

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO - USP
Escola de Engenharia de São Carlos (EESC)
Departamento de Hidráulica e Saneamento

*Avaliação do impacto da estação de tratamento de esgoto
(ETE) do município de Araraquara – SP, no manancial
Ribeirão das Cruzes, pela utilização dos macroinvertebrados
aquáticos como bioindicadores*

Rafaela Bermudez Possetti

Versão Corrigida
São Carlos - SP
2015

RAFAELA BERMUDEZ POSSETTI

Avaliação do impacto da estação de tratamento de esgoto (ETE) do município de Araraquara – SP, no manancial Ribeirão das Cruzes, pela utilização dos macroinvertebrados aquáticos como bioindicadores

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências: Engenharia Hidráulica e Saneamento

**São Carlos –SP
2015**

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTA TRABALHO,
POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS
DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

B856a Bermudes Possetti , Rafaela
Avaliação do impacto da estação de tratamento de
esgoto (ETE) do município de Araraquara-SP, no
manancial Ribeirão das Cruzes, pela utilização dos
macroinvertebrados aquáticos como bioindicadores /
Rafaela Bermudes Possetti ; orientador Prof. Dr.
Juliano José Corbi. São Carlos, 2015.

Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação
e Área de Concentração em Hidráulica e Saneamento --
Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de
São Paulo, 2015.

1. Recursos Hídricos . 2. Impactos . 3.
Macroinvertebrados . I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidata: Engenheira **RAFAELA BERMUDEZ POSSETI**.

Título da dissertação: "Avaliação do impacto da estação de tratamento de esgoto (ETE) do município de Araraquara-SP, no manancial Ribeirão das Cruzes, pela utilização dos macroinvertebrados aquáticos como bioindicadores".

Data da defesa: 17/07/2015

Comissão Julgadora:

Resultado:

Prof. Dr. **Juliano José Corbi (Orientador)**
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

APROVADO

Prof. Dr. **Guilherme Rossi Gorni**
(Centro Universitário de Araraquara/UNIARA)

Aprovado

Profa. Dra. **Ana Carolina Malaspina**
(Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de São Paulo/IFSP –
Campus Matão)

APROVADO

Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento:

Profa. Associada **Maria Bernadete A. Varesche Silva**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:

Prof. Associado **Paulo César Lima Segantine**

Dedico este trabalho à minha mãe Maria Nieves Bermudez Cabrera pela força e apoio dados a mim neste período e em todos os outros de minha vida.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus, pelo dom da vida e por todas as oportunidades dadas a mim.

Ao professor orientador Dr. Juliano José Corbi, pela orientação dispensada a mim ao longo deste trabalho, pela oportunidade de aprender mais.

A minha mãe, a quem dedico este trabalho, por me proporcionar a vida, pelos gestos de amor e carinho para comigo, por seguir ao meu lado me apoiando e incentivando nas tomadas de decisões.

A minha avó Maria (in memoriam), minha segunda mãe, por sempre estar ao meu lado física e espiritualmente, obrigada pelas orações quando ia para campo e quando viajava a São Carlos.

Ao meu tio Lorenzo (in memoriam), meu pai, aquele que sempre esteve ao meu lado, perguntando sobre meu trabalho e aprendendo comigo.

A minha amiga-irmã Elizandra, por sempre me apoiar e cuidar e ser meus olhos enquanto eu estava fora.

Ao técnico de coletas Luizinho, pelo auxílio nas atividades de campo deste trabalho.

Aos amigos de laboratório pela ajuda em todos os momentos.

Aos amigos, por estarem sempre presentes.

RESUMO

POSSETTI, R.B. **Avaliação do impacto da estação de tratamento de esgoto (ETE) do município de Araraquara-SP, no manancial Ribeirão das Cruzes, pela utilização dos macroinvertebrados aquáticos como bioindicadores.** 2015. 50 f. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015.

Os recursos hídricos são de grande importância para a vida, já que fazem parte dos processos metabólicos dos seres vivos. No decorrer dos anos, o aumento da atividade humana e seus consequentes impactos tem acarretado maior preocupação com a conservação destes recursos. Para que haja consumo de água pelos seres humanos, há a necessidade do tratamento da mesma, retirando-se as impurezas, deixando-a potável. Assim, os efluentes provenientes das atividades humanas, especialmente dos esgotos domésticos, devem ser tratados com precaução antes de serem lançados no corpo receptor diminuindo, de tal modo, a possibilidade de impactos ambientais. Nos ecossistemas aquáticos, os macroinvertebrados aquáticos têm sido utilizados nos últimos anos como ferramenta para avaliações da qualidade ambiental. Sabendo-se da problemática ocasionada pelo despejo de efluentes domésticos em rios e córregos, este trabalho apresenta como objetivo estudar a comunidade de macroinvertebrados do Ribeirão das Cruzes nas áreas à montante e à jusante do recebimento dos efluentes do sistema de tratamento de esgoto do Município de Araraquara. Os macroinvertebrados foram coletados em duas épocas do ano em quatro pontos distintos, utilizando-se rede em “D” pelo método de varredura. Juntamente à coleta, foram tomadas medidas in loco do teor de oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica, temperatura da água, sedimento para determinação do teor de matéria orgânica e água para análise de fósforo e nitrogênio total. Os organismos foram identificados até o nível de família exceto Chironomidae identificados até gêneros ou espécie para posterior aplicação de índices bióticos e comunitários. Os resultados apontam que houve alteração na estrutura comunitária e diminuição na riqueza de macroinvertebrados aquáticos, após a ETE (estação de tratamento de esgoto) de Araraquara. A presença exclusiva do gênero *Chironomus* no ponto após a ETE aponta para um elevado impacto ambiental.

Palavras chave: recursos hídricos, impactos, macroinvertebrados

ABSTRACT

POSSETTI,R.B. Evaluation of the impact of Treatment Sewage Station (ETE) in the city of Araraquara- SP, in Ribeirão das Cruzes source, use of aquatic macroinvertebrates as bioindicators. 2015. 50 f. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015.

The hydric resources are essential to life, since they are part of the metabolic processes in living organisms. Along the years, as human activity has increased and its consequent impacts have caused a high concern in order to preserve such resources. In order to have water consumption by humans, it needs to be treated, making it potable. Thus, effluents that originate in human activities - especially domestic sewage - must be treated before being released to the receiving water body, reducing the possibility of environmental impact. In aquatic ecosystems, macroinvertebrates are being used along the last years as a tool to evaluate environmental quality. Once known the problem caused by the release of domestic effluents in rivers and streams, the present project aims to study the macroinvertebrates community within the Cruzes stream, upstream and downstream the area of wastewater treatment effluents from Araraquara municipality. The macroinvertebrates were collected in two seasons of the year at four different points, using network "D" by kick sampling method. Along the collection, steps were taken in place of the dissolved oxygen content, pH, electrical conductivity, water temperature, sediment to determine the content of organic matter and water for phosphorus and total nitrogen analysis. The organisms were identified at family level except Chironomidae identified to genera or species for subsequent application of biotic and community levels. The results show that there were changes in the community structure and a decrease in the richness of aquatic macroinvertebrates after the ETE (Treatment Sewage Station) in Araraquara. The exclusive presence Chironomus genre at the point after ETE points to a high environmental impact.

Keywords: hydric resources, impacts, macroinvertebrates

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Municípios da UGHRI 13. Destaque para a cidade de Araraquara (Adaptado de Tundisi et al, 2008)	10
Figura 2 - Desenho esquemático do método de coleta dos macroinvertebrados aquáticos	11
Figura 3 - Localização da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) do Município de Araraquara	12
Figura 4 - A: Plantação de soja; B: Nascente do Ribeirão das Cruzes; C: Entorno da área da nascente; D: vista da vegetação em torno da nascente	13
Figura 5 - A: Local do segundo ponto de coleta; B: Vegetação no entorno do ponto	14
Figura 6 - A: Saída do efluente tratado da ETE; B: Área de reflorestamento; C: Deságue do efluente no Ribeirão das Cruzes	15
Figura 7 - A: Encontro entre Ribeirão das Cruzes com o Jacaré- Guaçú; B: Vegetação no entorno do ponto; C: Rio Jacaré-Guaçú; D: Localização do quarto ponto de coleta	16
Figura 8 - Coleta de macroinvertebrados aquáticos, utilizando rede em “D”	17
Figura 9 - Acondicionamento dos macroinvertebrados aquáticos em sacos plásticos com oxigenação	18
Figura 10 - Triagem dos macroinvertebrados aquáticos em bandejas translúcidas	19
Figura 11 - Valores de nitrogênio e fósforo total em (mg/L) nos pontos de coleta	26
Figura 12 - Médias dos valores de oxigênio dissolvido em (mg/L) e respectivos desvios padrão nos pontos de coleta	28

Figura 13 - Médias dos valores de pH e respectivos desvios padrão nos pontos de coleta	29
Figura 14 – Médias dos valores de condutividade em ($\mu\text{S}/\text{cm}$) e respectivos desvios padrão nos pontos de coleta	30
Figura 15 - Médias dos valores de temperatura em ($^{\circ}\text{C}$) e respectivos desvios padrão nos pontos de coleta	31
Figura 16 - Teor de matéria orgânica (%) e respectivos desvios padrão nos pontos de coleta	32
Figura 17 - Dendograma resultante da análise de agrupamentos, utilizando índice de similaridade de Bray-Curtis, aplicada às famílias de macroinvertebrados aquáticos	35
Figura 18 - Dendograma resultante da análise de agrupamentos, utilizando índice de similaridade de Bray-Curtis, aplicada aos gêneros de Chironomidae	36
Figura 19 - Faixa de resultado para determinação do BMWP (Adaptado de Corbi, 2006)	37
Figura 20 - Faixa de resultado para determinação do IBB (Adaptado de Peláez Rodríguez, 2001)	37

LISTA DE TABELAS

Tabela I. Scorers dados às diferentes famílias de macroinvertebrados aquáticos para determinação do BMWP (Adaptado de Remor et al, 2003)	23
Tabela II. Diagrama para determinação do IBB com modificações (Adaptado de Peláez Rodríguez, 2001)	24
Tabela III . Participação das famílias de macroinvertebrados nos pontos de coleta	33
Tabela IV. Participação dos gêneros de Chironomidae nos pontos de coleta	34
Tabela V. Principais características comunitárias e valores das métricas de avaliação da qualidade da água nos pontos coletados	37

SUMÁRIO

1. Introdução e Justificativa	1
2. Objetivos	3
3. Revisão Bibliográfica	4
3.1. A água e os ecossistemas aquáticos continentais	4
3.2. Efluentes domésticos e ETES	5
3.3. Macroinvertebrados aquáticos como bioindicadores de poluição	7
4. Materiais e métodos	10
4.1. Local de estudo	10
4.2. Caracterização dos trechos de coleta	12
4.3. Macroinvertebrados aquáticos	17
4.3.1. Coleta da fauna de macroinvertebrados aquáticos.....	17
4.3.2. Acondicionamento e identificação dos organismos.....	18
4.4. Tratamento das amostras de sedimento e da água	19
5. Análise dos Resultados	21
5.1. Macroinvertebrados aquáticos	21
5.1.1. Índices bióticos e comunitários	21
5.1.2. Análise de agrupamentos	25
6. Resultados	26
6.1. Variáveis físicas e químicas da água	26
6.1.1. Nitrogênio e Fósforo total	26
6.1. 2. Variáveis medidas pelos multisensores	27
6.2. Variáveis físicas e químicas do sedimento	31
6.2.1. Matéria Orgânica	31
6.3. Macroinvertebrados aquáticos	32

6.3.1. Análise de agrupamentos	34
6.3.2. Estrutura comunitária e métricas	36
7. Discussão	38
7.1. Nitrogênio e fósforo total, oxigênio dissolvido, pH, condutividade, temperatura da água e matéria orgânica	38
7.2. Macroinvertebrados aquáticos	40
8. Conclusões	44
Referências	45

1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

Em muitas regiões, o ciclo hidrológico tem sofrido grandes alterações, especialmente nas últimas décadas. Essas alterações resultam das diferentes formas de interferência humana sobre o ambiente como, por exemplo, a construção de grandes cidades, a devastação de florestas e a construção de grandes represas. Por ser um componente fundamental à existência de vida no planeta, a preocupação com a conservação da água e dos seus mananciais tornou-se maior nos últimos anos, e a procura de mecanismos eficazes capazes de reduzir os impactos ambientais nesses sistemas tem sido considerados como uma das prioridades de pesquisa desse século.

O crescimento humano e suas conseqüentes atividades ocasionam um aumento nos impactos causados aos recursos naturais existentes. A poluição ambiental, principalmente dos mananciais hídricos tornou-se assunto de interesse público e da comunidade científica em geral. Vários estudos têm sido conduzidos com o intuito de se averiguar os impactos resultantes da atividade agrícola (diferentes tipos de cultura e usos do solo), das atividades de mineração e da poluição orgânica e industrial nesses ambientes. O despejo de efluentes domésticos e industriais nos corpos d' água, tem sido um dos maiores causadores de impactos ambientais nesses ambientes.

Para que haja a diminuição nas conseqüências desta atividade há a necessidade de um sistema de tratamento desses efluentes antes de serem despejados. Esgotos lançados "in natura" nos mananciais, causam inúmeros impactos, entre eles à diminuição da riqueza de macroinvertebrados aquáticos.

De acordo com Resolução CONAMA 357/2005 para rios de água doce de classe 2, os padrões de qualidade da água devem atender uma série de parâmetros, dentre eles :

OD não inferior a 5mg/L O₂

Fósforo total (ambientes lóticos) 0,1 mg /L

pH entre 6 e 9.

Em virtude da rapidez e viabilidade, as metodologias para avaliação da qualidade das águas estão baseadas principalmente em análises físicas, químicas e biológicas. Mas, estas oferecem uma visão pontual e momentânea do estado da qualidade da água, no exato momento da medição das amostras. Nos últimos anos, os estudos têm sido mais detalhados procurando-se avaliar as análises bióticas dos sistemas. Dessa forma, enquanto as análises físicas e químicas identificam e quantificam as concentrações das substâncias tóxicas, as análises da biota aquática avaliam o efeito dessas substâncias sobre sistemas biológicos. Assim, ambas análises se complementam.

Uma metodologia que tem sido utilizada no Brasil e em outros países da Europa e América do Norte é a utilização os macroinvertebrados aquáticos como bioindicadores. Esses organismos oferecem a vantagem de refletirem as condições existentes no meio antes da tomada das amostras. A utilização de macroinvertebrados aquáticos como bioindicadores de poluição deve-se a vários fatores, tais como: ciclo de vida suficientemente longo (o que favorece a detecção de alterações ambientais em tempo hábil); tamanho de corpo relativamente grande, fácil amostragem e alta diversidade de espécies, oferecendo uma enorme gama de tolerância e amplo espectro de respostas frente a diferentes níveis de contaminação.

Baseado nessas informações, o presente estudo, apresentou como objetivo avaliar o impacto da estação de tratamento de esgoto (ETE) do município de Araraquara – SP, no manancial Ribeirão das Cruzes, pela utilização dos macroinvertebrados aquáticos como bioindicadores.

2. OBJETIVOS

Com base nas informações apresentadas, o presente estudo teve como objetivo avaliar o impacto da estação de tratamento de esgoto (ETE) do município de Araraquara-SP, no manancial Ribeirão das Cruzes, pela análise da comunidade de macroinvertebrados aquáticos como bioindicadores.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. A água e os ecossistemas aquáticos continentais

“A água constitui um dos compostos de maior distribuição e importância na crosta terrestre. Sua importância se deve ao fato de que nenhum processo metabólico ocorre sem sua ação direta ou indireta” (Esteves, 1998). Seus diversos usos são indispensáveis para a manutenção das atividades humanas, sendo eles o abastecimento público e industrial, a irrigação agrícola, a produção de energia elétrica e as atividades de lazer e recreação (Alves, 2009).

A água é um elemento fundamental para que haja vida no planeta, desta maneira, há uma grande preocupação com a conservação da mesma e de suas diversas fontes. Por isso, segundo Corbi, et al (2006) “a preocupação tornou-se maior nos últimos anos e a procura de mecanismos eficazes capazes de reduzir os impactos ambientais nesses sistemas tem sido considerada com uma das prioridades de pesquisa desse século”.

Segundo Goulart & Callisto (2003):

“Os ecossistemas aquáticos têm sido alterados de maneira significativa devido a múltiplos impactos ambientais resultantes de atividades mineradoras; construção de barragens e represas; retificação e desvio do curso natural de rios; lançamento de efluentes domésticos e industriais não tratados; desmatamento e uso inadequado do solo em regiões ripárias e planícies de inundação; exploração de recursos pesqueiros e introdução de espécies exóticas”.

Essas alterações ocasionam uma queda acentuada da biodiversidade aquática, devido a modificação acentuada no ambiente, alterando a dinâmica e a estrutura das comunidades biológicas.

Os rios recebem materiais, sedimentos e poluentes de toda sua bacia de drenagem, refletindo os usos e ocupação do solo nas áreas vizinhas. Os principais processos degradadores, resultantes das atividades humanas nas bacias de drenagem, causam o assoreamento e homogeneização do leito de rios e córregos, diminuição da diversidade de habitats e microhabitats e eutrofização artificial (Callisto, et al, 2005).

3.2. Efluentes domésticos e ETES

Segundo Moraes & Jordão (2002):

“O comportamento do homem é contrário ao que se chama de equilíbrio ambiental, uma vez que ele esbanja energia e desestabiliza as condições de equilíbrio pelo crescimento populacional e suas exigências individuais, como ele não tem capacidade de criar suas próprias fontes, o homem impõe uma pressão sobre o ambiente. Os impactos causados pelo homem sobre o ambiente são de dois tipos: consumo de recursos naturais mais rapidamente do que sua capacidade de regeneração; e geração de produtos residuais”.

O desenvolvimento urbano se acelerou na segunda metade do século XX com a concentração da população em espaço reduzido, produzindo grande competição pelos

mesmos recursos naturais (solo e água), destruindo parte da biodiversidade natural. Até o século XX, a preocupação das cidades era evitar a proliferação de doenças dadas as condições sanitárias do local; os efluentes gerados contaminavam suas fontes de abastecimento, criando condições ideais de proliferação de doenças infecciosas.

A fase *higienista* tinha como finalidade evitar doenças e seus efeitos, através do abastecimento de água de fontes seguras e a coleta de esgoto, com despejo a jusante, porém com o *boom* populacional após a Segunda Guerra Mundial, houve o crescimento desordenado e acelerado das cidades, resultando num colapso ambiental em decorrência dos efluentes sem tratamento e da poluição do ar (Tucci, 2008).

Segundo Goulart & Callisto (2003):

“O crescimento das cidades nas últimas décadas tem sido responsável pelo aumento da pressão das atividades antrópicas sobre os recursos naturais. Em todo o planeta, praticamente não existe um ecossistema que não tenha sofrido influência direta e/ou indireta do homem. Em consequência desta influencia, observa-se uma queda na qualidade da água e perda da biodiversidade aquática”.

Devido ao crescimento das cidades e ao avanço tecnológico, a contaminação dos recursos hídricos e todos os recursos naturais é extremamente significante, uma vez que o homem utiliza substâncias sintéticas em suas atividades.

Atualmente, cerca de seis milhões de substâncias químicas são conhecidas, das quais 63 mil são de uso cotidiano e frequentemente encontradas no ambiente (Dornfeld, 2006).

Segundo Malta (2001):

“A preocupação com o tratamento dos esgotos surgiu primeiramente na Inglaterra, após nova epidemia de cólera ocorrida em 1848, com 25.000 vítimas fatais. Esse país, devido a pouca extensão de seus rios e ao crescimento acelerado de algumas cidades, foi um dos primeiros a sofrer as consequências da poluição hídrica, decorrente do lançamento dos esgotos (sem tratamento), nos corpos d'água. Foi também pioneiro na promulgação das primeiras leis de saneamento e Saúde Pública. Com o grande desenvolvimento das cidades, ocorrido a partir do século XIX e início do século XX, outros países seguiram o exemplo inglês e começaram a se preocupar com o tratamento de seus esgotos, e como resultado em 1887 foi construída a Estação Experimental Lawrence, em Massachusetts, nos EUA.”

3.3. Macroinvertebrados aquáticos como bioindicadores de poluição

Biomonitoramento é a resposta dos organismos para avaliar as mudanças ocorridas no ambiente, geralmente causadas por ações antropogênicas. O uso de parâmetros biológicos para medir a qualidade da água se baseia nas respostas dos organismos em relação ao meio onde vivem. (Buss, et al; 2003).

Segundo Buss, et al (2003):

Bioindicadores são espécies escolhidas por sua sensibilidade ou tolerância a vários parâmetros, como poluição

orgânica ou outros tipos de poluentes. Os indicadores biológicos são muito úteis por sua especificidade em relação a certos tipos de impacto, já que inúmeras espécies são comprovadamente sensíveis a um tipo de poluente, mas tolerantes a outros.

Para o biomonitoramento de ambientes aquáticos tem sido utilizado organismos que são capazes de acumular poluentes, os chamados bioacumuladores. Estes fornecem a concentração de poluentes presentes na água ou na superfície do sedimento. Existem muitos indicadores biológicos para avaliar a saúde de ecossistemas aquáticos, porém os mais utilizados são os macroinvertebrados aquáticos. O uso de destes organismos como bioindicadores de poluição deve-se a vários fatores, tais como: ciclo de vida suficientemente longo (o que favorece a detecção de alterações ambientais em tempo hábil); tamanho de corpo relativamente grande, fácil amostragem e alta diversidade de espécies, oferecendo uma enorme gama de tolerância e amplo espectro de respostas frente a diferentes níveis de contaminação.

Esses organismos são sensíveis à poluição e à mudança no habitat. Suas comunidades depois de estabelecidas no ambiente atuam como monitores das condições ecológicas dos ambientes aquáticos, indicando tanto variações recentes quanto as ocorridas no passado (Callisto, et al. 2001).

A estrutura dessa comunidade também tem sido amplamente utilizada para diagnóstico de situações de impacto decorrentes de despejos orgânicos em rios e lagos (Corbi, 2006). Existem, também evidências de que a fauna de invertebrados residentes possa responder, de maneira previsível e indicativa, a poluentes específicos, tais como metais potencialmente tóxicos ou a práticas agrícolas que aportam aos sistemas aquáticos fertilizantes e pesticidas (Corbi et al., 2010). Da mesma forma, manejos ambientais com finalidades hidroelétricas, contribuem para estabelecer situações de

impacto capazes de modificar a comunidade lótica pré-existente (Gazagnes & Laville, 1985).

No Brasil, os estudos sobre impactos antrópicos na estrutura da comunidade macrobentônica de ambientes lóticos têm sido realizados considerando-se diferentes situações, tais como: desmatamentos, assoreamento e impactos da agricultura (Corbi et al., 2000; Cleto-Filho & Walker, 2001), mineração (Callisto & Esteves, 1998), enriquecimento orgânico e metais pesados (Guereschi & Melão, 1997) e represamento (Brandimarte, 1997; Anaya, 1997). No entanto, no Brasil, estudos sobre o biomonitoramento de macroinvertebrados em sistemas aquáticos que recebem efluentes de estação de tratamento de esgotos são escassos, exceto por alguns trabalhos dentre eles o de Simião-Ferreira & Carvalho (2008).

Foram realizados quatro pontos de amostragem no Ribeirão das Cruzes, sendo um dos pontos localizado próximo a nascente do córrego (Ponto 1), outro à montante da estação de tratamento de esgoto (50m) (Ponto 2), outro à jusante da estação de tratamento de esgoto (50m) (Ponto 3) e o último no encontro do Ribeirão das Cruzes com o Rio Jacaré-Guaçú (Ponto 4), como pode ser observado no esquema apresentado na figura 2.

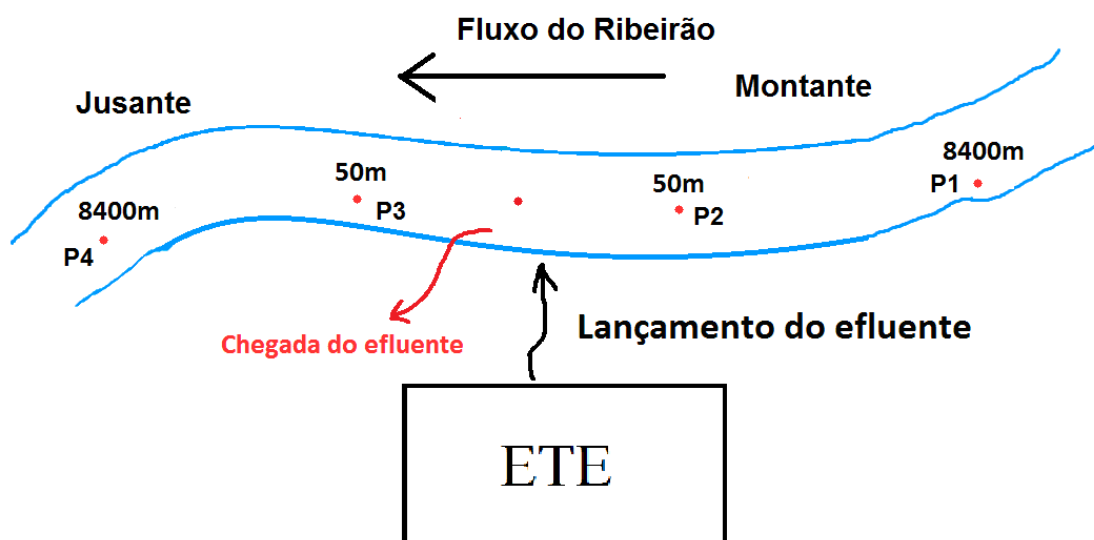


Figura 2 - Desenho esquemático do método de coleta dos macroinvertebrados aquáticos. Fonte: própria autora.

No município a ser estudado o histórico da Estação de Tratamento de Esgotos (Figura 3) teve o início de sua construção em dezembro de 1998, iniciando sua operação em outubro de 1999. O processo de tratamento a ser utilizado foi dado através de um Estudo de Concepção elaborado em julho de 1996, que teve como resultado a utilização de lagoas aeradas seguidas de lagoas de sedimentação com a construção de uma única ETE (Oliveira, 2007).



Figura 3 - Localização da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) do Município de Araraquara – SP. Fonte- Google maps

4.2. Caracterização dos trechos de coleta

Os trechos de coleta das amostras de macroinvertebrados mostrados abaixo foram caracterizados utilizando-se o Protocolo de Caracterização Ambiental Biota/FAPESP:

Ponto 1 (Figura 4) - Ponto próximo a nascente do Ribeirão das Cruzes, localizado nas coordenadas 21° 43' S; 48° 9' W. Localiza-se no bairro Selmi Dei- Araraquara-SP. Vegetação ripária composta de arbustos, gramíneas e herbácea. Cobertura de dossel aberta. Esta área possui plantação de soja e cana-de-açúcar nas proximidades; acima do

ponto de coleta há uma área de pastagem. No local não há erosão e evidências de poluição. Local não canalizado; não há presença de represamento. O trecho analisado possui comprimento de 5m, largura ($< 1\text{m}$), baixa profundidade ($< 0,30\text{m}$), baixa velocidade. Possui áreas de remanso e corredeiras (velocidade baixa). Há transparência total da água. Maiores detalhes sobre o ponto de amostragem está apresentado na figura 2, abaixo.

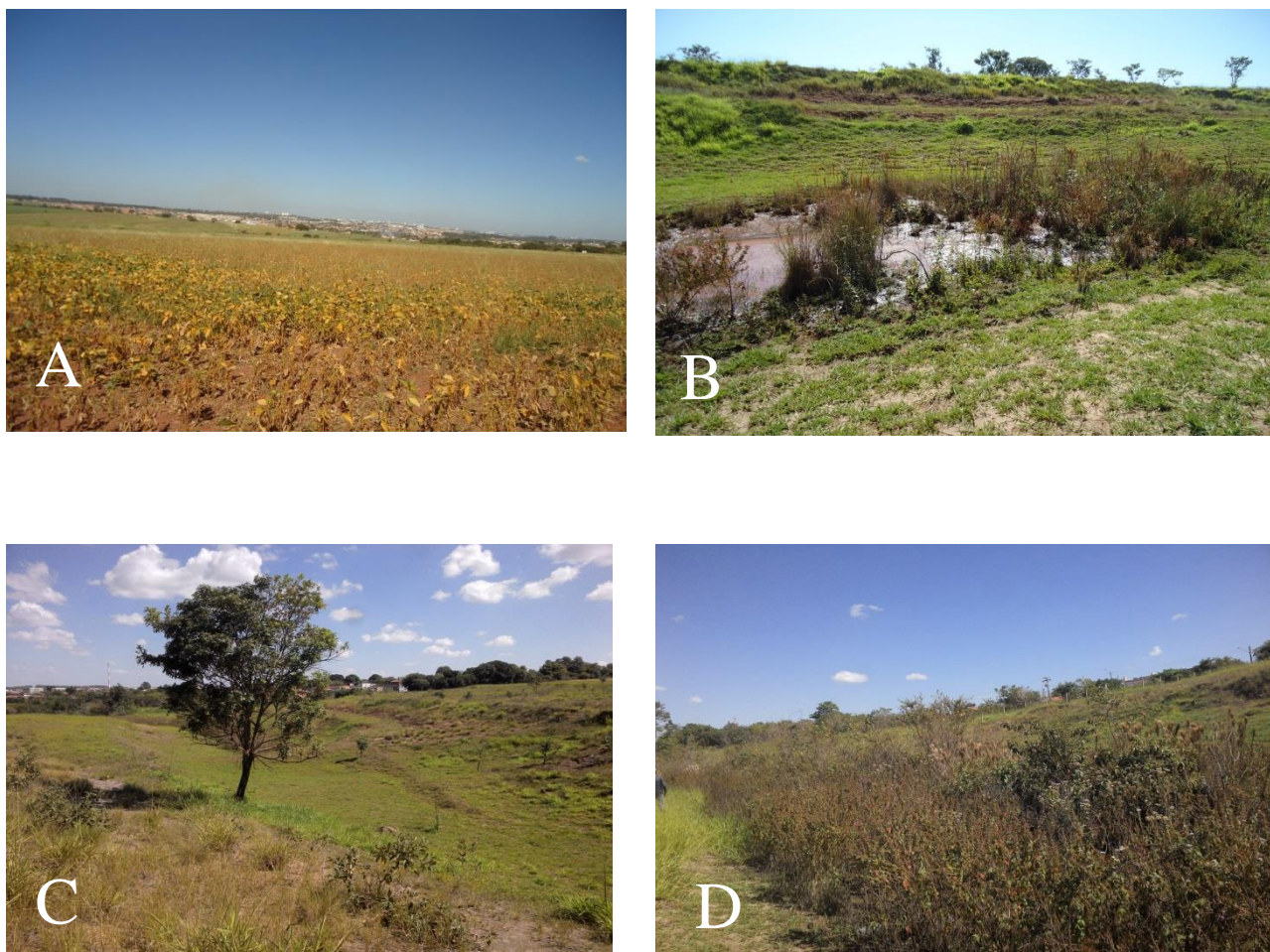


Figura 4 -A: Plantação de soja; **B:** Nascente do Ribeirão das Cruzes; **C:** Entorno da área da nascente; **D:** vista da vegetação em torno da nascente. Fonte: própria autora.

Ponto 2 (Figura 5) – Local a montante da ETE, aproximadamente a 50m, localizado nas coordenadas 21° 49' S; 48° 14' W. O tipo predominante do uso do solo do entorno da bacia hidrográfica é cerrado. Predominam arbustos, gramíneas e herbácea na área de vegetação ripária. Segmento possui comprimento de 5m, largura de aproximadamente 6m e profundidade de 1m. Não há represamento e não é canalizado, não apresenta erosão. Aparentemente turvo. Cobertura de dossel aberta. Córrego de fluxo normal. Há fontes evidentes de poluição, identificadas pelo odor presente.

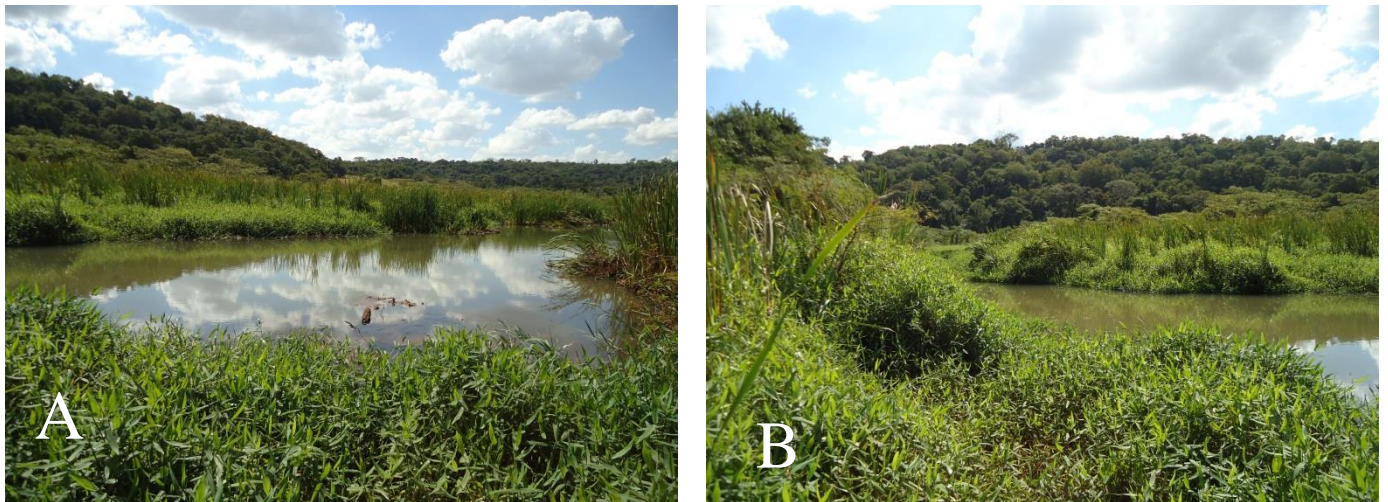


Figura 5 - A: Local do segundo ponto de coleta; **B:** Vegetação no entorno no ponto.

Fonte: própria autora.

Ponto 3 (Figura 6) – Local a jusante da ETE, aproximadamente a 50m, localizado nas coordenadas 21° 49' S; 48° 15' W. Bacia hidrográfica com uso do solo no entorno composto por cerrado. Evidentes fontes de poluição, tais como: odor e turbidez da água. Presença de erosão moderada. Vegetação ripária composta por árvores e arbustos, margem direita com 30m e margem esquerda com 10m, nesta há reflorestamento.

Comprimento do trecho 5m, largura de 5m, profundidade alta (>1,5m). Canal moderadamente estável, possui áreas com erosão.

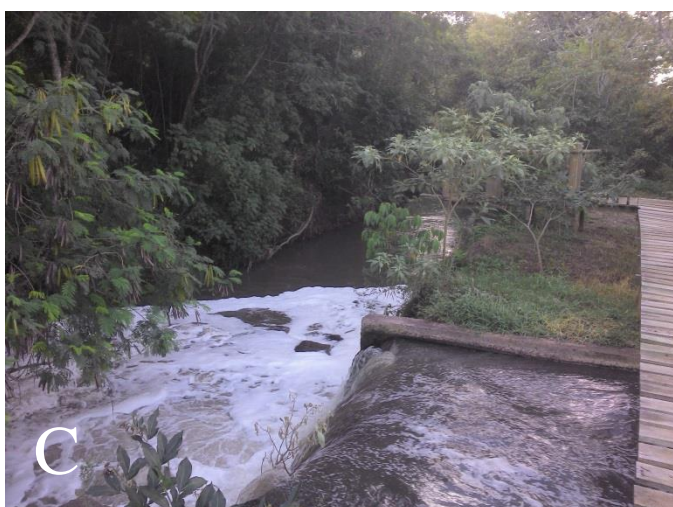


Figura 6 - A: Saída do efluente tratado da ETE; **B:** Área de reflorestamento; **C:** Deságue do efluente no Ribeirão das Cruzes. Fonte: própria autora.

Ponto 4 (Figura 7) - Localizado aproximadamente 8400m à jusante da ETE, próximo à desembocadura do Ribeirão das Cruzes no Rio Jacaré-Guaçú, localizado nas

coordenadas 21° 51' S; 48° 19' W. O tipo predominante do uso do solo da bacia hidrográfica é o cerrado. O odor e a água turva caracterizam fontes evidentes de poluição. Árvores, arbustos e gramíneas são os tipos predominantes de vegetação ripária. Comprimento do segmento é de 10m, largura também de 10m, profundidade baixa (1m). Apresenta cobertura de dossel aberta. A margem direita apresenta mata ciliar.



Figura 7 -A: Encontro entre Ribeirão das Cruzes com o Jacaré- Guaçu; **B:** Vegetação no entorno do ponto; **C:** Rio Jacaré-Guaçu; **D:** Localização do quarto ponto de coleta.

Fonte: Própria autora.

4.3 Macroinvertebrados aquáticos

4.3.1. Coleta da fauna de macroinvertebrados aquáticos

As coletas foram realizadas com auxílio de uma rede em D (malha de 0,25 mm de abertura), pelo método de varredura, utilizando cinco minutos de esforço por ponto de amostragem (Fontoura, 1985). (Figura 8).

No total foram feitas duas coletas, uma no mês de abril/2014 (estação seca) e outra no mês de outubro/2014 (estação chuvosa).



Figura 8 - Coleta de macroinvertebrados aquáticos, utilizando rede em D. Fonte: própria autora.

4.3.2. Acondicionamento e identificação dos organismos

A fauna de macroinvertebrados aquáticos, obtida nos diferentes pontos do córrego, foi acondicionada em sacos plásticos contendo água do local (Figura 9) e transportada para o laboratório onde os exemplares foram triados em bandejas de polietileno sobre fonte luminosa (Figura 10), fixados em álcool a 70%.

As identificações foram feitas sob microscópio estereoscópico e microscópio óptico, com auxílio de manuais de identificação, as larvas de Chironomidae foram identificadas até o nível de morfotipos utilizando-se Trivinho-Strixino & Strixino, 1995; os demais organismos foram identificados até família com o auxílio de Maccafferty, 1981. Os Oligochaeta foram identificados até o nível de família com auxílio de especialista.



Figura 9 - Acondicionamento dos macroinvertebrados aquáticos em sacos plásticos com oxigenação. Fonte: própria autora.

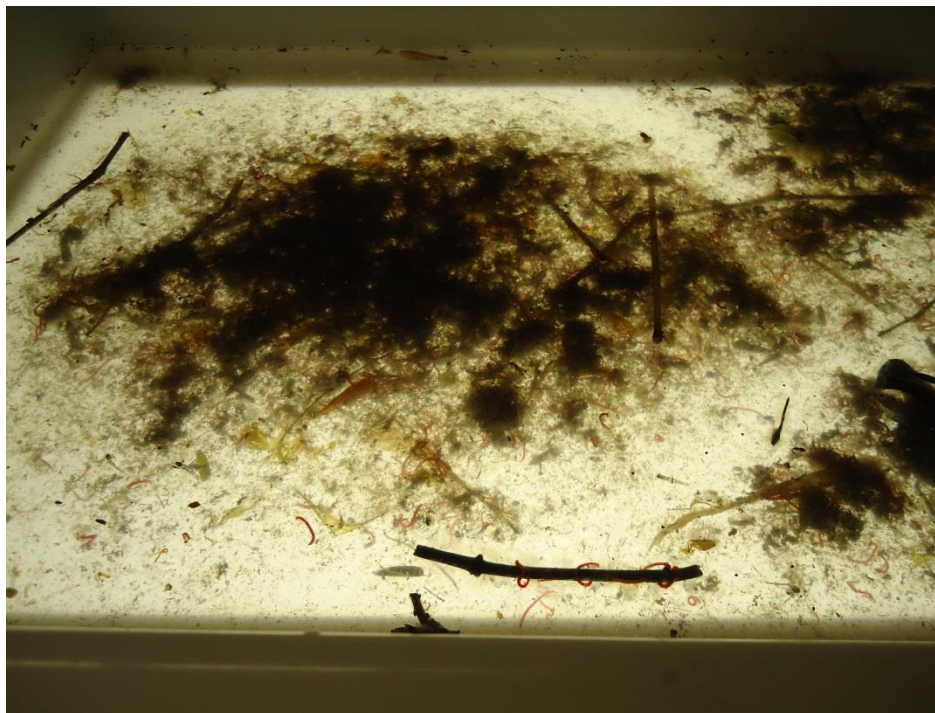


Figura 10 - Triagem dos macroinvertebrados aquáticos em bandejas translúcidas. Fonte: própria autora.

4.4. Tratamento das amostras de sedimento e água

Juntamente com as coletas de fauna foram tomadas medidas complementares “in loco” do teor de O_2 dissolvido na água (mg/L), da temperatura da água ($^{\circ}C$), da condutividade elétrica ($\mu S/cm$), do pH. Estes parâmetros foram obtidos com auxílio de aparelho (multisensores manuais da marca Waterproof 300).

As amostras de água para análise de nutrientes (nitrogênio e fósforo total) foram coletadas no período de coleta da fauna de macroinvertebrados e do sedimento, com garrafas plásticas (1L). Estas, ainda em campo, foram acondicionadas em caixa de isopor com gelo e transportadas até laboratório onde foram mantidas em freezer para posterior análise dos nutrientes totais (Mackereth et al., 1978 apud Corbi, 2006).

O sedimento para análise de matéria orgânica foi coletado juntamente com a água e os macroinvertebrados nos diferentes pontos de amostragem. Este material foi acondicionado em potes plásticos (200ml) previamente lavados com água destilada, mantidos em caixa de isopor com gelo e levados até o laboratório onde foram acondicionados em geladeira até o momento da análise. O teor de matéria orgânica foi determinado pelo método de perda de massa por ignição (incineração de 1g de sedimento em mufla a 550°C por um período de quatro horas), segundo técnicas descritas por Maitland (1979).

5. ANÁLISE DOS RESULTADOS

5.1. Macroinvertebrados aquáticos

5.1.1. Índices bióticos e comunitários

As características comunitárias da fauna de macroinvertebrados de cada córrego foram estabelecidas através da determinação:

- enumeração do total de indivíduos coletados,
- índice de diversidade de Shannon –H',
- índice de riqueza de Margalef - I_{Mg} ,
- riqueza de famílias- F,
- índice de diversidade de Simpson,
- dominância,
- equitabilidade de Pielou.

Estes índices foram calculados utilizando-se o programa estatístico PAST (Version 2.17; Hammer et al, 2001).

Para a avaliação da qualidade da água utilizaram-se diferentes métricas, descritas abaixo:

- Índice Biótico “Biomonitoring Working Party System” (BMWP),
- Índice Biótico Belga (IBB),
- porcentagem de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera),
- razão entre o número de famílias de EPT e o número de famílias de macroinvertebrados (fam. EPT/Total de famílias X 100),
- razão entre o número de indivíduos de EPT e o número de larvas de Chironomidae (EPT/Chironomidae X 100),
- razão entre a quantidade de Chironomidae e a quantidade total de indivíduos coletados (Chironomidae/Total X 100),

- razão entre o número de larvas de *Chironomus* e o número total de Chironomidae ($Chironomus/Chironomidae \times 100$),
- razão entre a quantidade de espécimes fragmentadores e coletores (fragmentadores/coletores $\times 100$) categorias de alimentação conforme Merritt & Cummins (1996);

Para que isto ocorra, faz-se necessário a organização dos macroinvertebrados em taxonomia: fauna identificada até o nível de família e Chironomidae até o nível de morfotipos.

A classificação dos organismos quanto à tolerância à poluição foi realizada com base no índice Biological Monitoring Working Party Score (BMWP). Este método utiliza identificação dos organismos bentônicos ao nível taxonômico de família e estabelece uma pontuação para cada grupo com base na sua tolerância ao impacto, os valores variam entre 1 e 10 e são atribuídos de acordo com a sensibilidade das espécies a poluentes orgânicos. Famílias sensíveis a baixos níveis de poluentes recebem valores mais altos, enquanto famílias tolerantes recebem valores mais baixos. Os escores são somados e comparados com a tabela I para obtenção da qualidade da água do ambiente (Remor, et al, 2014).

A avaliação da qualidade biológica de um curso de água, através do Índice Biótico Belga (IBB), se faz pela determinação de um índice biótico cujo valor varia de 0 a 10. Este método dispensa identificações em nível em espécies. São considerados o número de unidades sistemáticas de cada grupo taxonômico (UTOs); o grau de sensibilidade de ordens ou famílias e o número total de unidades sistemáticas presentes na amostra. A determinação do IBB se faz utilizando-se a tabela II (Peláez Rodríguez, 2001).

Tabela I . Scorers dados às diferentes famílias de macroinvertebrados aquáticos para determinação do BMWP (Adaptado de Remor et al, 2003).

Famílias	Scorers
Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Potamanthidae, Ephemeridae, Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae, Chloroperlidae, Aphelocheiridae, Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae, Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae, Calamooceratidae, Helicopsychidae, Megapodagrionidae, Athericidae, Blephariceridae.	10
Astacidae, Lestidae, Calopterygidae, Gomphidae, Cordulegastridae, Aeshnidae, Corduliidae, Libellulidae, Psychomyiidae, Philopotamidae, Glossosomatidae.	8
Ephemerellidae, Prosopistomatidae, Nemouridae, Gripopterygidae, Rhyacophilidae, Polycentropodidae, Limnephelidae, Ecnomidae, Hydrobiosidae, Pyralidae, Psephenidae.	7
Hydroptilidae, Unionidae, Mycetopodidae, Hyriidae, Corophilidae, Gammaridae, Hyaellidae, Atyidae, Palaemonidae, Trichodactylidae, Platycnemididae, Coenagrionidae, Leptohyphidae.	6
Oligoneuridae, Polymitarcyidae, Dryopidae, Elmidae (Elminthidae), Helophoridae, Hydrochidae, Hydraenidae, Clambidae, Hydropsychidae, Tipulidae, Simuliidae, Planariidae, Dendrocoelidae, Dugesidae, Aeglidae.	5
Baetidae, Caenidae, Haliplidae, Curculionidae, Chrysomelidae, Tabanidae, Stratiomyidae, Empididae, Dolichopodidae, Dixidae, Ceratopogonidae, Anthomyidae, Limoniidae, Psychodidae, Sciomyzidae, Rhagionidae, Sialidae, Corydalidae, Piscicolidae, Hydracarina.	4
Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucorid, (Limnocoeridae), Pleidae, Notonectidae, Corixidae, Veliidae, Helodidae, Hydrophilidae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Gyriidae, Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae, Bithyniidae, Bythinellidae, Sphaeridae, Glossiphonidae, Hirudidae, Erpobdellidae, Asellidae, Ostracoda.	3
Chironomidae, Culicidae, Ephydriidae, Thaumaleidae.	2
Oligochaeta (todas as classes), Syrphidae.	1

Tabela II. Diagrama para determinação do IBB com modificações (Adaptado de Peláez Rodríguez, 2001).

Grupos Faunísticos			Nº total de unidades sistemáticas na amostra				
			0 - 1	2 - 5	6 - 10	11 - 15	16 ou +
					IBB		
1	Plecoptera ou Leptophlebiidae	1 + de 1 UTO 2 1 UTO	- 5	7 6	8 7	9 8	10 9
2	Trichoptera C/ tubo	1 + de 1 UTO 2 1 UTO	- 5	6 5	7 6	8 7	9 8
3	Ancyliidae	1 + de 1 UTO	-	5	6	7	8
	Ephemeroptera *	2 1 UTO	3	4	5	6	7
4	<i>Aphelocheirus</i> Odonata Gamaridae Mollusca**	0 Todas as UTOs acima ausentes	3	4	5	6	7
5	<i>Asellus</i> ou Hirudinea ou Sphaeridae ou Hemiptera ***	0 Todas as UTOs acima ausentes	2	3	4	5	-
6	Tubificidae ou Chironominae (<i>Chironomus</i>)	0 Todas as UTOs acima ausentes	1	2	3	-	-
7	Eristalinae	0 Todas as UTOs acima ausentes	0	1	1	-	-

*- exceto Leptophlebiidae; ** - exceto Sphaeridae; *** - exceto *Aphelocheirus*

5.1.2. Análise de agrupamentos

Foi aplicada uma análise de agrupamentos (Cluster Analyses) sobre as famílias de macroinvertebrados e para os gêneros de Chironomidae identificados nos quatro pontos de coleta. Esse teste foi realizado utilizando-se o programa estatístico PAST (Version 2.17; Hammer et al, 2001). A análise de Cluster foi realizada utilizando-se Bray-Curtis como medida de similaridade e respeitando-se o valor acima de 0,80 como coeficiente cofenético. Posteriormente, foi aplicada uma análise multivariada One-way ANOSIM para se verificar a significância entre os grupos obtidos na análise de Cluster. Para este teste, considerou-se $p < 0,05$ como valor de referência.

A análise de Agrupamento (Cluster Analyses) é um recurso estatístico que permite a visualização de padrões de similaridade entre as amostras, baseando-se no reconhecimento de semelhanças na ocorrência de espécies entre estas amostras (Egler, 2002).

6. RESULTADOS

6.1. Variáveis físicas e químicas da água

6.1.1 Nitrogênio e Fósforo Total

Os nutrientes totais (fósforo total e nitrogênio total) foram encontrados em todos os pontos coletados, porém em níveis diferentes de concentrações. Esses nutrientes foram analisados com base na água coletada no segundo trabalho de campo realizado no mês de outubro/2014. Nos pontos 1 e 2 (nascente e à montante da ETE, respectivamente), os níveis dos dois nutrientes apresentaram concentrações mais baixas; já os pontos 3 e 4 (jusante da ETE e desembocadura do córrego, respectivamente), apresentaram concentrações bem maiores.

O nitrogênio total variou de 0,18 mg/L até 31 mg/L (Figura 10); o fósforo total variou de 0,02 mg/L até 6,0 mg/L (Figura 11). Os maiores valores de nitrogênio e fósforo total foram encontrados no ponto 3, ponto este localizado logo após o lançamento do esgoto.

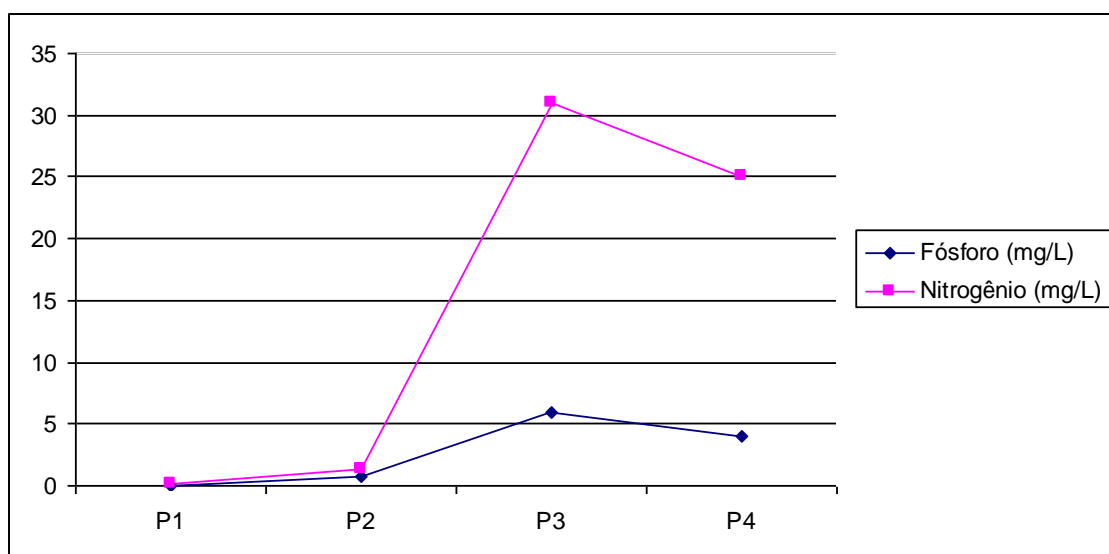


Figura 11 - Valores de nitrogênio e fósforo total em (mg/L) nos pontos de coleta.

6.1.2. Variáveis medidas pelos multisensores

As variáveis físicas e químicas tais como: oxigênio dissolvido, temperatura da água, condutividade e pH, foram medidas nas duas coletas realizadas.

O oxigênio dissolvido (O_2) variou de 3,4 mg/L até 7,5 mg/L na primeira coleta, e de 1,88 mg/L até 7,5 mg/L na segunda coleta. Os valores mais altos de oxigênio dissolvido foram encontrados no ponto 3 de ambas coletas.

O pH variou 4,4 a 8,75 na primeira coleta; e de 4,4 a 7,5 na segunda coleta. No ponto 4 da primeira coleta foi encontrado o maior valor de pH, já na segunda coleta o maior valor foi no ponto 2.

A temperatura da água medida na primeira coleta oscilou de 19°C a 30 °C; e de 24°C a 28,6 °C na segunda coleta. O valor maior na primeira coleta foi encontrado no ponto 2 e na segunda, no ponto 3.

Os valores de condutividade variaram de 14 μ S a 370 μ S na primeira coleta; e de 17 μ S a 421 μ S na segunda coleta, os valores mais elevados foram encontrados nos pontos após a estação de tratamento de esgoto. Nas figuras abaixo é possível observar graficamente a variação dos dados. (Figuras de 12 a 15).

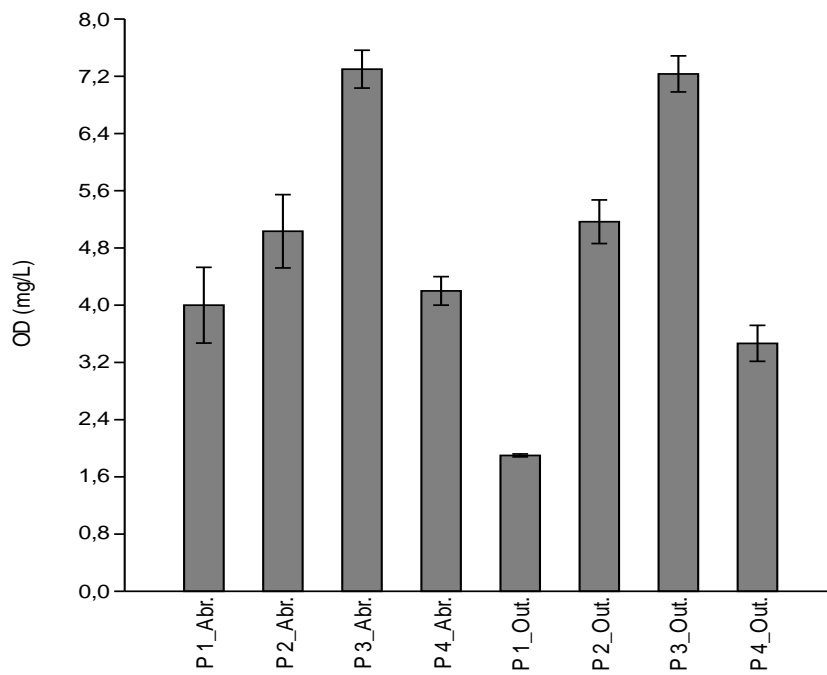


Figura 12- Médias dos valores de oxigênio dissolvido em (mg/L) e respectivos desvios padrão nos pontos de coleta.

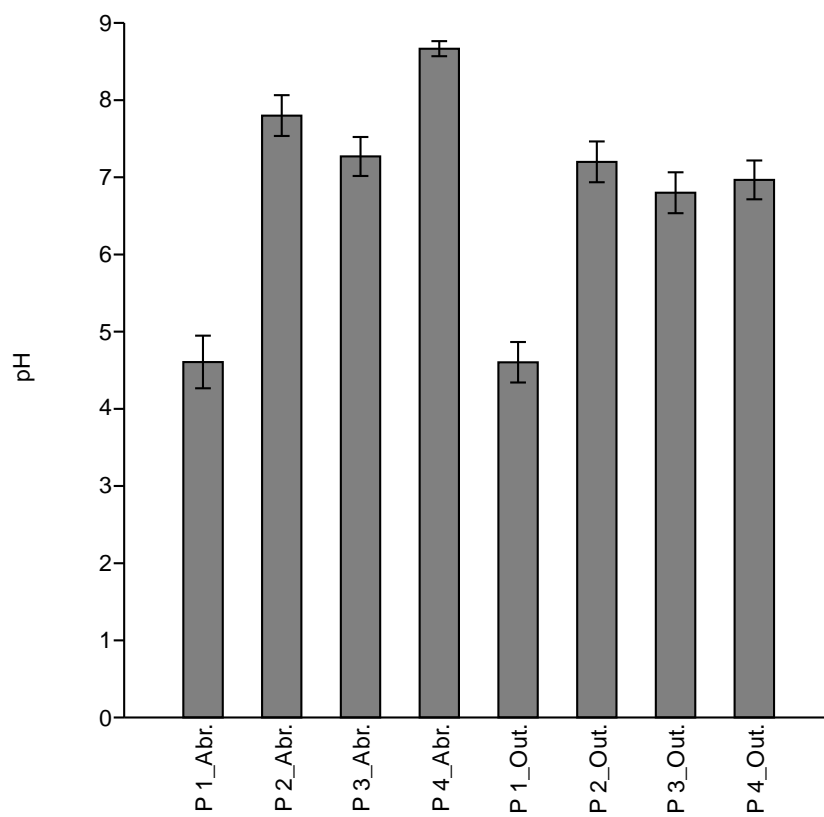


Figura 13- Médias dos valores de pH e respectivos desvios padrão nos pontos de coleta.

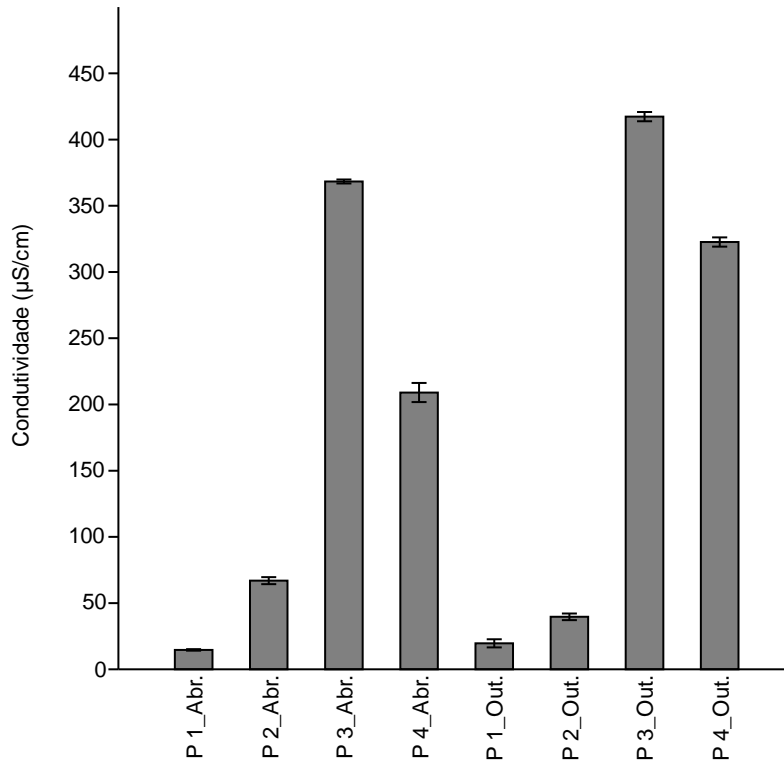


Figura 14- Médias dos valores de condutividade em ($\mu\text{S}/\text{cm}$) e respectivos desvios padrão nos pontos de coleta.

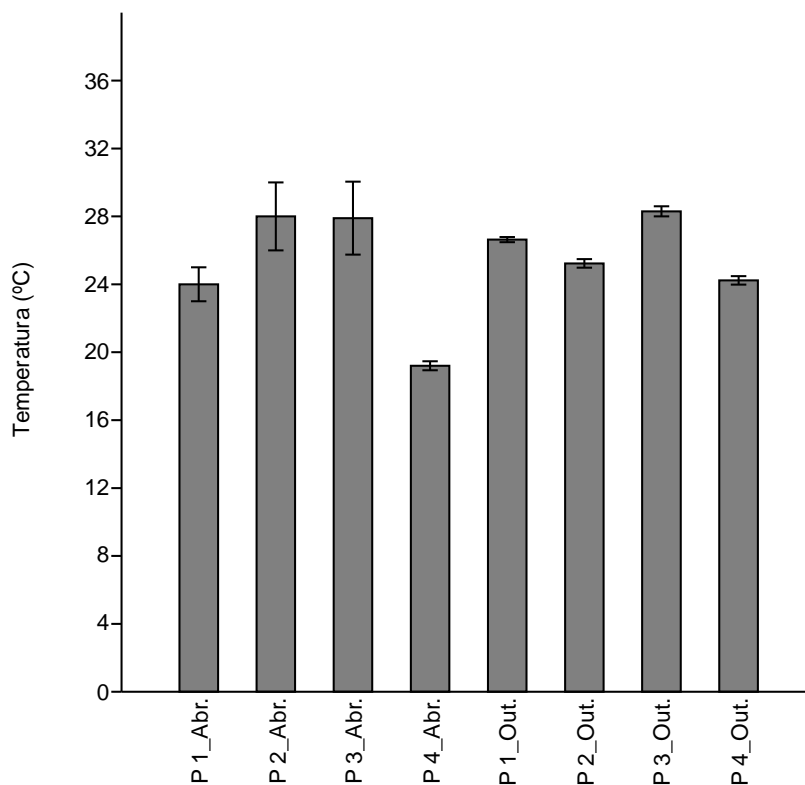


Figura 15 – Médias dos valores de temperatura em (°C) e respectivos desvios padrão nos pontos de coleta.

6.2. Variáveis físicas e químicas do sedimento

6.2.1. Matéria Orgânica

Os valores obtidos para matéria orgânica variaram de 13% a 42,5% na primeira coleta e de 1,4% a 10,6% na segunda coleta. O maior teor de matéria orgânica encontrado foi no ponto 1 da primeira coleta, região de vegetação ripária composta por arbustos, gramíneas e herbáceas.

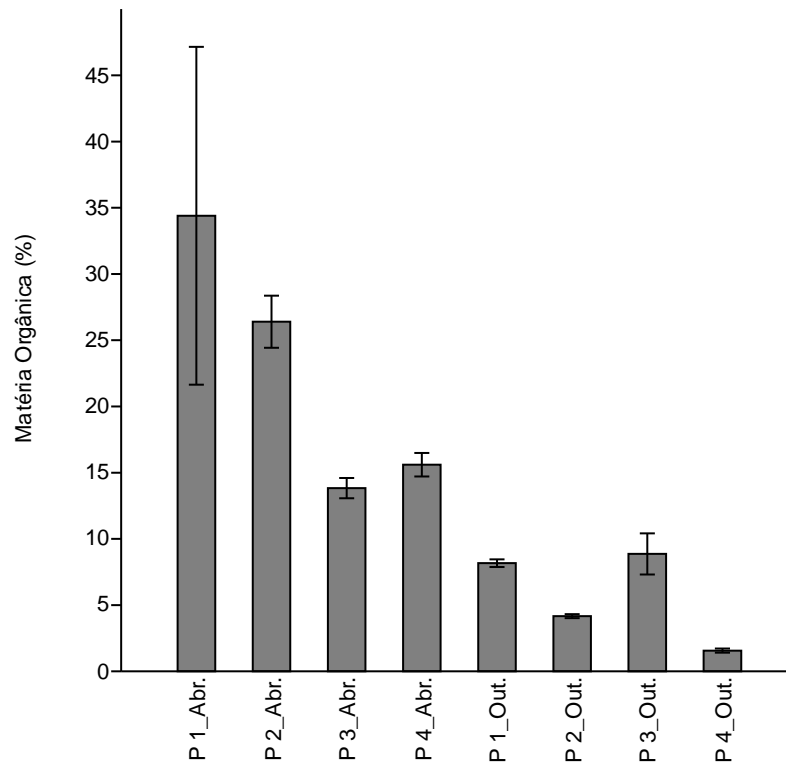


Figura 16- Teor de matéria orgânica (%) e respectivos desvios padrão nos pontos de coleta.

6.3 Macroinvertebrados Aquáticos

Houve variação na quantidade de organismos nas duas coletas, na primeira foram encontrados 1172 exemplares de 7 ordens e 13 famílias diferentes, já na segunda coleta foram identificados 1310 organismos de 6 ordens e 6 famílias. Em ambas coletas houve predomínio de Chironomidae (Diptera) em todos os pontos amostrados.

Na primeira coleta ocorreu maior abundância de famílias, entre elas estão: Libellulidae (Odonata), Notonectidae, Belostomatidae e Veliidae (Hemiptera), Simuliidae, Culicidae, Chironomidae e Ceratopogonidae (Diptera), Hydropsychidae

(Trichoptera), Elmidae e Curculionidae (Coleoptera), Baetidae (Ephemeroptera) e Naididae (Oligochaeta). Na coleta seguinte foram coletados macroinvertebrados das famílias: Libellulidae (Odonata), Corixidae (Hemiptera), Chironomidae (Diptera), Hydroptilidae (Trichoptera), Dytiscidae (Coleoptera) e Naididae (Oligochaeta) (Tabela III).

No ponto 3, tanto na primeira como na segunda coleta só foi identificado 1 gênero de Chironomidae, o gênero *Chironomus* sp.

Entre os 13 gêneros de Chironomidae identificados estão *Ablablesmyia* sp., *Chironomus* sp., *Clinotanypus* sp., *Corynoneura* sp.2, *Cricotopus* sp.1, *Cryptochironomus* sp.1, *Denopelopia* sp., *Larsia* sp., *Nanocladius* sp., *Onconeura* sp., *Parachironomus* sp.1, *Polypedilum* (Tripodura) e *Tanytarsus* sp. (Tabela IV).

Tabela III. Participação das famílias de macroinvertebrados nos pontos de coleta.

Ordens	Família	P 1_Abr.	P 2_Abr.	P 3_Abr.	P 4_Abr.	P 1_Out.	P 2_Out.	P 3_Out.	P 4_Out.
Odonata	Libellulidae	7	4	-	-	3	-	-	-
Hemiptera	Notonectidae	-	2	-	-	-	-	-	-
	Belostomatidae	-	1	-	-	-	-	-	-
	Veliidae	2	-	-	-	-	-	-	-
	Corixidae	-	-	-	-	-	1	-	-
Díptera	Simuliidae	5	-	-	-	-	-	-	-
	Culicidae	4	-	-	-	-	-	-	-
	Chironomidae	19	14	1000	12	4	4	1200	10
	Ceratopogone	-	-	-	16	-	-	-	-
Trichoptera	Hydropsychidae	8	-	-	-	-	-	-	-
	Hydroptilidae	-	-	-	-	2	-	-	-
Coleoptera	Elmidae	2	1	-	-	-	-	-	-
	Curculionidae	1	-	-	-	-	-	-	-
	Dytiscidae	-	-	-	-	4	-	-	-
Ephemeroptera	Baetidae	1	-	-	-	-	-	-	-
Oligochaeta	Tubificidae	-	-	-	73	-	3	-	79

Tabela IV. Participação dos gêneros de Chironomidae nos pontos de coleta.

Chironomidae	P 1_Abr.	P 2_Abr.	P 3_Abr.	P 4_Abr.	P 1_Out.	P 2_Out.	P 3_Out.	P 4_Out.
<i>Ablabesmyia sp.</i>	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Chironomus sp.</i>	1	11	1000	12	-	-	1200	9
<i>Clinotanypus sp.</i>	-	-	-	-	-	2	-	-
<i>Corynoneura sp.2</i>	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cricotopus sp.1</i>	-	1	-	-	-	-	-	-
<i>Cryptochironomus sp.1</i>	-	-	-	-	1	1	-	-
<i>Denopelopia sp.</i>	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Larsia sp.</i>	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Nanocladius sp.</i>	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Onconeura sp.</i>	7	-	-	-	-	-	-	-
<i>Parachironomus sp.1</i>	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Polypedilum (Tripodura)</i>	-	2	-	-	-	-	-	-
<i>Tanytarsus sp.</i>	10	-	-	-	-	-	-	-

6.3.1. Análise de agrupamentos

Os resultados da análise de agrupamentos (Cluster Analyses) aplicado sobre as famílias de macroinvertebrados apontou para existência de 4 grupos distintos da fauna aquática. Dois grupos formados pela união dos pontos 1 e 2, um grupo formado pelo ponto 3 e outro grupo formado pelo ponto 4. Essa análise apresentou o valor de 0,98 como coeficiente cofenético. A análise de similaridade ANOSIM aplicada aos quatro grupos apontou para diferenças significativas entre os grupos, com valor de $P = 0,05$ (Figura 17).

A mesma análise aplicada para os gêneros de Chironomidae identificados nos quatro pontos de coleta apontou para 4 grupos distintos. Um grupo mais similar, representado pelas duas amostragens do ponto 3, um outro grupo representado pela junção das amostras do ponto 4 mais uma amostra da primeira coleta do ponto 2 e um grupo distinto representado pela primeira coleta do ponto 1. O quarto grupo está representado pela similaridade baixa (30%) entre os pontos 1 e 2 da segunda coleta. Essa análise apresentou valor de 0,99 como coeficiente cofenético. A análise de

similaridade ANOSIM aplicada aos quatro grupos apontou que não houve diferenças significativas entre os grupos, com valor de $P = 0,18$ (Figura 18).

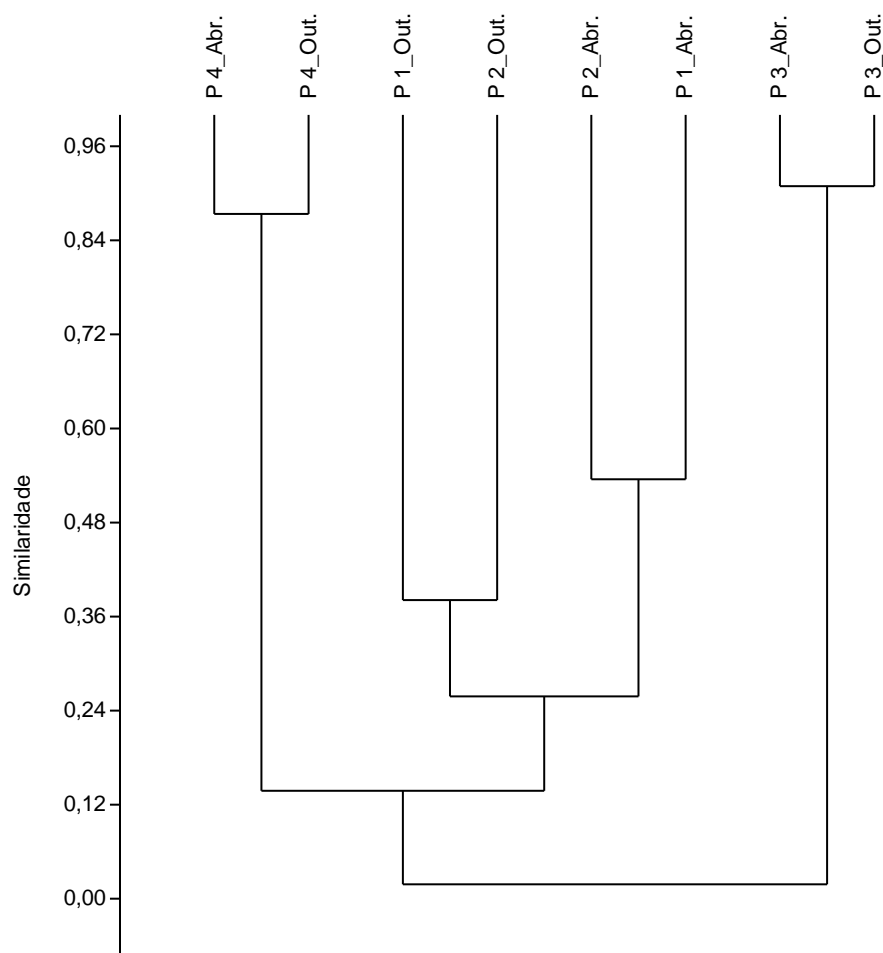


Figura 17 - Dendrograma resultante da análise de agrupamentos, utilizando índice de similaridade de Bray-Curtis, aplicada às famílias de macroinvertebrados aquáticos.

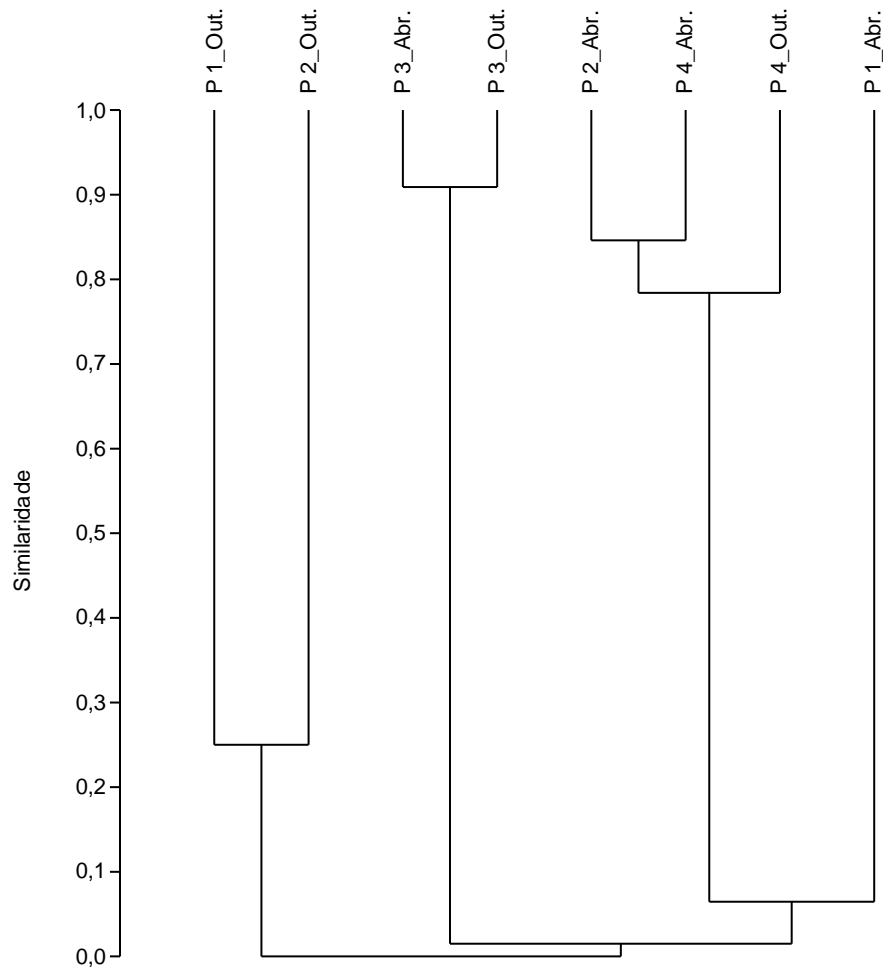


Figura 18 - Dendrograma resultante da análise de agrupamentos, utilizando índice de similaridade de Bray-Curtis, aplicada aos gêneros de Chironomidae.

6.3.2. Estrutura comunitária e métricas

Os índices de comunidade (diversidade de Shannon $-H'$, riqueza de Margalef - I_{Mg} , riqueza de famílias- F , índice de diversidade de Simpson, dominância e equitabilidade de Pielou) foram elevados nos pontos 1 e 2, dando destaque para o ponto 1 onde a área é mais preservada, sendo este próximo à nascente do Ribeirão.

O índice biótico, BMWP, apontou qualidade ruim da água no ponto 1, estando os demais pontos enquadrados em qualidade péssima da água (Tabela V).

Tabela V. Principais características comunitárias e valores das métricas de avaliação da qualidade da água nos pontos coletados.

Métricas	P 1_Abr.	P 2_Abr.	P 3_Abr.	P 4_Abr.	P 1_Out.	P 2_Out.	P 3_Out.	P 4_Out.
Riqueza de famílias -F	9	5	1	3	4	3	1	2
Indivíduos	49	22	1000	101	13	8	1200	89
(Chironomidae/total)x100	38,8	63,6	100	11,9	30,8	50	100	11,2
EPT (%)	18,4	0	0	0	15,4	0	0	0
(Chironomus/Chironomidae)x100	5,3	78,6	100	100	0	0	100	90
(EPT/Chironomidae) x100	47,4	0	0	0	50	0	0	0
(nº famílias								
EPT/totalfamílias)x100	22,2	0	0	0	50	0	0	0
fragmentadores/coletores)x100	4,5	0	0	0	0	0	0	0
Índice de Shannon (H')	1,799	1,097	0	0,7796	1,352	0,9743	0	0,3514
Riqueza de Margalef	2,056	1,294	0	0,4334	1,17	0,9618	0	0,2228
Equitabilidade	0,8186	0,6813	0	0,7097	0,975	0,8869	0	0,507
Dominância	0,2187	0,4504	1	0,5616	0,2663	0,4063	1	0,8005
Simpson	0,7813	0,5496	0	0,4384	0,7337	0,5938	0	0,1995
BMWP	38	18	2	7	19	6	2	3
IBB	6	4			6	2		3






Classe	Faixa de "score" BMWP	Qualidade da água	Cor indicativa (padrão)
1	≥ 81	Excelente	
2	80 - 61	Boa	
3	60 - 41	Regular	
4	40 - 26	Ruim	
5	≤ 25	Péssima	

Figura 19 - Faixa de resultado para determinação do BMWP (Adaptado de Corbi, 2006).






Classe	Faixa	Qualidade da água	Cor indicativa (Padrão)
I	9 - 10	Água não Poluída	
II	7 - 8	Ligeiramente Poluída	
III	5 - 6	Moderadamente Poluída	
IV	3 - 4	Muito Poluída	
V	0 - 2	Fortemente Poluída	

Figura 20 - Faixa de resultado para determinação do IBB (Adaptado de Peláez Rodríguez, 2001).

7. DISCUSSÃO

7.1. Nitrogênio e fósforo total, oxigênio dissolvido, pH, condutividade, temperatura da água e matéria orgânica.

O oxigênio dissolvido é um dos gases mais importantes na dinâmica e na caracterização de ecossistemas aquáticos, suas principais fontes para a água são a atmosfera e a fotossíntese (Esteves, 1998).

As águas poluídas por esgotos apresentam baixa concentração de oxigênio dissolvido pois o mesmo é consumido no processo de decomposição da matéria orgânica. Por outro lado as águas limpas apresentam concentrações de oxigênio dissolvido mais elevadas, geralmente superiores a 5mg/L, exceto se houverem condições naturais que causem baixos valores deste parâmetro (ANA, 2004).

Os valores encontrados para esta variável, principalmente observando o ponto 3 não condiz com a afirmação de que águas poluídas apresentam baixa concentração de oxigênio dissolvido uma vez que os valores mais elevados são encontrados neste ponto, e de acordo com a análise da macrofauna aquática é possível afirmar que este ponto é o mais impactado. Os elevados resultados para esta variável no ponto 3 dá-se pela alta turbulência, queda do esgoto tratado no Ribeirão. Somente a utilização deste parâmetro como avaliador da qualidade da água não é recomendado, contradizendo o trabalho de Scalize et al. (2004), que utilizou somente o oxigênio dissolvido como parâmetro para avaliar a qualidade da água do Ribeirão das Cruzes.

O nitrogênio é um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos, importância dada à sua participação na formação de proteínas, um dos componentes básicos da biomassa. Quando em baixas concentrações, pode

atuar como fator limitante na produção primária de ecossistemas aquáticos (Esteves, 1998).

As fontes de nitrogênio nas águas naturais são diversas. Os esgotos sanitários constituem, em geral, a principal fonte, lançando nas águas nitrogênio orgânico, devido à presença de proteínas, e nitrogênio amoniacal, pela hidrólise da uréia na água (CETESB, 2009). No presente estudo observou-se maior concentração de nitrogênio no ponto 3 devido ao despejo de esgoto sanitário.

Para águas doces de classes 1 e 2, quando o nitrogênio for fator limitante para eutrofização, nas condições estabelecidas pelo órgão ambiental competente, o valor de nitrogênio total (após oxidação) não deverá ultrapassar 1,27 mg/L para ambientes lênticos e 2,18 mg/L para ambientes lóticos, na vazão de referência (CONAMA 357, 2005).

O valor do nitrogênio total medido nos pontos 3 e 4 esta fora da Resolução CONAMA 357 que estabelece que ele não deve ultrapassar 2,18 mg/L para ambientes lóticos.

O fósforo é importante nos sistemas biológicos, importância dada à participação deste em processos fundamentais do metabolismo dos seres vivos: armazenamento de energia e estruturação da membrana celular (Esteves, 1998).

O fósforo aparece em águas naturais devido, principalmente, às descargas de esgotos sanitários. A matéria orgânica fecal e os detergentes em pó empregados em larga escala domesticamente constituem a principal fonte (CETESB, 2009).

Observou-se maior valor de fósforo no ponto 3, ponto este localizado ao lançamento de esgoto doméstico.

A condutividade elétrica de uma solução é a capacidade desta em conduzir corrente elétrica, essa capacidade é em função da concentração dos íons presentes. Em águas muito puras, maior a resistência e menor a condutividade. (Esteves, 1998).

A condutividade da água aumenta à medida que mais sólidos dissolvidos são adicionados. Em geral, níveis superiores a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ indicam ambientes impactados (CETESB, 2009). Tendo em vista esta afirmação, pode-se afirmar que os pontos 3 e 4 estudados são altamente impactados.

Na água pura existe quantidade de íons H^+ e OH^- em equilíbrio com as moléculas de água. O pH é o logaritmo negativo da concentração molar de íons hidrogênio. Esta variável interfere no metabolismo das comunidades aquáticas, ele atua diretamente nos processos de permeabilidade da membrana celular (Esteves, 1998).

Para que haja vida aquática o pH deve estar entre 6 e 9 (CONAMA 357, 2005). Observando esta afirmação, no ponto 1 não haveria vida aquática pelo fato do valores de pH não ultrapassarem 5.

Variações de temperatura são parte do regime climático normal e corpos de água naturais apresentam variações sazonais e diurnas, bem como estratificação vertical. A elevação da temperatura em um corpo d'água geralmente é provocada por despejos industriais (indústrias canavieiras) e usinas termelétricas. Organismos aquáticos possuem limites de tolerância térmica superior e inferior (CETESB, 2009).

7.2. Macroinvertebrados aquáticos

Córregos situados em áreas sem mata ciliar, apresentam um aumento na biomassa de perifiton, decorrente da maior incidência de luz e redução da quantidade de restos vegetais em decomposição. Estes córregos são habitados por uma fauna de

macroinvertebrados mais homogênea e pobre, ao contrário dos córregos de áreas florestadas onde vive uma fauna mais rica e heterogênea (Corbi, 2006).

Os resultados obtidos neste presente estudo, demonstram que áreas próximas a nascente onde há mata preservada, há maior riqueza da fauna de macroinvertebrados aquáticos. Dessa forma, fica evidente a importância dessa vegetação para a distribuição dos macroinvertebrados aquáticos, conforme já foi evidenciado em vários trabalhos na literatura (Ferreira-Peruquetti & Fonseca-Gessner, 2003; Sponseller *et al*, 2001; Mosisch *et al*, 2001).

Um fator importante que pode estar ligado à riqueza de famílias e número de indivíduos é a sazonalidade (Egler, 2002). A variação na pluviosidade controla a velocidade e a vazão da água, entrada de nutrientes na calha do rio, afetando diretamente a ocorrência e abundância de espécies. Nas épocas chuvosas, em geral observa-se um aumento na vazão, que resulta no deslocamento de substratos e carreamento das espécies da fauna. Por outro lado, na época seca observa-se uma maior estabilidade do fluxo e dos substratos, o que promove então um aumento na riqueza de espécies (Egler, 2002). As coletas da fauna bentônica foram realizadas em duas estações do ano, seca (abril/2014) e chuvosa (outubro/2014). Na estação seca, como observado na literatura ocorreu maior riqueza de família e de indivíduos, por sua vez na época chuvosa, houve a diminuição de organismos, devido ao carreamento dos mesmos

A presença da vegetação no ponto 1 tornou possível a colonização de diferentes grupos de macroinvertebrados fragmentadores, que utilizam as folhas e troncos em decomposição para sua alimentação, como por exemplo, larvas de Trichoptera. Da mesma forma, alguns organismos vivem dentro de troncos como, por exemplo, larvas de *Stenochironomus* e *Xestochironomus* (Chironomidae) (Cummins *et al*, 1989).

Apesar disso, em nossos resultados não identificamos larvas destas espécies, o que pode estar relacionado a mata ciliar parcialmente preservada existente no ponto 1.

Por outro lado, no ponto 2, o impacto do município de Araraquara, como a presença de lixo urbano e a retirada das matas ciliares, provavelmente ocasionaram uma diminuição na riqueza faunística, diminuição na porcentagem de EPT e maior dominância de grupos em relação ao ponto 1, além do desaparecimento de organismos considerados sensíveis como, por exemplo, as larvas de Trichoptera.

As ordens Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera são particularmente abundantes nos ecossistemas aquáticos lóticos, bem como, importantes indicadoras de qualidade da água. Estas ordens são particularmente sensíveis à poluição e são utilizadas em programas de biomonitoramento ao redor do mundo (Spies, 2009).

Já no ponto 3, o impacto da estação de tratamento de esgotos do município de Araraquara, ocasionaram uma significativa diminuição na riqueza faunística, diminuição na porcentagem de EPT e maior dominância, além da predominância de organismos tolerantes a poluição.

No ponto 4, onde o Ribeirão encontra com o Jacaré- Guaçú (aproximadamente 8 km a jusante) , observa-se uma provável recuperação do sistema, pois novamente aumentou-se a riqueza faunística, maior dominância em relação ao ponto 2, apresentando ainda organismos tolerantes a poluição.

Os organismos vivos que habitam os corpos d' água, apresentam adaptações evolutivas a determinadas condições ambientais e alguns limites de tolerância em relação as mesmas. Estes limites de tolerância variam, desta maneira, diante de uma determinada alteração encontra-se organismos "sensíveis" que não suportam as novas condições impostas, comportando-se como "intolerantes", enquanto que outros, que são "tolerantes" não se vêem afetados (Alba-Tercedor, 1996).

Em baixas concentrações de oxigênio dissolvido, as larvas de Chironomidae podem ser os únicos insetos presentes no sedimento (Callisto & Esteves, 1998).

As larvas de *Chironomus*, da família Chironomidae, são altamente tolerantes à poluição orgânica, oriundas de efluentes domésticos e industriais, sendo em determinados ambientes altamente impactados os únicos representantes da família (Peláez-Rodríguez, 2001).

Desta maneira, os resultados obtidos no presente estudo, mostram que os organismos presentes nos pontos 3 e 4 são tolerantes à poluição, pois somente foi encontrado o gênero *Chironomus* (larvas vermelhas de Chironomidae), coloração oriunda de um pigmento semelhante à hemoglobina que favorece a presença destes organismos em ambientes com baixos teores de oxigênio dissolvido (Callisto & Esteves, 1998).

8. CONCLUSÕES

A estação de tratamento de esgoto acarretou em aumento nos teores de nitrogênio e fósforo total na água do Ribeirão da Cruzes.

Os valores de condutividade elétrica foram maiores nos pontos a jusante da ETE.

O índice BMWP apontou para qualidade péssima da água do ribeirão.

A estação de tratamento de esgoto do município de Araraquara tem influência negativa sobre o manancial Ribeirão das Cruzes, pois foi possível observar que houve diminuição na riqueza de espécies com alta dominância de grupos tolerantes a poluição orgânica à jusante da ETE quando comparado aos pontos à montante.

REFERÊNCIAS

ALBA-TERCEDOR, J. **Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos**. IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA), Almeria, 1996, vol. II: 203-213. ISBN 84- 7840-262-4.

ALVES, R.I.S. **Avaliação de parâmetros limnológicos, parasitas, bactérias e metais pesados em água superficial no córrego Ribeirão Preto, Ribeirão Preto-SP**. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo. Escola de Enfermagem em Ribeirão Preto. 2009.

ANA (Agência Nacional das Águas). Disponível em: <http://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx> . Acesso em 15 de set. 2004.

ANAYA, M. **Impacto de um represamento sobre a comunidade de invertebrados bentônicos do rio Mogi-Guaçu e de seu tributário, Rio do Peixe (SP, Brasil)**. Dissertação. Universidade de São Paulo. 140p. 1997.

BRANDIMARTE, A.L. **Impactos limnológicos da construção do reservatório de aproveitamento múltiplo do rio Mogi-Guaçu (SP, Brasil)**. Tese. Universidade de São Paulo. 97 p. 1997.

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

CALLISTO, M.; ESTEVES, F.A. **Biomonitoramento da macrofauna bentônica de Chironomidae (Díptera) em dois igarapés amazônicos sob influência das atividades de uma mineração de bauxita**. In Nessimian, J.L. & A.L. Carvalho (eds). Ecologia de Insetos Aquáticos. *Séries Oecologia Brasiliensis*. Vol V. PPGE-UFRJ. Rio de Janeiro, Brasil. 1998.

CALLISTO, M.; GONÇALVES Jr, J.F.; MORENO, P. **Invertebrados Aquáticos como Bioindicadores**. Belo Horizonte. UFMG. 2005.

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. **Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos**. Belo Horizonte. UFMG. 2001.

CLETO-FILHO, S.E.N.; WALKER, I. **Efeitos da ocupação urbana sobre a macrofauna de invertebrados aquáticos de um Igarapé da Cidade de Manaus/AM-Amazônia Central**. Acta Amazônica. 31(1): p.69-89. 2001.

CORBI, J.J. **Influência de práticas de manejo de solo sobre os macroinvertebrados aquáticos de córregos: ênfase para o cultivo de cana-de-açúcar em áreas adjacentes**. Universidade Federal de São Carlos. 92p. 2006.

CORBI, J.J.;SAMPAIO, E.V.; RIBEIRO, V.R.; DOMINGOS, M.D.;FERRAZ FREIRE,C.; FERREIA, P.S.; PELAEZ RODRIDUEZ, M.; ROJAS,N.T.; STRIXINO, S.T. **Levantamento preliminar da entomofauna aquática do centro nacional de pesquisa de peixes tropicais**. (CEPTA). Bol.Tec.Cepta. V 13. 2000.

CORBI, J.J. & TRIVINHO-STRIXINO, S.; SANTOS, A.; GRANDE, M. **Diagnóstico Ambiental de metais e organoclorados em córregos adjacentes a áreas de cultivo de cana-de-açúcar**. (Estado de São Paulo, Brasil). Química Nova. Vol 29. Nº 1. p.61-65. 2006.

CORBI, J.J.; TRIVINHO-STRIXINO, S. **Relationship between sugar cane cultivation and stream macroinvertebrate communities**. Brazilian Archives of Biology and Technology. Vol.51.nº 4. Curitiba. 2008.

CUMMINS, K.W.; WILZBACH, M.A; GATES, D.M.; PERRY, J.B. & TALIAFERRO, W.B. **Shredders and Riparian Vegetation**. BioScience, 39: p. 24-30. 1989.

DORNFELD, C. **Utilização de Chironomus sp (Díptera, Chironomidae) para a avaliação da qualidade de sedimentos e contaminação por metais.** 2006.

EGLER, M. **Utilizando a comunidade de macroinvertebrados bentônicos na avaliação da degradação de ecossistemas de rios de áreas agrícolas.** Fundação Oswaldo Cruz. Escola Nacional de Saúde Pública. 2002.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia.** Rio de Janeiro: Interciência. 544p. 1998.

FERREIRA- PERUQUETTI, P. & FONSECA- GESSNER, A.A. **A comunidade de Odonata (Insecta) em áreas naturais de Cerrado e monocultura no nordeste do Estado de São Paulo, Brasil: relação entre uso do solo e a riqueza faunística.** Revista Brasileira de Zoologia, 20(2): p. 219-224. 2003.

FONTOURA, A.P. **Manual de vigilância da qualidade das águas superficiais. Avaliação biológica da qualidade da água.** Instituto de zoologia. Faculdade de Ciências- Universidade do Porto. Porto- Portugal. 38p. 1985.

GAZAGNES, G & LAVILLE, H. **Étude faunistique des Chironomidaes (Díptera) de la Haute Neste d' Aure (Pyrénées Centrales): impact des aménagements ydroélectriques.** Annls. Limnol. 21(2): p. 149-159. 1985.

GOULART, M.; CALLISTO, M. **Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental.** 2003.

GUERESCHI, R.M. & MELÃO, M.G.G. **Monitoramento biológico da bacia hidrográfica do Rio Monjolinho pelo uso de macroinvertebrados bentônicos.** In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA. 8e. São Carlos. V.1. p 61-76. Anais. 1997.

HAMMER, O., HARPER, D. A. T., & RYAN, P. D. **PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis.** Paleontologia electronica 4(1) 9p. 2001.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. Disponível em: <http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=350320&search=sao-paulo|araraquara|infograficos:-informacoes-completas> . Acesso em 27 julho de 2015.

MACCAFFERTY, W.P. Aquatic Entomology. **Chave de identificação das principais ordens e famílias de insetos aquáticos**. Jones and Bartlett Publishers, INC. Boston, 1981.

MACKERETH, F.J.H.; HERON, J. & TALLING, J.F. **Water analysis: some revised methods for limnologists**. Freshwater biological association scientific publication, nº 36. Kendal: Titus Wilson and sons Ltda, 1978. 117p. apud Corbi, 2006.

MAITLAND, P.S. **The distribution of zoobenthos and sediments in Loch Leven, Kinross, Scotland**. Arch. Hydrobiol. 85(1): p. 98-125. 1979.

MALTA, T.S. " **Aplicação de lodos de estações de tratamento de esgotos na agricultura: estudo do caso do Município de Rio das Ostras-RJ**". 2001.

MERRIT R.W. & CUMMINS K.W. **An introduction to aquatic insects of North America**. Kendall-hunt, Dubuque, Iowa, USA. 1996.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **CONAMA 357**. 2005. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf> . Acesso em 15 set. 2014.

MORAES, D.; JORDÃO, B. **Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana**. 2002.

MOSISCH, T.D.; BUNN, S.E. & DAVIES, P.M. **The relative importance of shading and nutrients on algal production in subtropical streams**. Fresh. Biol., 46, p. 1269-1278. 2001.

OLIVEIRA, S. **Caracterização histórica e operacional da Estação de Tratamento de Esgotos "Manoel Ferreira Leão Neto" do Departamento Autônomo de Águas e Esgotos (DAAE) Araraquara- SP**. 2007.

PELÁEZ- RODRÍGUEZ, M. **Avaliação da qualidade da água da Bacia do Alto Jacaré-Guaçu- SP (Ribeirão do Feijão e Rio Monjolinho) através de variáveis físicas, químicas e biológicas.** Universidade de São Paulo (USP), 144pp. 2001.

RAMÍREZ. A & GUTIÉRREZ- FONSECA. P. **Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America: a critical analysis and review of existing literature.** Rev. Biol. Trop. Vol 62. p 155-167. 2014.

REMOR, M.B.; HERMOSO, M.; SGARBI, L.F.; PRESTES, T.M.V.; CÂMARA, C.D.; MODEL, K.J. **Qualidade da água do Rio das Pedras, Oeste do Paraná, utilizando macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores.** Arq. Ciênc.Vet. Zool. UNIPAR, Umuarama, v.17, n.2, p121-128. 2014.

SÃO PAULO (ESTADO). **CETESB.** 2009.

SCALIZE, P.S.; LEITE, W.C.A; RODRIGUES, J.M; CORREA, M.S.; VELUZO, S.B.; LOMBARDI, R.; OLIVEIRA, S.C. & SANTOS, M.F. **Avaliação da autodepuração do Ribeirão das Cruzes através da depressão do oxigênio dissolvido após receber efluente da ETE- Araraquara.** 2004.

SIMIÃO-FERREIRA, J. ; CARVALHO, A.R. **Biomonitoramento do efluente da ETE do distrito agroindustrial de Anápolis, Goiás (DAIA).** 2008.

SPIES, M.R. **Estrutura das comunidades de larvas de Trichoptera KIRBY, 1813 (Insecta) em riachos do Parque Estadual de Campos do Jordão, São Paulo, Brasil.** Universidade de São Paulo (USP). 136pp. 2009.

SPONSELLER, R.A.; BENFIELD, E.F & VALETT, H.M. **Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities.** Freshwater Biology, 46, p. 1409-1424. 2001.

TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G. **Larvas de Chironomidae (Díptera) do Estado de São Paulo: Guia de identificação e diagnose dos gêneros.** São

Carlos: PPG- ERN/UFSCar. 229p. 1995.

TUCCI, C.E.M. **Águas urbanas**. Estudos Avançados 22(63), 2008.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA- TUNDISI, T.; PARESCHI, D.C.; LUZIA, A.P.; VON
HAELING, P.H.; FROLLINI, E.H. **A Bacia Hidrográfica do Tietê/Jacaré: estudo de
caso em pesquisa e gerenciamento**. Estudos Avançados 22(63). 2008.