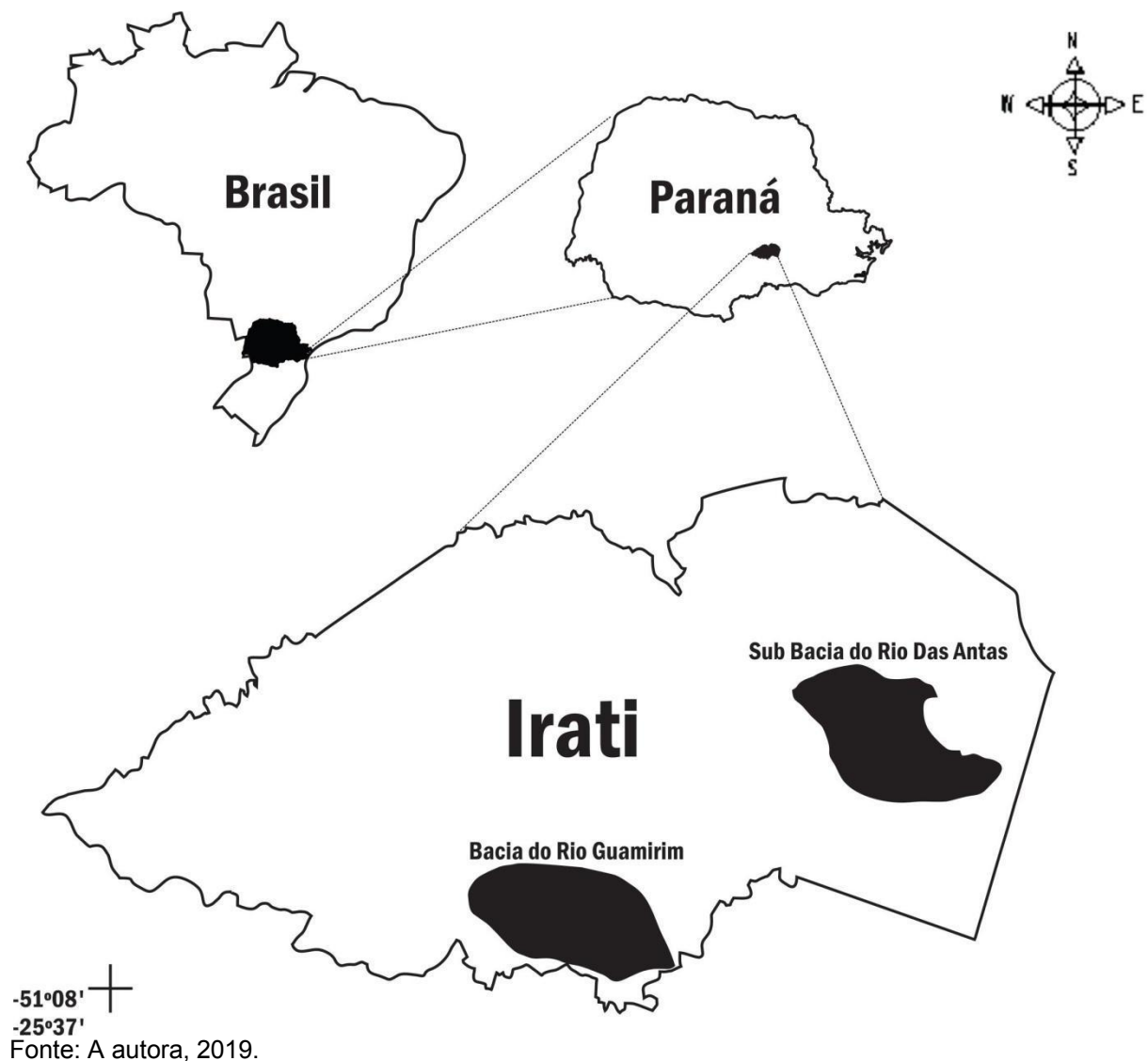
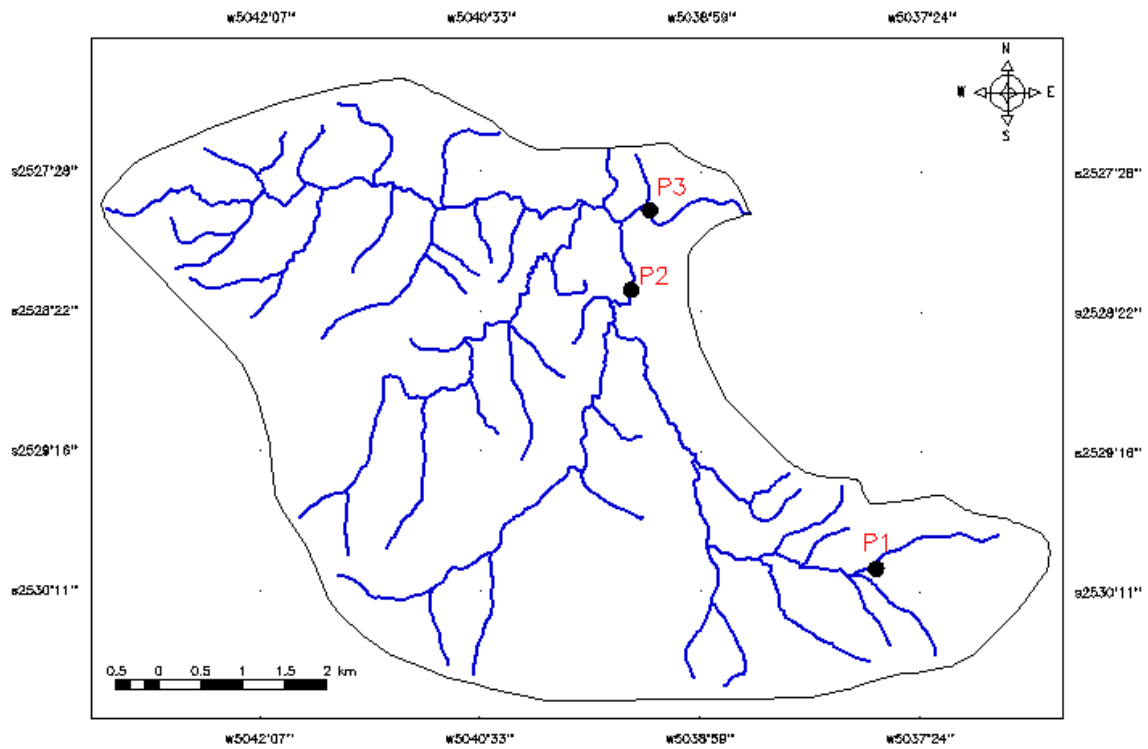
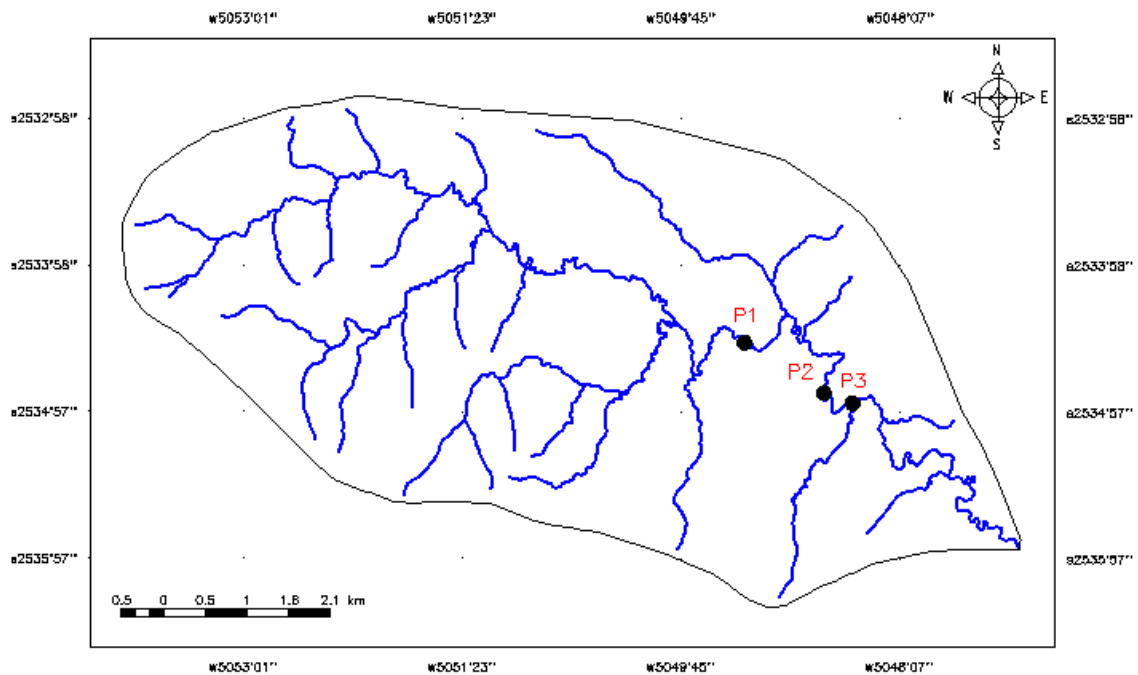


FIGURA 7 – MAPA DA SUB BACIA DO RIO DAS ANTAS.



Fonte: A autora, 2019.

FIGURA 8 – MAPA DA BACIA DO RIO GUAMIRIM.



Fonte: A autora, 2019.

2.2. AQUISIÇÃO E PROCESSAMENTO DE IMAGENS DE SENSORIAMENTO REMOTO PARA ANÁLISE ESPACIAL

Para a elaboração dos mapas de Uso e Ocupação da Terra das Bacias do rio das Antas e do rio Guamirim foi utilizado o Sistema de Coordenadas WGS 84, fuso 22S com coordenadas planas em *Universal Transversa Mercator* – UTM. As bases cartográficas foram obtidas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Através destas cartas foi delimitado o perímetro das bacias e vetorizado os recursos hídricos.

As imagens de satélite utilizadas foram obtidas do *Landsat 8*, satélite lançado em fevereiro de 2013. O *Landsat 8* é composto e operado por dois instrumentos de mapeamento, o *The Operational Land Imager* (OLI) e o *The ThermalInfrared Sensor* (TIRS). Os produtos OLI consistem de 9 bandas multiespectrais com resolução espacial de 30 metros, resultando nas bandas de 1 a 9. A banda 8 é denominada Pancromática e possui uma resolução de 15 metros. Já os produtos TIRS são faixas térmicas utilizadas para fornecimento de temperaturas de superfície mais precisas e os dados são coletados no pixel de 100 metros (INPE, 2013).

Foram utilizadas as bandas multiespectrais 2, 3, 4, 5, 6 e 7 além da banda 8 – Pancromática. As imagens têm data de 07 de outubro de 2015, às utilizadas para o rio das Antas e 20 de Janeiro de 2016, as utilizadas para o rio Guamirim. Para efeito de conferência, foi utilizado o *software Google Earth Pro*.

2.2.1. Processamento das Imagens

O processamento das imagens foi realizado utilizando o programa *Spring* versão 5.5.5. Para obtenção de uma imagem com melhor resolução espacial, foi realizada a fusão da banda pancromática de 15 metros com bandas da região do visível.

Para os trabalhos de interpretação de imagem, foram utilizadas as seguintes composições coloridas: bandas R4G3B2 e R6G5B4.

Através do *software* Spring 5.5.4 e CorelDraw X7 foram construídos os mapas e imagens utilizados neste trabalho.

2.2.2. Classificação de Uso da Terra

Com as composições coloridas das imagens foram realizados os redimensionamentos das áreas de trabalho por meio de recortes das imagens, dentro dos perímetros das bacias hidrográficas.

A segmentação, etapa anterior no processo de classificação, foi realizada com o segmentador de Crescimento de Regiões de Baatz, selecionando as bandas B3, B4 e B5 com similaridade de 0,12, área de pixel 8 e 0,9 para peso cor e peso compacidade. Esses foram os melhores parâmetros obtidos após um estudo empírico.

O processo para a classificação das imagens foi iniciado criando um contexto com as bandas B3, B4 e B5, juntamente com o resultado da segmentação, após foram extraídos os atributos, e foram coletadas as amostras das imagens, foi realizada a classificação para as seguintes classes pré-definidas: (1) Agricultura, (2) Solo Exposto, (3) Área Urbana e (4) Vegetação, utilizando a ferramenta treinamento, adquirindo pixels que melhor representam cada grupo. Após foi utilizado o classificador *Bhattacharya* com limiar de aceitação de 95%.

2.2.3. *Buffers* Lineares e Circulares

Para o mapeamento e análise do entorno dos recursos hídricos, foram utilizadas duas formas de *buffers*, os lineares acompanhando todo o entorno do rio, da nascente até os pontos amostrais, e os *buffers* circulares, para a comparação com os resultados encontrados através do índice BMWP' no cap. 1.

A escolha dos *buffers* se baseou nos exemplos de áreas de estudo de SANTOS (2004), que aborda diferentes estratégias para cada objetivo, como por exemplo, para atividades que ocorram de forma concentrada, podem se usar raios, enquanto que para atividades que são comuns padrões de paisagem em extensão linear, podem-se utilizar áreas em corredor que abrange uma faixa marginal. Dessa maneira estipulamos para os *buffers* lineares a distância de 30m e 50m no entorno dos rios, esse valor se baseia na legislação vigente. Observando as porcentagens obtidas para os *buffers* lineares, viu-se a necessidade da utilização de *buffers* circulares, visto que o *buffer* linear camuflaria a realidade do local estudado, então para os *buffers* circulares foi estipulado 450m no entorno do ponto, levando em

conta as declividades e a melhor visualização do que realmente pode estar interferindo no entorno desses pontos.

2.4 MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS

Para a possível comparação entre os pontos classificados e os macroinvertebrados aquáticos foi calculado o índice BMWP' (JUNQUEIRA; CAMPOS 1998) modificado por Loyola (2000) e IAP (2003), sendo que a classificação segundo o índice é apresentada no Anexo 1.

2.3 ANÁLISE DOS DADOS

As comunidades de macroinvertebrados aquáticos e as classes pré-definidas para a classificação de uso e ocupação da terra foram relacionadas através da Análise de Redundância (RDA). Para essa análise, os dados de abundância de famílias e gêneros de macroinvertebrados aquáticos foram transformados pela função logaritmo (Anderson *et al.* 2006) e as variáveis ambientais estandardizadas a partir da média.

3. RESULTADOS

Os resultados espaciais das classificações realizadas em cada bacia são apresentados na Figura 09, na qual é possível observar as diferentes estruturas de cada uma. Na sub bacia do rio das Antas há uma porcentagem de área urbana bem representativa, diferentemente da bacia do rio Guamirim, área predominantemente rural.

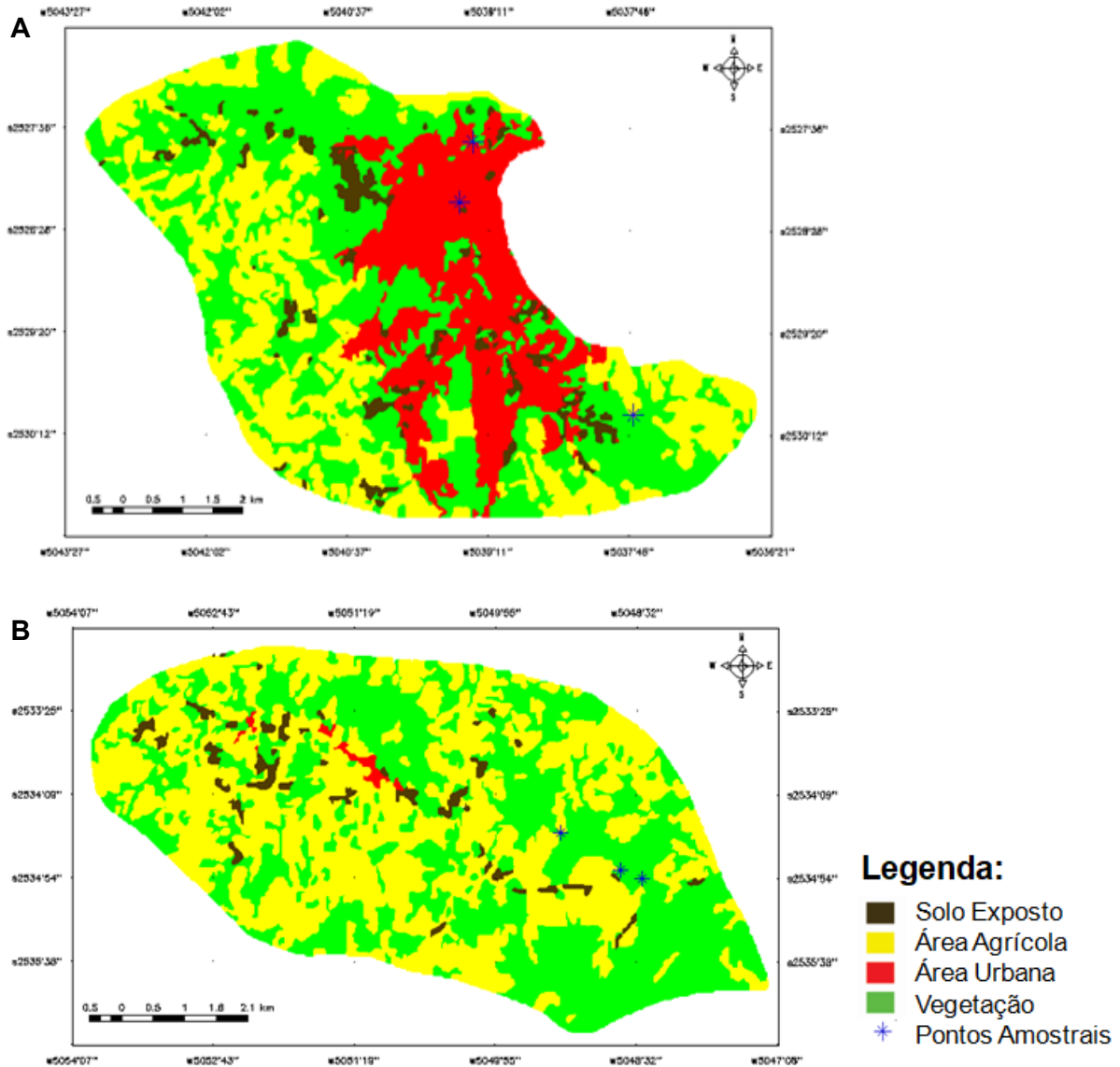
Em relação às porcentagens totais encontradas para cada bacia, para a sub bacia do rio das Antas foi encontrado, 44,66% de vegetação, 22,56% de área urbana, 28,97% de área agrícola e 3,81% de solo exposto (Tabela 3). Enquanto que para a bacia do rio Guamirim, obteve-se 48,41% de vegetação, 0,64% de área urbana, 48,72% de área agrícola e 2,23% de solo exposto (Tabela 3).

TABELA 3 – PORCENTAGENS DE USO E OCUPAÇÃO DA TERRA PARA AS BACIAS ESTUDADAS.

CLASSES	PORCENTAGENS TOTAIS DE USO E OCUPAÇÃO DA TERRA	
	SUB BACIA DO RIO DAS ANTAS	BACIA DO RIO GUAMIRIM
VEGETAÇÃO	44,66	48,41
ÁREA URBANA	22,56	0,64
ÁREA AGRÍCOLA	28,97	48,72
SOLO EXPOSTO	3,81	2,23
TOTAL DA CLAS	100,00	100,00

Fonte: A autora, 2019.

FIGURA 9 – CLASSIFICAÇÃO DOS USOS E OCUPAÇÕES DA TERRA DAS BACIAS. A = SUB BACIA DO RIO DAS ANTAS; B= BACIA DO RIO GUAMIRIM.



Fonte: A autora, 2019.

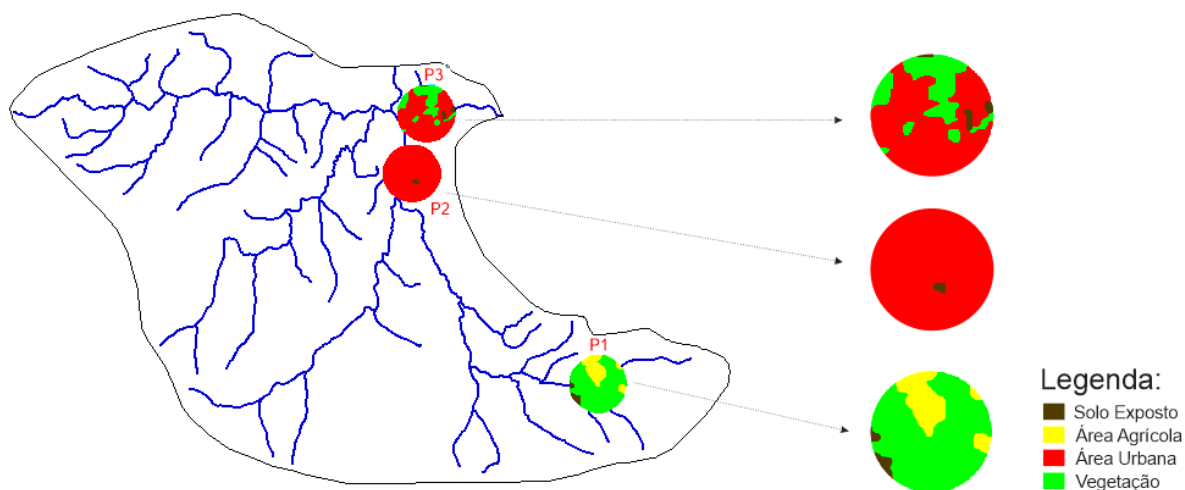
Observa-se também o entorno dos pontos de coleta, utilizando *buffers* circulares, considerando 450m do entorno (Figura 10 e 11). Em relação aos *buffers* (Tabela 4), para a sub bacia do rio das Antas o ponto 1 apresentou o maior porcentagem de vegetação, o ponto dois a maior porcentagem de área urbana e o ponto 3 teve porcentagens mais predominantes de área urbana, mas ainda assim com uma porcentagem representativa de vegetação. Enquanto que para a bacia do rio Guamirim, os três pontos apresentam porcentagem de vegetação maior que 60%, e área agrícola variando de 36,80% a 24,08%.

TABELA 4 – PORCENTAGEM DE USO E OCUPAÇÃO DA TERRA PARA AS BACIAS. BUFFERS CONSIDERANDO 450M NO ENTORNO DO PONTO.

CLASSES	SUB BACIA DO RIO DAS ANTAS			BACIA DO RIO GUAMIRIM		
	P1	P2	P3	P1	P2	P3
VEGETAÇÃO	78,88	0,00	28,18	70,65	62,03	75,28
ÁREA URBANA	0,01	99,17	70,29	0,00	0,00	0,00
ÁREA AGRÍCOLA	18,50	0,00	0,00	29,35	36,80	24,08
SOLO EXPOSTO	2,61	0,83	1,53	0,00	1,17	0,63
TOTAL DA CLAS	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00

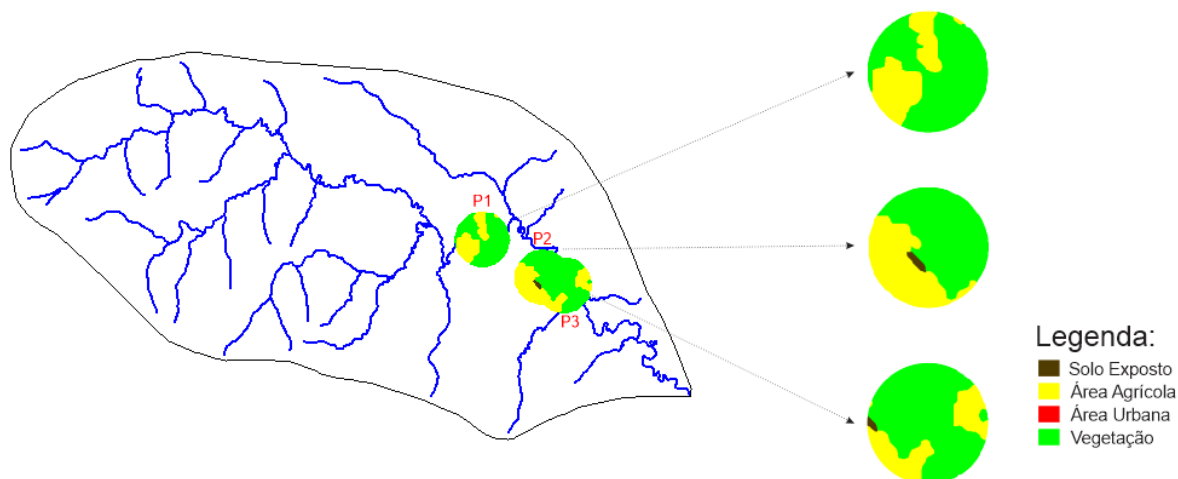
Fonte: A autora, 2019.

FIGURA 10 – USO E OCUPAÇÃO DA SUB BACIA DO RIO DAS ANTAS, BUFFERS CONSIDERANDO 450M NO ENTORNO DO PONTO.



Fonte: A autora, 2019.

FIGURA 11 – USO E OCUPAÇÃO DA SUB BACIA DO RIO GUAMIRIM, BUFFERS CONSIDERANDO 450M NO ENTORNO DO PONTO.



Fonte: A autora, 2019.

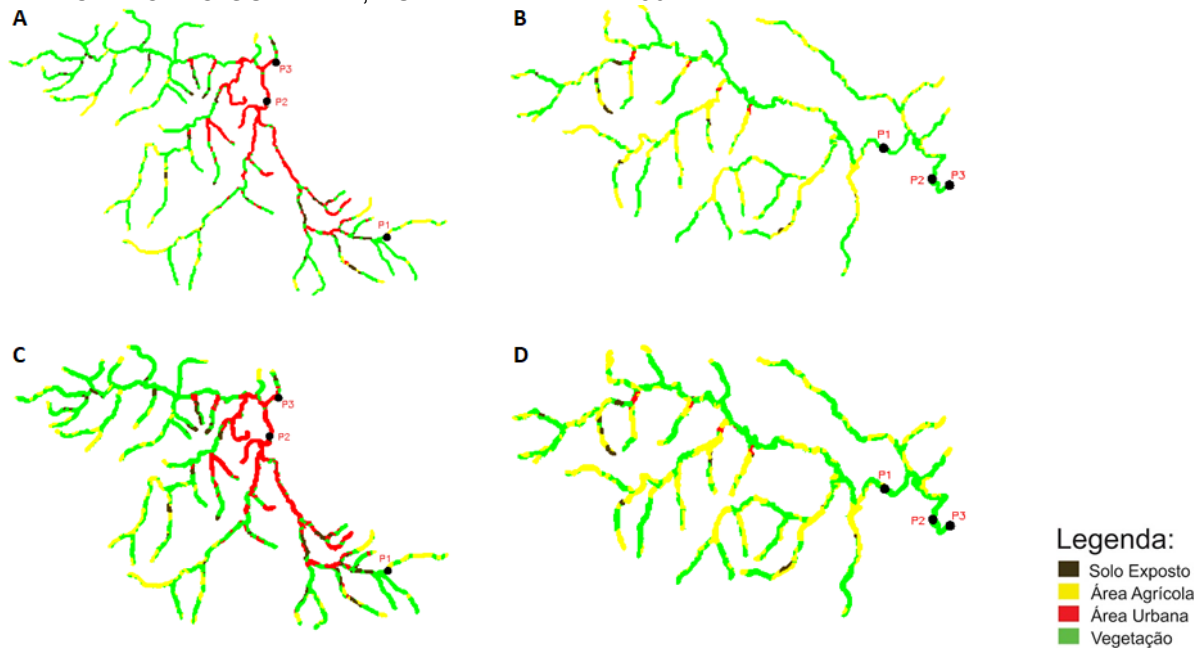
Outro fator analisado foi à avaliação do entorno desde as nascentes até os pontos de coleta (Figura 12), que segundo a legislação vigente estipula uma vegetação no entorno das margens de 30m para rios com largura até 10m e margem de 50m para nascentes (BRASIL, 2012). Como é possível visualizar na figura 12, essa legislação não vem sendo respeitada em boa parte do entorno dos rios, tanto do rio das Antas que sofre com a urbanização, como para o rio Guamirim que sofre com as pastagens agrícolas.

TABELA 5 – PORCENTAGEM DE USO E OCUPAÇÃO DA TERRA PARA AS BACIAS. BUFFERS LINEARES CONSIDERANDO DAS NASCENTES AO PONTO.

CLASSES	P1		P2		P3	
	30m	50m	30m	50m	30m	50m
RIO DAS ANTAS						
VEGETAÇÃO	48,07	48,74	50,58	50,08	60,62	60,02
ÁREA URBANA	0,00	0,00	28,35	28,43	20,37	20,00
ÁREA AGRÍCOLA	51,93	51,26	15,44	15,86	14,26	15,02
SOLO EXPOSTO	0,00	0,00	5,62	5,63	4,74	4,96
TOTAL DAS CLASSES	100	100	100	100	100	100
RIO GUAMIRIM						
VEGETAÇÃO	56,62	55,18	58,86	57,56	59,30	57,98
ÁREA URBANA	1,30	1,25	1,07	1,03	1,06	1,02
ÁREA AGRÍCOLA	40,23	41,57	38,53	39,75	38,12	39,37
SOLO EXPOSTO	1,86	2,00	1,53	1,65	1,52	1,64
TOTAL DAS CLASSES	100	100	100	100	100	100

Fonte: A autora, 2019.

FIGURA 12 – USO E OCUPAÇÃO DAS BACIAS, BUFFERS CONSIDERANDO DAS NASCENTES AO PONTO. A= BACIA DO RIO DAS ANTAS, BUFFER LINEAR DE 30M, B= BACIA DO RIO GUAMIRIM, BUFFER LINEAR DE 30M, C= BACIA DO RIO DAS ANTAS, BUFFER LINEAR DE 50M, D= BACIA DO RIO GUAMIRIM, BUFFER LINEAR DE 50M.



Fonte: A autora, 2019.

Em relação aos resultados encontrados através do índice BMWP', para o rio das Antas, o ponto 1 apresentou soma igual a 69, o ponto 2 somou 26 pontos e o ponto 3 teve valor igual a 76 (Tabela 6). Portanto, de acordo com os critérios de IAP (2003), os Pontos 1 e 3 apresentam qualidade das águas duvidosa, ou seja, sofrem efeitos moderados da poluição, enquanto o ponto 2 apresenta qualidade das águas muito poluída, ou seja, tem seu sistema muito alterado.

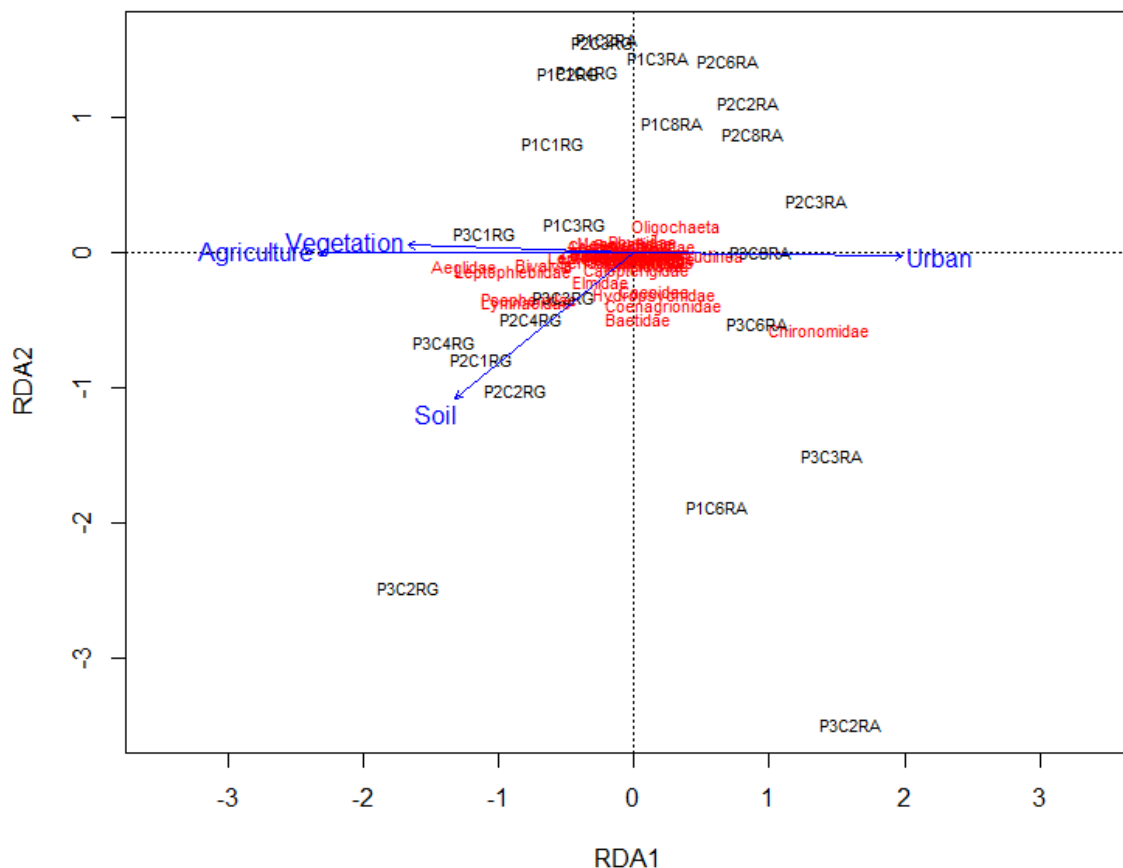
As pontuações do índice BMWP' para o rio Guamirim apresentaram valores diferentes para os pontos amostrados, o ponto 1 apresentou soma igual a 72, o ponto 2 somou 133 pontos e o ponto 3 teve valor igual a 126 (Tabela 6). De acordo com os critérios de IAP (2003) para classificação dessas pontuações, os pontos 2 e 3 apresentam qualidade das águas "boa" com águas limpas, não poluídas ou sistema perceptivelmente não alterado, enquanto o ponto 1 é classificado como tendo água de qualidade "duvidosa" onde são evidentes efeitos moderados de poluição (Tabela 6).

TABELA 6 – VALORES DE BMWP' CALCULADOS PARA TRÊS PONTOS DO RIO DAS ANTAS E PARA OS DO RIO GUAMIRIM.

	Índice	Valor	Qualidade (intervalo)
Ponto 1 Rio das Antas	BMWP'	69	Duvidosa (61-100)
Ponto 2 Rio das Antas	BMWP'	26	Muito Poluída (16-35)
Ponto 3 Rio das Antas	BMWP'	76	Duvidosa (61-100)
Ponto 1 Rio Guamirim	BMWP'	72	Duvidosa (61-100)
Ponto 2 Rio Guamirim	BMWP'	133	Boa (121-150)
Ponto 3 Rio Guamirim	BMWP'	126	Boa (121-150)

Fonte: A autora, 2018.

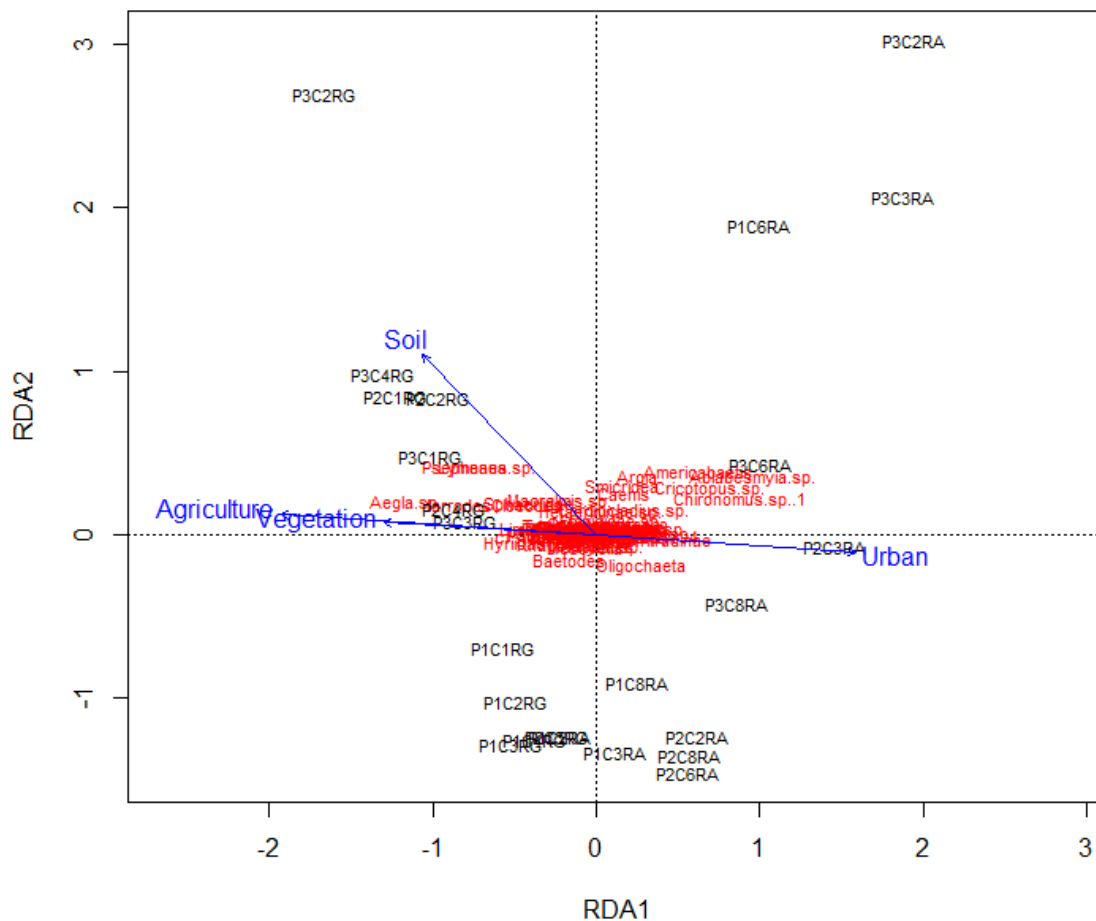
FIGURA 13 – ANÁLISE DE REDUNDÂNCIA - RDA, ASSOCIANDO ABUNDÂNCIA DE FAMÍLIAS E PROPORÇÕES DE USO E OCUPAÇÃO DA TERRA.



Para análise de redundância (RDA) a inércia (variância) total dos dados ficou em $\sigma^2 = 1662.9$. A classificação proporcional de variância ficou em 30% ($\sigma^2 = 664.4$) restringida em 4 autovalores de redundância, e 60% ($\sigma^2 = 998.5$) sem restrições para os demais 19 autovalores. A proporção de explicação acumulada dos dados, para os dois primeiros autovalores restritos foram de 96,4%. Os maiores

scores para a primeira variável restrita (RDA1) foram: Agricultura (0.84) e urbanização (-0.67). Já para a segunda variável restrita (RDA2) o maior foi solo (0.81). A saber, as espécies são dimensionadas proporcionalmente aos valores de abundância relativa. Já os pontos de coleta não têm escala, ou seja, a dispersão é ponderada igualmente em todas as dimensões.

FIGURA 14 – ANÁLISE DE REDUNDÂNCIA - RDA, ASSOCIANDO ABUNDÂNCIA DE GÊNEROS E PROPORÇÕES DE USO E OCUPAÇÃO DA TERRA.



Para gêneros a inércia total dos dados foi reduzida $\sigma^2 = 1040.6$, porém a classificação proporcional de variância ficou similar, 37% ($\sigma^2 = 384.8$) restringida em 4 autovalores de redundância, e 63% ($\sigma^2 = 655.8$) sem restrições para os demais 19 autovalores. A proporção de explicação acumulada dos dados, para os dois primeiros autovalores restritos foram ligeiramente menores de 93,4%. Os scores ficaram similares aos da análise realizada para família. RDA1: Agricultura (-0.87) e Urbanização (0.70). RDA2: Solo (0.77).

Com relação ao relacionamento dos taxa com as classes de uso e ocupação, pode-se observar que indivíduos que receberam maiores valores de

scores para ambos os eixos RDA1 e RDA2 foram: Chironomidae (-7.46) (figura 13) e *Ablabesmyiasp.*(4.23) (figura 14), reforçando a associação de organismos tolerantes com o processo de urbanização.

4. DISCUSSÃO

De acordo com os resultados, existe uma porcentagem significativa de vegetação nas duas bacias, porém deve-se levar em conta que quando neste trabalho classificaram-se regiões como vegetação, foram considerados, floresta, reflorestamento e vegetação arbustiva como uma única classe. Mas é evidente na figura 09, que cada bacia estudada possui uma característica, sendo uma urbana, enquanto outra é uma região rural.

Essa diferença fica mais evidente quando comparadas as porcentagens encontradas (Tabela 3), sendo que para o rio das Antas foi obtida uma taxa de 22,56% de área urbana, enquanto que para o rio Guamirim essa porcentagem fica em 0,64%, essa relação se inverte quando comparamos as porcentagens de área agrícola, onde o rio das Antas apresenta 28,97% e o rio Guamirim 48,72%. Em contraste temos as porcentagens de vegetação que se mantiveram muito próximas em ambas as bacias, que para o rio das Antas apresentou 44,66% e o rio Guamirim 48,41%.

USO E OCUPAÇÃO DA TERRA CONSIDERANDO OS BUFFERS DE 450M

Ao comparar cada ponto avaliado com seus respectivos usos e ocupações, o ponto 1 do rio das Antas apresenta a maior porcentagem de vegetação no seu entorno, porém foi o ponto 3 que apresentou o maior valor no índice BMWP' (Tabela 6). Pode-se explicar isso visualizando as duas nascentes que contribuem com a vazão do rio antes do ponto 3, sendo que uma delas tem o entorno quase que completamente preservado (como pode ser observado na Figura 12) influenciando positivamente na qualidade da água desse ponto, outro ponto a ser considerado é a autodepuração que ocorre nos rios.

Ainda em relação ao rio das Antas, o ponto 2 foi o que apresentou a maior porcentagem de área urbana em seu entorno, e o menor valor dentro do índice BMWP'. Este também foi o ponto com maior porcentagem de indivíduos resistentes (%Chironomidae) dessa maneira podemos estabelecer uma possível interferência

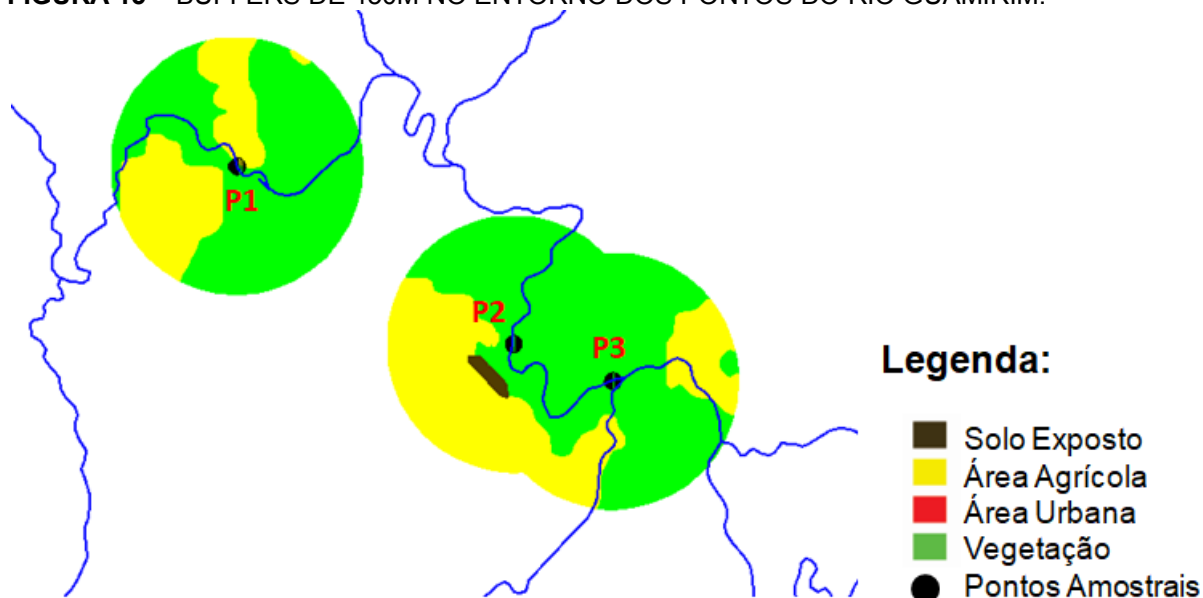
da alta taxa de urbanização do entorno desse ponto com sua qualidade. Informações semelhantes sobre a grande importância do uso da terra como principal fator determinante da estrutura da entomofauna aquática foram observadas por Corbi e Trivinho-Strixino (2008) e Samways e Steytler (1996). Allan (2004) também afirma que em sistemas aquáticos, a modificação da cobertura da terra é uma das principais forças impulsionadoras da perda de biodiversidade.

Assim, este trabalho corrobora estudos anteriores que levaram em conta aspectos físico-químicos e microbiológicos, e que a poluição encontrada nos corpos d'água que cortam a cidade de Irati está intimamente relacionada à urbanização da cidade, principalmente no que diz respeito ao esgoto doméstico e falta de planejamento no uso da terra e consequente ocupação irregular das margens (ANDRADE; FELCHAK 2009, VENANCIO et al. 2010, HABERLAND et al. 2012, SCHIRMER et al. 2012).

Em relação ao rio Guamirim, todos os pontos apresentam quantidade de vegetação e área agrícola semelhante, porém o ponto 3 é o que apresenta maior porcentagem de vegetação (Tabela 4) sendo também o que apresenta classificação de qualidade "Boa", segunda a classificação no índice BMWP', mostrando possível relação entre esses aspectos.

Levando em consideração apenas a porcentagem de vegetação no entorno do ponto 1 (70,65%) e ponto 2 (62,03%) do rio Guamirim, pode-se dizer que o ponto 1 estaria melhor em relação ao ponto 2, mas quando observamos a figura 15, percebe-se que no entorno do ponto 2 existe vegetação, enquanto que no entorno do ponto 1 é diretamente afetado pela área agrícola. Esses resultados são confirmados pelo índice BMWP', onde o ponto 1 fica com a menor classificação dos três pontos, classificado como qualidade de água "Duvidosa", enquanto que o ponto 2 fica com o maior valor no índice e classificado como qualidade de água "Boa".

FIGURA 15 – BUFFERS DE 450M NO ENTORNO DOS PONTOS DO RIO GUAMIRIM.



FONTE: A autora, 2019.

O ponto 1 do rio Guamirim tem no seu entorno uma plantação de exóticas (silvicultura) dessa maneira parece ser o mais afetado (Figura 15), o que pode ter influência no índice BMWP', onde este ponto apresentou-se como o mais afetado dentre os avaliados para esse rio. Vários fatores induzem a ocupação das zonas ripárias pela agricultura e pelas pastagens, foi geralmente nessas áreas que a agricultura se estabeleceu historicamente, devido ao fato de o solo possuir maior fertilidade e ser arável e drenado (PINHEIRO, et al. 2011).

COMPARAÇÃO ENTRE ESTRATÉGIAS AMOSTRAIS

Para o presente estudo, foram utilizadas duas estratégias amostrais. Os *buffers* lineares e circulares foram utilizados para realizar uma análise comparativa entre os resultados obtidos pelas duas estratégias. Conforme os resultados obtidos para o rio das Antas, os *buffers* lineares se mostraram essenciais, para entender que mesmo um ponto tendo menor porcentagem de vegetação no seu entorno, apresenta melhor classificação no índice BMWP'. Por outro lado, através dos *buffers* circulares foi possível comparar estatisticamente os dados de uso e ocupação com os macroinvertebrados e a visualização pontual do entorno.

A principal diferença entre as estratégias de estudo, foi a área total de cada uma, em que uma apresentou melhor a realidade em torno dos pontos de coleta, e a outra a realidade em torno da nascente até os pontos.

Outro ponto muito importante que foi possível visualizar através dos buffers lineares, é que a legislação vigente não vem sendo respeitada em boa parte do entorno dos rios, tanto do rio das Antas que sofre com a urbanização, como para o rio Guamirim que sofre com a produção agrícola, pecuária e silvicultura.

ANÁLISE DE REDUNDÂNCIA (RDA)

Através da análise de redundância foi possível visualizar que o esforço para refinar os dados de família para gênero, não se mostrou eficiente para a associação com as porcentagens de uso e ocupação do solo, visto que os valores da análise se mostraram muito similares.

As classes que mais se associaram com os eixos da RDA foram urbanização e agricultura. Mostrando coerência, por aparecerem em apenas dois pontos, o que aumenta a variância dos dados de uso e ocupação.

Podemos visualizar que no geral os organismos ficaram em um emaranhado do centro, porém espécies mais tolerantes se mostraram mais relacionadas com urbanização.

5. CONCLUSÃO

Foi visualizada uma relação entre o uso e ocupação e o índice BMWP' sobre os pontos de coleta, onde pontos com mais vegetação mostraram melhores índices com qualidade da água enquanto pontos com maior porcentagem de área urbana apresentaram menores valores e maior poluição. Porém é preciso ficar atento, como aconteceu com o Ponto 1 e 2 do rio Guamirim, sempre levando em consideração todos os fatores que podem influenciar na qualidade de cada ponto.

Outra constatação é a falta de preservação do entorno de ambos os rios, pois a mata ciliar é uma importante ferramenta para a conservação da qualidade da água dos rios. É necessário, portanto, que ações sejam tomadas para diminuir os impactos negativos sobre esses sistemas, recuperando parte de sua integridade, da qual os insetos aquáticos fazem parte, bem como verificar e realizar a manutenção da saúde de cursos d'água associados a fim de prevenir problemas ambientais.

CONCLUSÃO GERAL

Com o presente estudo foi possível concluir que existe diferença entre as bacias em estudo, e que cada uma apresenta suas próprias características e influências antropogênicas, que podem afetar diretamente na qualidade dos pontos de coleta.

A identificação até o nível taxonômico mais inclusivo auxiliou no refinamento dos dados, porém houve dificuldades em se encontrar chaves específicas para os macroinvertebrados aquáticos coletados na região estudada, mostrando a importância de estudos mais específicos sobre esses indivíduos.

Através desse estudo pode se visualizar uma relação entre o uso e ocupação da terra e o índice BMWP', mostrando a importância de estudos multidisciplinares, utilizando de técnicas de sensoriamento remoto e índices bióticos para obtenção de resultados cada vez mais condizentes com a realidade do local em estudo.

REFERÊNCIAS

AAGARD, K.; SOLEM, J. O.; BONGARD, T.; HANSEN, O. Studies of aquatic insects in the Atna River 1987-2002. **Hydrobiologia**, p. 87-105, 2004. <http://dx.doi.org/10.1023/B:HYDR.0000026352.40631.37>

ADLER D.; MURDOCH D. rgl: 3D Visualization Using OpenGL. R package version 0.99.16. <https://CRAN.R-project.org/package=rgl>. 2018.

ALLAN, J. D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics**. v. 35, n. 1, p. 257–284, 2004. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>.

ALBA-TERCEDOR, J. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. In: **4º SIMPOSIO DEL AGUA DE ANDALUCÍA - SIAGA**, Almería. [S.l.]: [s.n.], v. 2, p. 203-213, 1996.

AMEZTEGUI, A.; COLL, L.; BROTONS, L.; NINO, J. M. Land-use legacies rather than climate change are driving the recent upward shift of the mountain tree line in the Pyrenees. **Global Ecology And Biogeography**, v. 25, n. 3, p. 263-273, 1 dez. 2015.

ANDRADE, A. P.; FELCHAK, I. M. A poluição urbana e o impacto na qualidade da água do rio das Antas – Irati-PR. **Geoambiente**. v. 12, p. 108-132, 2009.

ANDERSON, M. J.; ELLINGSEN, K. E.; MCARDLE, B. H. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. **Ecology Letters**, v. 9, p. 683–693, 2006.

ARCOVA, F.; CICCIO, V. Qualidade da água de microbacias com diferentes usos do solo na região de Cunha, Estado de São Paulo. **Scientia Forestalis**, v.56, p.125-134, 1999.

ARMITAGE, P. D.; MOSS, D.; WRIGHT, J. F.; FURSE, M.T. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. **Water Research**, v. 17, n. 3, p. 333-347, 1983.

BAPTISTA D. F.; BUSS D. F.; EGLER M.; GIOVANELLI A.; SILVEIRA M. P.; NESSIMIAN J. L. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brasil. **Hydrobiologia**, p. 83-94, jan, 2007.

BAPTISTA, D. F. Uso de Macroinvertebrados em Procedimentos de Biomonitoramento em Ecossistemas Aquáticos. **Ecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 425-441, 2008.

BARBOLA, I. F.; MICHALSKI, L. J.; FONSECA, G. G. C.; NASCIMENTO, E. A.; ULTRAMA, H. B. **Macroinvertebrados e qualidade da água. Rio São João, Carambeí - PR: fonte de vida, cuidados devidos.** 1ª Ed. Editora UEPG, Ponta Grossa, 2014.

BARBOLA, I. F.; MORAES, M. F. P. G.; CAMILOTTI, E. M.; NASCIMENTO, E. A. 2007. Macroinvertebrados do rio Pitangui. In: GEALH, A.M.; MELO, M.S.; MORO, R.S. (orgs.). **Pitangui, rio de contrastes: seus lugares, seus peixes, sua gente.** Ponta Grossa: Editora UEPG. Cap. 7, p. 97-95, 2007.

BARBOSA, F.; MAIA-BARBOSA, P.; SANTOS, M. B. L.; MINGOTTI, S.; AQUINO, V. Nova ferramenta para o monitoramento da qualidade da água. **Ciência Hoje**, v. 19, n. 110, p. 16-17, 1995.

BARBOUR, M. T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B. D.; STRIBLING, J. B. **Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish.** U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C. p. 1-35, 1999.

BIEGER, L.; CARVALHO, A. B. P.; STRIEDER, M. N.; MALTCHIK, L.; STENERT, C. Are the streams of the Sinos River basin of good water quality? Aquatic macroinvertebrates may answer the question. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 4, p. 1207-1215, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842010000600010>.

BONADA, N.; PRAT, N.; RESH, V. H.; STATZNER, B. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. **Annual Review Entomology**, v. 51, p. 495-523, 2006.

BRAGA, B.; PORTO, M.; TUCCI, C. E. M. Monitoramento de quantidade e qualidade das águas. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Águas doces no Brasil: Capital ecológico, uso e conservação.** 3.ed., São Paulo: Escrituras Editoras, cap.5, p.145-160, 2006.

BRASIL. **Lei no 12.727 de 17 de outubro de 2012.** Altera a Lei no 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; e revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001, o item 22 do inciso II do art. 167 da Lei no 6.015, de 31 de dezembro de 1973,

e o § 2o do art. 4o da Lei no 12.651, de 25 de maio de 2012. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/L12727.htm. Acesso em: 28 mar 2019.

BUSS, D. F.; SALLES, F. F. Using Baetidae Species as Biological Indicators of Environmental Degradation in a Brazilian River Basin August. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 130, n. 1-3, p. 365-72, 2007. <https://dx.doi.org/10.1007/s10661-006-9403-6>.

CALLISTO M.; FERREIRA, W. R.; MORENO, F; GOULART, M.; PETRUCIO, M. E. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ) Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. **Acta Limnologica Brasiliensis**, v. 14, n. 1, p. 91-98, 2002.

CÂMARA, G.; DAVIS, C. Arquitetura de Sistemas de Informação Geográfica. In: CÂMARA, G.; DAVIS, C.; MONTEIRO, A. M. V. **Introdução a Ciência da Geoinformação**. São Paulo: INPE, 2001.

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. Macroinvertebrados Bentônicos como Ferramenta para Avaliar a Saúde de Riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 6, n. 1, p. 71-82, 2001.

CÂMARA, G.; ORTIZ, M. J. **Sistemas de Informação Geográfica para Aplicações Ambientais e Cadastrais: Uma Visão Geral**. 1993. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/geopro/trabalhos/analise.pdf>. Acesso em: 15 jan. 2018.

CANENCIA, O. P.; DALUGDUG, M. D.; EMANO, A. M. B.; MENDOZA, R. C.; WALAG, A. M. P. Slaughter waste effluents and river catchment watershed contamination in Cagayan de Oro City, Philippines. **Journal Of Biodiversity And Environmental Sciences**, v. 9, n. 2, p.142-148, ago. 2016.

CHAVES, H. M. L; SANTOS, L. B. S. Ocupação do solo, fragmentação da paisagem e qualidade da água em uma pequena bacia hidrográfica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, p. 92-930, 2009.

CLARKE, K. R. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. **Aust. J. Ecol.** v. 18, p. 117–143, 1993.

CRANSTON, P.; HILLMAN, T. Rapid assessment of biodiversity using 'Biological Diversity Technicians'. **Australian Biologist**, Milton, v. 5, p. 144-154, 1992.

COTA L.; GOULART M.; MORENO P.; CALLISTO M. Rapid assessment of river water quality using an adapted BMWP index: a practical tool to evaluate ecosystem health. **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie**, v. 28, p. 1-4, 2002.

CORBI, J. J.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Effects of land use on lotic chironomid communities of Southeast Brazil: emphasis on the impact of sugar cane cultivation. **Boletim do Museu Municipal do Funchal**, v. 13, p. 93-100, 2008.

DAVIES, P. J.; FINDLAY, S. J.; WRIGHT, I. A.; JONASSON, O. J. Impact of urban development on aquatic macroinvertebrates in south eastern Australia: Degradation of in-stream habitats and comparison with non-urban streams. **Aquatic Ecology**, v. 44, p. 685-700, 2010.

DONATIO, N. M. M.; GALBIATTI, J. A.; DE PAULA, R. C. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do córrego Rico, São Paulo, Brasil. **Engenharia Agrícola**, v. 25, n. 1, p. 115-125, 2005.

FERREIRA, E.; TOLEDO, J. H.; DANTAS, A. A. A.; PEREIRA, R. M.; Cadastro das áreas irrigadas por pivôs centrais, em Minas Gerais, utilizando imagens do satélite CBERS-2B/CCD. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola**. v. 31, n. 4, p. 771-780, 2011. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-69162011000400015&script=sci_arttext>. Acesso em: 04 out. 2017.

FERRINGTON JR, L. C. Global diversity of non-biting midges (Chironomidae; Insecta-diptera) in freshwater. *Hydrobiologia*, p. 447-455, 2008. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-007-9130-1>

FURSE, M. T.; MOSS, D.; WRIGHT, J. F.; ARMITAGE, P. D. The influence of seasonal and taxonomic factors on the ordination and classification of running-water sites in Great Britain and on the prediction of their macroinvertebrate communities. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 14, p. 257-280, 1984.

GALDEAN N.; CALLISTO M.; BARBOSA F. A. R. Lotic Ecosystems of Serra do Cipó, southeast Brazil: water quality and a tentative classification based on the benthic macroinvertebrate community. **Aquatic Ecosystem Health and Management**. v. 3, n. 4, p. 545-552, 2000.

GOULART, M. D. C.; CALLISTO, M. Bioindicadores de Qualidade de Água como Ferramenta em Estudos de Impacto Ambiental. **Revista da FAPAM**. v. 2, n. 1, p. 153-164, 2003.

HABERLAND, N. T.; SILVA, F. C. B.; OLIVEIRA FILHO, P. C.; VIDAL, C. M. S.; CAVALLIN, G. S. Análise da influência antrópica na qualidade da água do trecho urbano do Rio das Antas na cidade de Irati, Paraná. **Revista Tecnológica (UEM)**, v. 21, p. 53-67, 2012.

HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. **Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus: Editora do INPA, p. 724, 2014.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISA ESPACIAL (INPE). **Geração de Imagens, Satélites, Landsat 8**, 2013. Disponível em: <<http://www.dgi.inpe.br/documentacao/satelites/landsat#wrapper>>. Acesso em: 6 maio 2018.

INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ (IAP). **Avaliação da Qualidade da Água Através dos Macroinvertebrados Bentônicos - Índice BMWP**, 2003. Disponível em: <<http://www.meioambiente.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=91>>. Acesso em: 10 mar. 2018.

INSTITUTO DE TERRAS CARTOGRAFIA E GEOCIÊNCIAS (ITCG). **Parte II – Projeto ZEE Brasil: Diretriz metodológica**, 2006. Disponível em: <http://www.itcg.pr.gov.br/arquivos/File/4-diretrizes_2006_parte2.pdf>. Acesso em: 10 de setembro de 2018.

JUNQUEIRA, V. M.; CAMPOS, S. C. M. Adaptation of “BMWP” method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.10, p.125-135, 1998.

KAZANCI, N.; DUGEL M. Ordination and classification of macro invertebrates and environmental data of stream in Turkey, *Water Sci. Technol.*, 47, p. 7-8, 2000.

KAY, W. R.; SMITH, M. J.; PINDER, A. M.; MCRAE, J. M.; DAVIS, J. A. & HALSE, S. A. Patterns of distribution of macroinvertebrate families in rivers of north - western Australia. **Freshwater Biology**, v. 41, n. 2, p. 299-316, 1999.

KNIIVILA, M. **Land Degradation and Land Use/Cover Data Sources**. Trabalho de Conclusão de Curso - Curso de Statistics Division, Department Of Economic And Social Affairs, p. 36, 2004.

KRUSKAL J. B. Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to nonmetric hypothesis. **Psychometrika**, v. 29, p. 1–27, 1962a.

KRUSKAL J. B. Nonmetric multidimensional scaling: a numerical method. **Psychometrika**, v. 29, p. 115–129, 1964b.

LACERDA, J. M. F. Uso do Geoprocessamento na Expansão urbana: O Caso das Comunidades Subnormais do Município de Bayeux-PB. In: **III Simpósio Brasileiro de Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação**, Recife. p. 1-5, 2010.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. 3 Ed. Elsevier, v. 24, p. 870, 2012. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>

LENAT, D. R.; RESH, V. H. Taxonomy and stream ecology – the benefits of genus and species-level identifications. **Journal of the North American Benthological Society**, Lawrence, v. 20, p. 287-298, 2001. DOI: 10.2307/1468323

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, p. 46-52, 10 a 15 de outubro de 2000.

LUO, K.; HU X.; HE Q.; WU Z.; CHENG H.; HU Z.; MAZUMDER A. Impacts of rapid urbanization on the water quality and macroinvertebrate communities of streams: A case study in Liangjiang New Area, China. **Science Of The Total Environment**, v. 621, p. 1601-1614, abr. 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.068>.

MAGALHÃES M. F.; BATALHA D. C.; COLLARES-PEREIRA M. J. Gradients in stream fish assemblages across the Mediterranean landscape: contributions of environmental factors and spatial structure. **Freshwater Biology**, v. 47, p. 1015–1031, 2002.

MARSHALL, J. C.; STEWARD, A. L.; HARCH, B. D. Taxonomic Resolution and Quantification of Freshwater Macroinvertebrate Samples from an Australian Dryland River: The Benefits and Costs of Using Species Abundance Data. **Hydrobiologia**, v. 572, n. 1, p. 171-194, 31 mar. 2006. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-005-9007-0>.

MAZZINI, F. **Efeitos da resolução taxonômica de invertebrados bentônicos no diagnóstico da qualidade de ecossistemas lóticos**. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, p. 93, 2007.

MARQUES, M. G. S. M.; FERREIRA R. L.; BARBOSA, F. A. R. A comunidade de macroinvertebrados aquáticos e características limnológicas das lagoas Carioca e da Barra, Parque Estadual do Rio Doce, MG. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 2, p. 203-210, 1999.

MEIRELLES, M. S. P. **Análise Integrada do Ambiente Através de Geoprocessamento - Uma Proposta Metodológica Para Elaboração de Zoneamentos.** Tese (Doutorado), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, p. 192, 1997.

MENDES, C. A. B.; CIRILO, J. A. **Geoprocessamento em recursos hídricos: princípios, integração e aplicação.** Porto Alegre: ABRH, p. 536, 2001.

MERCANTE, E.; LAMPARELLI, R. A. C.; URIBE-OPAZO, M. A.; ROCHA, J. V. Características espectrais da soja ao longo do ciclo vegetativo com imagens LANDSAT 5/TM em área agrícola no oeste do Paraná. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental.** v. 29, n. 02, p. 328-338, 2009.

MERRITT, R. W.; ROSS, D. H.; PETERSON, B. V. Larval Ecology of Some Lower Michigan Black Flies (Diptera: Simuliidae) With Keys to the Immature Stages. **The Great Lakes Entomologist.** v. 11, n. 4, 1978.

MORAES, D. S. L.; JORDÃO, B. Q. Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana. **Revista de Saúde Pública.** v. 36, n. 3. 2002.

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

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.** p. 53, TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2015.

NOVO, E. M. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações.** Ed. Edgard Blucher. São Paulo, p. 387, 1998.

OLIVEIRA A; CALLISTO M. Benthic macroinvertebrates as bioindicators of water quality in an Atlantic forest fragment. **Iheringia. Série Zoologia,** v. 100, n. 4, p. 291-300, 2010. <https://dx.doi.org/10.1590/S0073-47212010000400003>

PADILHA, D. G. **Geoprocessamento Aplicado na Caracterização da Fragilidade Ambiental da Bacia Hidrográfica do Arroio Grande, Rs.** Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós Graduação em Geomática, Universidade Federal de Santa Maria, Rio Grande do Sul, p. 87, 2008.

PADILLA-GIL, D. N.; GARCÍA-LÓPEZ, J. P. Variación morfométrica de la pata mesotorácica de *Rhagovelia gastrotricha* (Hemiptera: Veliidae) en los Andes de Colombia. **Hidrobiológica**, v. 26, n. 3, p.395-401, jan. 2016.

PAIVA, J. B. D. de.; PAIVA, E. M. C. D. **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. Porto Alegre: ABRH, p. 625, 2001.

PINHEIRO, A.; BERTOLDI, J.; VIBRANS, A. C.; KAUFMANN, V.; DESHAYES, M. Uso do solo na zona ripária de bacias agrícolas de pequeno a médio porte. **Revista Árvore**, v. 35, n. 6, p. 1245-1251, 2011. <https://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622011000700011>

PIRES, R. B. **Uso Geotecnologias para o mapeamento do município de São Francisco de Assis**. Dissertação (Mestrado em Geomática) - Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, p. 115, 2006.

QUEIROZ, J. F.; SILVA, M. S. G. M.; TRIVINHO-STRIXINO, S. **Organismos Bentônicos: Biomonitoramento da Qualidade da Água**. 1. Ed. Jaguariúna, SP: Embrapa Meio Ambiente, v. 1, p. 91, 2008.

QUEIROZ, J. F.; TRIVINHO-STRIXINO, S.; NASCIMENTO, V. M. C. Organismos bentônicos bioindicadores da qualidade das águas da Bacia do Médio São Francisco. **Comunicado Técnico - Embrapa Meio Ambiente**, n.3. p. 4, 2000.

RAMÍREZ, Y. P.; GIRALDO, L. P.; ZÚÑIGA, M. C.; RAMOS, B. C. Influencia de la ganadería en la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en microcuencas de los Andes centrales de Colombia. **Revista de Biología Tropical**, v. 66, n. 3, p. 1244-1257, 4 jul. 2018. <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v66i3.30316>

REECE, P. F.; RICHARDSON, J. S. Biomonitoring with the reference condition approach for the detection of aquatic ecosystems at risk. **Proc. Biology and Management of Species and Habitats at Risk**. v. 2, p. 15-19, 1999.

RESH, V. H.; JACKSON, J. K. Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. New York, p. 195 - 233, 1993.

ROCHA, C. H. B. **Geoprocessamento: tecnologia transdisciplinar**. Juiz de Fora: Ed. do Autor, p. 220, 2000.

ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York, p. 1-9, 1993.

SANO, E. E.; ROSA, R.; BRITO, J. L. S.; FERREIRA, L. G.; BEZERRA, H. S. Mapeamento Da Cobertura Vegetal Natural e Antrópica Do Bioma Cerrado Por Meio De Imagens Landsat ETM+. **Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, 14. p. 1199-1206, 2009.

SAMWAYS, M. J.; STEYTLER, N. S. Dragonfly (Odonata) distribution patterns in urban and forest landscapes, and recommendations for riparian management. **Biological Conservation**, v. 78, p. 279-288, 1996. [http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207\(96\)00032-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(96)00032-8)

SANDIN, L.; JOHNSON, R. K. The statistical power for selected indicator metrics using macroinvertebrates for assessing acidification and eutrophication of running waters. **Hydrobiologia**, p. 233-243, 2000. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1017082619481>

SANTOS, R. F. dos. **Planejamento ambiental: teoria e prática**. 1 Ed. São Paulo: Oficina de textos, p. 184, 2004.

SHARMA C.; RAWAT J.S. Monitoring of aquatic macroinvertebrates as bioindicator for assessing the health of wetlands, A case study in the central Himalayas, India, **Ecol. Indicators**, v. 9, p. 118-128, 2009.

SCHIRMER, W. N.; NEVES, L. C.; JANGADA, V. H.; SANTOS, L. M.; OLIVEIRA-FILHO, P. C.; GAUER, M. A. Monitoring of the urban stretch of Arroio dos Pereiras (Brazil): evaluation of physicochemical and biological parameters. **Recursos Hídricos** v. 33, p. 61-73, 2012.

SILVA, J. S. V.; SANTOS, R. F., Zoneamento para planejamento ambiental: vantagens e restrições de métodos e técnicas. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**. Brasília. 2004.

SILVEIRA, M. P. **Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, p. 68, 2004.

SMITH, M. J.; KAY, W. R.; EDWARD, D. H. D.; PAPAS, P. J., RICHARDSON, K. St J., SIMPSON, J. C., PINDER, A. M., CALE, D. J., HORWITZ, P. H. J., DAVIS, J. A., YUNG, F. H., NORRIS, R. H. & HALSE, S. A. AusRivAS: using macroinvertebrates

to assess ecological condition of rivers in Western Australia. **Freshwater Biology**, v. 41, n. 2, p. 269-283, 1999.

SOUSA, K. T.; ALMEIDA, C. S.; VIEIRA, F. M.; MOURA, P. C. L.; NETO, J. F. C. Mapeamento do uso e ocupação do solo da Bacia do Rio Descoberto – DF utilizando imagens de satélite CBERS-2. **Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Natal, Brasil, INPE, p. 2233-2239, 25-30 de abril de 2009.

STRAUCH, J. C. M.; SOUZA, J. M. de. Parte II - Os sistemas de informações geográficas: conceitos e aplicações: Uma metodologia para implantação de sistemas de informações geográficas. In: **Saúde e espaço: estudos metodológicos e técnicas de análise**. Rio de Janeiro: Editora Fiocruz, p. 109-123, 1998.

STRIBLING, J. B.; MOULTON II, S. R.; LESTER, G. T. Determining the quality of taxonomic data. **Journal of the North American Benthological Society**, Lawrence, v. 22, p. 621-631, 2003.

SURIANO, M. T.; FONSECA-GUESSNER, A. A. Chironomidae (Diptera) larvae in streams of Parque Estadual de Campos do Jordão, São Paulo, Brasil. **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. 16, n. 2, p. 129-136, 2004.

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

TUCCI, C. E. M.; SILVEIRA, A. L. L. da. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 4 ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS, ABRH, 2009.

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

TUNDISI, J. G. **Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções**. Estudos Avançados, 2008.

VENANCIO, D. L.; OLIVEIRA-FILHO, P. C.; DISPERATI, A. A. Uso do geoprocessamento em estudo ambiental na Bacia do Rio das Antas, Irati (Paraná). **Ambiência**, v. 6, p. 135-146, 2010.

VICTORINO, C. J. A. **Planeta água morrendo de sede: uma visão analítica na metodologia do uso e abuso dos recursos hídricos.** Porto Alegre: EDIPUCRS, p. 231, 2007.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos.** Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte: Ed. da UFMG, 2005.

XAVIER-DA-SILVA, J. Geoprocessamento em estudos ambientais: Uma perspectiva sistêmica. In: MEIRELLES, M. S. P.; CAMARA, G.; ALMEIDA, C. M. **Geomática: Modelos e Aplicações Ambientais.** Brasília, DF: Embrapa Informações Tecnológicas, Cap. 1, p. 22-53, 2007.

XAVIER-DA-SILVA, J.; ZAIDAN, R. T. **Geoprocessamento e Análise Ambiental: Aplicações.** 4ª edição, Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, p. 366, 2010.

ANEXO 1 - CLASSIFICAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA SEGUNDO O ÍNDICE BMWP'

Classe	Qualidade	Valor	Significado
I	Ótima	> 150	Águas muito limpa
II	Boa	121-150	Águas limpas, não poluídas ou sistema perceptivelmente não alterado
III	Aceitável	101-120	Águas muito pouco poluída, ou sistema já com um pouco de alteração
IV	Duvidosa	61-100	São evidentes efeitos moderados de poluição
V	Poluída	36-60	Águas contaminadas ou poluídas (sistema alterado)
VI	Muito Poluída	16-35	Águas muito poluídas (sistema muito alterado)
VII	Fortemente Poluída	<16	Águas fortemente poluídas (sistema fortemente alterado)

Fonte: Adaptado de IAP (2003).