

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
CÂMPUS MEDIANEIRA
CURSO SUPERIOR DE TECNOLOGIA EM GESTÃO AMBIENTAL

LUÍS GABRIEL ANTÃO BARBOZA

**O BIOMONITORAMENTO AQUÁTICO COMO FERRAMENTA DE
GESTÃO AMBIENTAL**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

MEDIANEIRA
2011

LUÍS GABRIEL ANTÃO BARBOZA

O BIOMONITORAMENTO AQUÁTICO COMO FERRAMENTA DE GESTÃO AMBIENTAL

Trabalho de Conclusão de Curso de graduação, apresentado à disciplina de Trabalho de Diplomação, do Curso Superior de Tecnologia em Gestão Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR, como requisito parcial para obtenção do título de Tecnólogo.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Alberto Mucelin.

Co-Orientadora: Prof.^a Renata Ruaro



TERMO DE APROVAÇÃO

O biomonitoramento aquático como ferramenta de gestão ambiental

Por

Luís Gabriel Antão Barboza

Este Trabalho de Conclusão de Curso (TCC) foi apresentado às 14:00 h do dia 08 de dezembro de 2011 como requisito parcial para a obtenção do título de Tecnólogo no Curso Superior de Tecnologia em Gestão Ambiental, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Medianeira. O candidato foi argüido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho *...Aprovado...*

Prof. Dr. Carlos Alberto Mucelin
UTFPR – Câmpus Medianeira
(Orientador)

Prof.^a Renata Ruaro
UTFPR – Câmpus Medianeira
(Co-orientadora)

Prof. Esp. Thiago Edwiges
UTFPR – Câmpus Medianeira
(Convidado)

AGRADECIMENTOS

A Deus que é a razão de tudo, que me dá forças para superar os desafios e conseguir alcançar os meus objetivos.

Ao professor Dr. Carlos Alberto Mucelin – o responsável pelo meu ingresso no estudo da comunidade zoobentônica – por todos esses anos de orientação, pelos ensinamentos e amizade. Agradeço por ter me acolhido desde o início da graduação e me guiado nestes meus primeiros passos de minha formação científica. Principalmente agradeço pelos constantes incentivos e por me fazer acreditar que posso ir muito além.

A professora Renata Ruaro pela paciência, atenção e pelos valiosos ensinamentos na identificação dos organismos.

Ao professor Esp. Thiago Edwiges pelos conselhos e apoio prestados, principalmente na etapa final da execução deste trabalho.

Aos amigos e integrantes do Grupo de Pesquisa em Ecossistemas Aquáticos, Thiago Anzolin, Diane Biesdorf e Jefferson Sudbrack pela inestimável ajuda nos trabalhos de campo.

A amiga Larissa Bussler por fazer as incansáveis jornadas de triagem e identificação no laboratório serem mais divertidas (ela no fitoplâncton eu no zoobentos) e pela confiança depositada em mim nas revisões de seus manuscritos.

Aos professores Marcos Callisto (UFMG), Luiz Hubiratan Hepp (URI-ERECHIM), Daniel Buss (UFRJ) pela gentileza no envio de materiais.

A minha família, meu porto seguro, em especial à minha mãe, Maria, por fazer de meus sonhos os seus e de meus objetivos sua própria luta.

Por fim agradeço a todos que de alguma forma estiveram comigo nesta etapa e que me serviram de apoio e suporte possibilitando a conclusão deste trabalho.

*"..... vamos viver
Temos muito ainda por fazer
Não olhe para trás
Apenas começamos.
O mundo começa agora.
Apenas começamos..."*

Renato Russo

RESUMO

BARBOZA, Luís Gabriel Antão. **O Biomonitoramento Aquático como Ferramenta de Gestão Ambiental**. 2011. 64f. Monografia (Tecnologia em Gestão Ambiental) Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Medianeira, 2011.

Biomonitoramento pode ser definido como o uso sistemático das respostas de organismos vivos para avaliar as mudanças ocorridas no ambiente, geralmente causadas por ações antropogênicas. Os objetivos deste estudo foram investigar o Rio Alegria, cujo leito atravessa parte do perímetro urbano do município de Medianeira, Paraná – Brasil, sob o ponto de vista dos componentes abióticos e bióticos e caracterizar a atividade de biomonitoramento como ferramenta de gestão ambiental. Foram definidos quatro pontos de coleta ao longo do rio próximos a Estação de Tratamento de Esgoto e na área rural do município, onde foram coletadas amostras de água e sedimentos com uso de uma draga tipo Petersen. Foram investigadas determinadas variáveis bióticas como os macroinvertebrados bentônicos e variáveis abióticas como temperatura, condutividade, sólidos totais, pH, oxigênio dissolvido, largura e profundidade do canal do rio além da velocidade da água. Os macroinvertebrados foram identificados ao nível taxonômico de família. Para avaliação da qualidade da água por meio dos organismos aquáticos foram utilizados índices biológicos *Biological Biomonitoring Work Party System*, *Average Score Per Taxon*, *Family Biotic Index* e cálculo da Diversidade de Shannon-Wiener. Os resultados indicaram que as águas do rio Alegria são afetadas significativamente pelas diferentes atividades realizadas no seu entorno. A diversidade de organismos apresentou distribuição espacial diversificada, indicando influência das atividades antrópicas sobre a fauna, principalmente na porção do leito do Rio Alegria a jusante da Estação de Tratamento de Esgotos do município.

Palavras-chave: Biomonitoramento. Macroinvertebrados. Bentônicos. Gestão Ambiental.

ABSTRACT

BARBOZA, Luís Gabriel Antão. **The Aquatic Biomonitoring as a Tool for Environmental Management.** 2011. 64f. Monograph (Tecnologia em Gestão Ambiental) Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Medianeira, 2011.

Biomonitoring is defined as the systematic use of biological responses to assess environmental changes, usually anthropogenic impacts. The objectives of this study were to investigate the Alegria River, whose bed crosses through part of the urban perimeter of the municipality of Medianeira, Paraná – Brazil, under the point of view of the abiotic and biotic components and characterize the activity of biomonitoring as environmental management tool. It was defined four collection points along the river near the Sewage Treatment Plant and the rural area of the city, where it was collected water samples and sediments using a Petersen dredge type. Certain biotic variables were investigated as the benthic macroinvertebrate and abiotic variables such as temperature, conductivity, total solids, pH, dissolved oxygen, width and depth of the river channel and also the speed of water. The macroinvertebrates were identified to the taxonomic level of family. For evaluation of the quality of the water by means of the aquatic organisms were used biological indexes Biological Biomonitoring Work Party System, Average Score Per Taxon, Family Biotic Index and calculating the Shannon-Wiener Diversity. The results indicated that the Alegria River significantly affected by the different activities realized in his surroundings. The diversity of organisms presented diversified spatial distribution reflecting the influence of human activities on the fauna, especially in the portion of the Alegria River downstream the Sewage Treatment Plant of the municipality.

Keywords: Biomonitoring. Benthic Macroinvertebrates. Environmental Management.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – Etapas de um programa de biomonitoramento ambiental	17
FIGURA 2 – Fatores determinantes das comunidades bentônicas.....	22
FIGURA 3 – Localização geográfico do município de Medianeira – PR	26
FIGURA 4 – Conjunto de fotografias dos quatro pontos amostrais.....	27
FIGURA 5 – Croqui dos pontos amostrais do estudo.....	28
FIGURA 6 – Ponto de despejo do efluente no rio Alegria, Medianeira – PR.....	30
FIGURA 7 – Coletor do tipo Petersen modificado	31
FIGURA 8 – Gráfico dos valores de pH encontrados no período de estudo	37
FIGURA 9 – Gráfico dos valores da condutividade elétrica no período estudado.....	38
FIGURA 10 – Gráfico dos valores encontrados de sólidos totais dissolvidos	39
FIGURA 11 – Gráfico da correlação linear positiva entre os valores médios de sólidos totais dissolvidos e condutividade elétrica.....	40
FIGURA 12 – Gráfico dos valores de oxigênio dissolvido no período de estudo	41
FIGURA 13 – Gráfico dos valores da temperatura do ar registrada no período de estudo.....	42
FIGURA 14 – Gráfico dos valores da temperatura da água registrada no período de estudo.....	42
FIGURA 15 – Exemplares de macroinvertebrados bentônicos coletados	45
FIGURA 16 – Gráfico da pontuação das amostras no índice BMWP.....	47
FIGURA 17 – Gráfico da pontuação das amostras no índice ASPT	47
FIGURA 18 – Gráfico da pontuação das amostras para o índice FBI.....	48
FIGURA 19 – Gráfico da pontuação das amostras para o índice de Shannon-Wiener	49
FIGURA 20 – Gráfico da quantidade de indivíduos por pontos e diferentes habitats amostrados.....	51
FIGURA 21 – Gráfico da riqueza e abundância de organismos por ponto amostral.....	51

LISTA DE QUADROS E TABELAS

QUADRO 1 – Parâmetros físico-químicos avaliados	32
QUADRO 2 – Organismos e valores de tolerância amostrados no Rio Alegria, Medianeira – PR	44
TABELA 1 – Classificação da qualidade da água segundo o BMWP	33
TABELA 2 – Classificação da qualidade da água segundo o ASPT	34
TABELA 3 – Classificação da qualidade da água segundo FBI	34
TABELA 4 – Índice da comunidade bentônica para rios	35
TABELA 5 – Parâmetros físico-químicos avaliados por ponto de amostragem	36

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	9
2 REVISÃO DE LITERATURA	11
2.1 A GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS NO BRASIL	11
2.2 PRINCÍPIOS ORIENTADORES DA GESTÃO DAS ÁGUAS	13
2.3 O BIOMONITORAMENTO COMO FERRAMENTA DE GESTÃO AMBIENTAL .	15
2.4 O BIOMONITORAMENTO NA LEGISLAÇÃO.....	18
2.5 MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM PROGRAMAS DE BIOMONITORAMENTO.....	20
2.6 ÍNDICES BIOLÓGICOS	23
3 OBJETIVOS	25
4 MATERIAL E MÉTODOS	26
4.1 CARACTERIZAÇÃO DO LOCAL DE ESTUDO	26
4.1.1 O Rio Alegria	29
4.1.2 Estação de Tratamento de Esgoto de Medianeira	30
4.2 METODOLOGIA DE CAMPO.....	31
4.3 ATIVIDADE EM LABORATÓRIO	32
4.4 DESCRITORES BIOLÓGICOS	32
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
5.1 VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS.....	36
5.1.1 pH.....	37
5.1.2 Condutividade Elétrica	38
5.1.3 Sólidos Totais Dissolvidos	39
5.1.4 Oxigênio Dissolvido	40
5.1.5 Temperatura.....	42
5.2 VARIÁVEIS BIÓTICAS.....	44
5.2.1 Macroinvertebrados bentônicos	44
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	53
5 REFERÊNCIAS	54

1 INTRODUÇÃO

Este trabalho é uma investigação realizada no contexto do Rio Alegria cujo leito atravessa parte do perímetro urbano do município de Medianeira, estado do Paraná - Brasil. Foram estudados determinados parâmetros bióticos e abióticos desse rio em pontos amostrais, os quais ficam localizados na área rural próximo a área urbana e nas proximidades da Estação de Tratamento de Esgoto – ETE, da cidade.

As investigações já realizadas no Rio Alegria indicaram que as atividades urbanas afetam negativamente a qualidade da água, especialmente pela disposição de esgotos domésticos *in natura* e esgotos do comércio e da indústria. Entre os principais estudos desenvolvidos acerca da água da microbacia do rio Alegria cita-se Menegol (2002), Silveira e Rosa (2009), Barboza *et al.*(2011) e Queiroz *et al.* (2011).

Silveira e Rosa (2009) e Menegol (2002) através da análise de alguns fatores abióticos, avaliaram as condições da qualidade da água do Rio Alegria e concluíram que são significativos os impactos provocados ao longo do seu leito.

Barboza *et al.* (2011) ao utilizarem o Índice *Biological Monitoring Working Party* – BMWP para avaliar a qualidade da água do Rio Alegria, registraram escores muito baixos, que traduzia em resultados significativos de poluição nos pontos estudados.

Estudos realizados por Queiroz *et al.* (2011) no Rio Alegria, apontaram boa qualidade da água nos pontos estudados e demonstraram que apesar de receber vários despejos de esgotos domésticos e industriais, o mesmo apresenta uma boa capacidade de autodepuração.

Os trabalhos mencionados indicam que os estudos na micro-bacia do rio Alegria têm sido conduzidos de forma esporádica o que corrobora a necessidade de pesquisas que enfoquem comparativamente as diferenças físicas, químicas e biológicas de áreas impactadas e de áreas próximas às suas condições naturais, com vistas a contribuir com medidas de recuperação e manejo, bem como a implantação de programas de biomonitoramento.

Esta investigação foi desenvolvida e esteve norteadada pela crença de que por meio de um estudo integrado que envolva aspectos físicos, químicos e biológicos e que compare o mesmo sistema em pontos com diferentes graus de influência antrópica é possível analisar e caracterizar o rio em estudo e fornecer informações que possibilitem aos órgãos competentes tomar medidas cabíveis de manejo, recuperação e gestão da área.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 A GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS NO BRASIL

O marco legal da gestão de recursos hídricos no Brasil é o Código de Águas de 1934. Todavia, muitos de seus dispositivos só foram regulamentados pela Constituição Federal de 1988 (NOGUEIRA, 2004). Até então, as águas que poderiam ser de domínio público ou privado, com o advento da Constituição, foram alcançadas à categoria de bens de uso comum do povo (Art. 225), e não mais se admitiu a propriedade privada das águas (BELLUTA, 2009).

Na Constituição Federal em seu artigo 20, parágrafo 3º é previsto:

São bens da União os lagos, rios e quaisquer correntes de água em terrenos de seu domínio, ou que banhem mais de um Estado, sirvam de limites com outros países, ou se estendam a território estrangeiro ou dele provenham, bem como os terrenos marginais e praias fluviais.

A Lei nº 9.433/97, promulgada em 08 de janeiro de 1997, conhecida como Lei das Águas, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e institui a Política Nacional de Recursos Hídricos (NOGUEIRA, 2004). Essa política se baseia nos fundamentos de que a água é um bem de domínio público e um recurso natural limitado, dotado de valor econômico; a Bacia Hidrográfica é a unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos; e a sua gestão deve sempre proporcionar o uso múltiplo, ser descentralizada e contar com a participação do poder público, dos usuários e da comunidade.

Os princípios básicos de gestão de recursos hídricos em território brasileiro são expressos na Constituição Federal de 1988 e na legislação federal sobre os recursos hídricos. Lana (2009) ressalta que um grande esforço legislativo foi desenvolvido no Brasil na busca de se estabelecer um moderno sistema para os recursos hídricos, no âmbito nacional e dos Estados.

Existem atualmente diversas leis que instituem sistemas de recursos hídricos em diferentes estágios de implantação. No âmbito da União com a aprovação da Lei 9.433/97 foi instituído a Política Nacional de Recursos Hídricos – PNRH e criado o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Os fundamentos da PNRH estabelecem:

- I - a dominialidade pública da água, decorrente de dispositivo constitucional;
- II - sua limitação e, por isto, o valor econômico que adquire;
- III - a prioridade do consumo humano e animal, nas situações de escassez;
- IV – o destaque para o uso múltiplo da água;
- V - o reconhecimento da bacia hidrográfica como a unidade territorial ideal para implementação da Política Nacional e atuação do Sistema Nacional de Gestão de Recursos Hídricos;
- VI - a necessidade da descentralização e da participação do Poder Público, dos usuários e das comunidades na gestão dos recursos hídricos.

As diretrizes gerais de ação são enumeradas abaixo. Para viabilizar a implementação das mesmas, é prevista a articulação da União com os Estados por meio do gerenciamento dos recursos hídricos de interesse comum.

- I - a gestão sistemática dos recursos hídricos, sem dissociação dos aspectos de quantidade e qualidade;
- II - a adequação da gestão de recursos hídricos às diversidades físicas, bióticas, demográficas, econômicas, sociais e culturais das diversas regiões do País;
- III - a integração da gestão de recursos hídricos com a gestão ambiental;
- IV - a articulação do planejamento de recursos hídricos com o dos setores usuários e com os planejamento regional, estadual e nacional;
- V - a articulação da gestão de recursos hídricos com a do uso do solo;
- VI - a integração da gestão das bacias hidrográficas com a dos sistemas estuarinos e zonas costeiras.

A Lei 9433/97 traz ainda em seu artigo 5º, os instrumentos de gestão que poderão ser utilizados na viabilização dos objetivos da PNRH, sendo estes:

- I - os Planos de Recursos Hídricos;

- II - o enquadramento dos corpos de água em classes de usos preponderantes;
- III - a outorga dos direitos de uso;
- IV - a cobrança pelo uso;
- V – VETADO;
- VI - o Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos.

Também no âmbito federal, a Resolução nº 20, de 18 de junho de 1986, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), estabeleceu a classificação para as águas doces, salobras e salinas em território nacional, limites e/ou condições para essas águas, bem como para o lançamento de efluentes de qualquer fonte poluidora. Essa resolução vigorou por quase 20 anos quando foi revogada pela Resolução nº 357 do CONAMA/2005. Esta apresenta os padrões de diversos parâmetros para o enquadramento das águas brasileiras tornando-se uma referência importante para o monitoramento da qualidade hídrica (TOFOLI, 2010).

Mais recentemente, foi publicada no Diário Oficial da União em 16 de maio de 2011, a Resolução CONAMA 430/2011, que além de complementar e alterar a Resolução CONAMA 357/05, dispõe sobre as condições, parâmetros, padrões e diretrizes para gestão do lançamento de efluentes de qualquer fonte poluidora em corpos de água receptores.

Pontes e Schramm (2004) argumentam que mais do que nunca, as cidades brasileiras estão desafiadas a articular a gestão urbana e a gestão ambiental, e integrar as políticas de planejamento urbano com a política ambiental, em especial a política de recursos hídricos.

2.2 PRINCÍPIOS ORIENTADORES DA GESTÃO DAS ÁGUAS

Nos anos 80, Veiga da Cunha sintetizou os princípios orientadores da gestão das águas. Estes, conforme Lana (2009) formam um conjunto de 11 princípios que norteiam a gestão racional do uso, controle e proteção das águas e estão resumidamente citados a seguir:

- a avaliação dos benefícios para a coletividade resultantes da utilização da água deve levar em conta a qualidade do ambiente, o nível e as condições de vida;
- a unidade básica de gestão dos recursos hídricos deve ser a bacia hidrográfica;
- a capacidade de autodepuração dos cursos de água deve ser considerada como um recurso natural devendo os benefícios resultantes desta, reverter para a coletividade;
- a gestão das águas deve abranger tanto as águas interiores superficiais e subterrâneas como as águas marítimas costeiras;
- a gestão dos recursos hídricos deve considerar a ligação estreita existente entre os problemas de quantidade e qualidade das águas;
- a gestão dos recursos hídricos deve processar-se no quadro do ordenamento do território, visando a compatibilização, nos âmbitos regional, nacional e internacional;
- a crescente utilização dos recursos hídricos bem como a unidade destes em cada bacia hidrográfica acentua a incompatibilidade da gestão das águas com sua propriedade privada;
- todas as utilizações dos recursos hídricos, com exceção das correspondentes a captações diretas de água de caráter individual, para a satisfação de necessidades básicas, devem estar sujeitas a autorização do Estado.
- é essencial assegurar a participação da população para se colocar em prática uma política de gestão das águas.
- a autoridade em matéria de gestão dos recursos hídricos deve pertencer ao Estado;
- na definição de uma política de gestão das águas devem participar todas as entidades com intervenção nos problemas da água, mas deve-se competir a um único órgão a responsabilidade pela execução desta política.

2.3 O BIOMONITORAMENTO COMO FERRAMENTA DE GESTÃO AMBIENTAL

Para Cairns *et al.* (1993) é de suma importância a adequada identificação dos efeitos das ações antrópicas sobre os sistemas biológicos para que seja possível

distinguir as variações naturais que ocorrem ao longo das estações no ano, por exemplo, daquelas variações induzidas pelo homem, através de suas alterações no funcionamento do ecossistema. Para os autores, se esta distinção for feita corretamente, então seremos capazes de monitorar e usufruir os recursos naturais de forma racional.

Paz *et al.* (2008) argumentam que a conservação e a gestão adequada de rios e a manutenção de sua integridade ecológica são fundamentais para preservar a saúde e a biodiversidade dos ecossistemas aquáticos continentais brasileiros.

Esta preocupação com a preservação da biota aquática data do início século passado. Entre 1908 e 1909, dois pesquisadores alemães, Kolkwitz e Marsson, desenvolveram uma nova abordagem para estudos sobre poluição da água, que foi por eles denominada "*Ecology of plant and animal saprobia*". Eles sugeriram que muitas zonas bem definidas existentes em um rio poluído por detritos, as áreas atingidas pelo lançamento dos dejetos eram seguidas por sucessivas zonas de recuperação. Desse modo, determinadas espécies de plantas e animais característicos de cada zona, e a qualidade da água do rio poderia ser classificada analisando-se sua comunidade biótica. Esta abordagem foi mais explorada posteriormente originando o conceito de "organismos indicadores" e, atualmente, tem sido utilizada não apenas em estudos sobre qualidade da água, mas em diversos outros campos da ambiência (BARBOZA *et al.*, 2010).

De acordo com Ladson *et al.* (1999) o monitoramento biológico ou biomonitoramento pode ser definido como o uso sistemático de respostas biológicas para avaliar mudanças ambientais com o objetivo de utilizar esta informação em um programa de controle de qualidade ambiental. Os autores ressaltam que nesse caso, o uso de organismos vivos especialmente aqueles que apresentam sensibilidade ou tolerância a determinadas condições ambientais, são essenciais para captar aspectos do ambiente e fornecer informações científicas e de gerenciamento úteis.

De acordo com Rebouças (1999) para que as ações tomadas na redução dos danos ao meio ambiente e no controle ambiental sejam eficazes ao ponto de impedir que os problemas decorrentes da poluição da água comprometa seu aproveitamento múltiplo e integrado, é necessário que aconteça o gerenciamento desse recurso por meio de estudos de avaliação e acompanhamento a partir de programas de monitoramento.

Callisto *et al.* (2004) ressaltam que a utilização da biota aquática em programas de gerenciamento ambiental é hoje apontada como uma ferramenta importante, por meio da qual é possível inferir acerca da integridade dos ecossistemas, bem como, da qualidade ambiental.

Togoro (2006) afirma que o monitoramento biológico em rios além de fornecer diretrizes possíveis de regulamentar o uso dos recursos hídricos, é essencial para identificar as respostas do ambiente aos impactos causados pela ação antrópica.

Segundo Ottoni (2009) é cada vez mais frequente e recomendado por pesquisadores o uso de bioindicadores como ferramenta de avaliação ambiental, uma vez que as amostragens físico-químicas possuem altos custos, são ineficazes para detectar mudanças nas condições ambientais naturais dos sistemas lóticos quando esses são submetidos a perturbações de origem difusa e possuem um caráter analítico instantâneo, e, juntamente com os testes biológicos *ex situ*, são considerados insuficientes para caracterizar as respostas do ecossistema à poluição.

Allan e Johnson (1997) destacam que os programas de biomonitoramento são cada vez mais apontados como uma abordagem apropriada para pesquisa em gestão de recursos hídricos em países em desenvolvimento, pois segundo eles, tais programas envolvem abordagens em escalas espaço-temporais e níveis de organização variados, o que permite extrapolar o ambiente aquático e incluir também o seu entorno, de forma a incorporar o conceito de bacias hidrográficas, que para Gonçalves Júnior (2006), em função da valoração da água e sua importância para o desenvolvimento humano, passaram a ser consideradas unidades espaciais de estudo para o planejamento, gerenciamento e desenvolvimento humano na paisagem.

Togoro (2006) acredita que o uso de ferramentas bióticas ao mesmo tempo em que contribui para aprimorar a qualidade das informações adquiridas do sistema aquático auxilia no manejo e na aplicação de recursos direcionados a recuperação e preservação desse ambientes. O mesmo autor destaca que no caso específico de estudos em bacias hidrográficas, a seleção de indicadores adequados e a formulação de índices de integridade de ecossistemas é um meio pelo qual é possível monitorar o uso dos recursos hídricos e avaliar a eficácia/eficiência das políticas a serem implantadas.

Silveira (2004) discorre que o número de pesquisadores que utilizam comunidades bióticas para avaliar as condições dos ambientes aquáticos é cada vez maior, principalmente àqueles que utilizam a comunidade de macroinvertebrados bentônicos. A autora ressalta que o estudo de comunidades pode ser uma ferramenta útil para auxiliar no gerenciamento ambiental, uma vez que são capazes de captar aspectos da condição ambiental e fornecer valiosas informações científicas e ações de manejo para o sistema.

A aplicação de programas de biomonitoramento por meio de bioindicadores de qualidade de água ocorre em etapas – Figura 1. Como resultado destes programas, pode-se avaliar a eficiência de estações de tratamento de esgotos e subsequentes lançamentos em corpos d'água, assoreamentos em rios, efeito de chuva ácida e de práticas agrícolas, remoção da vegetação ripária e efeitos da introdução de espécies exóticas sobre as espécies existentes no local (CALLISTO *et al.*, 2011).

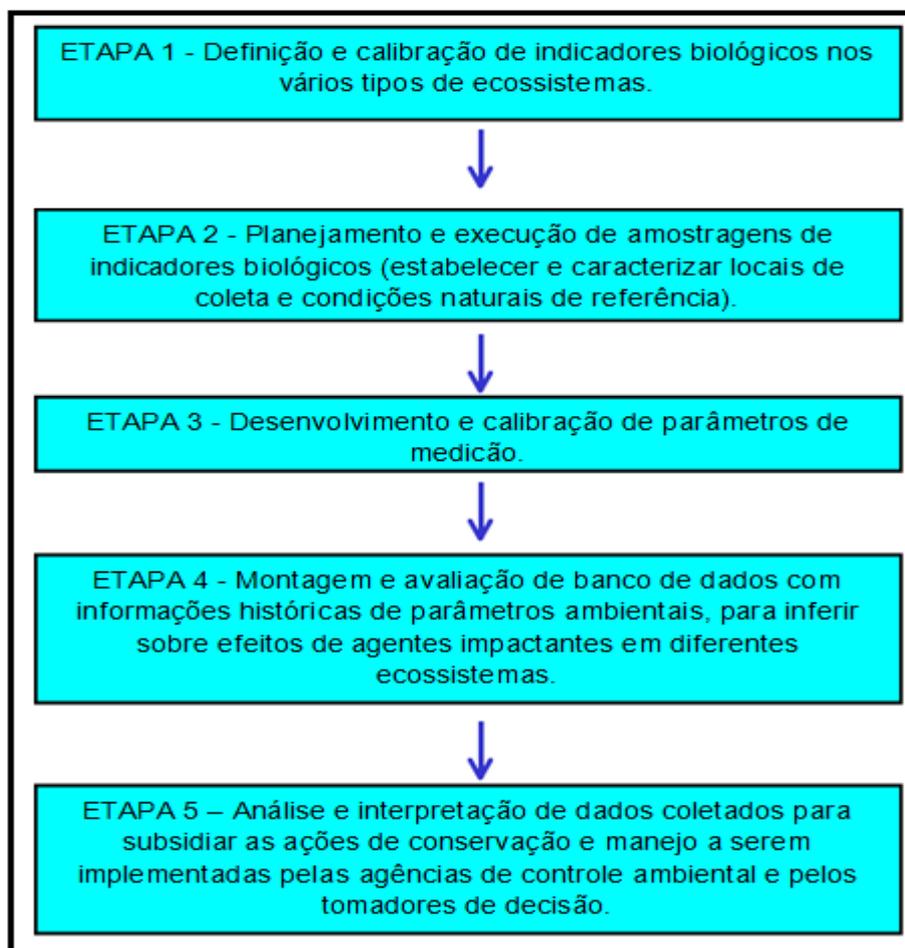


Figura 1 – Etapas de um programa de biomonitoramento ambiental
Fonte: adaptado de Callisto *et al.* (2011).

Portanto, para se fazer uso de bioindicadores de qualidade de água em programas de biomonitoramento é necessário saber quais são as comunidades biológicas que devem ser monitoradas, como monitorá-las, qual será o custo do monitoramento e de que forma será realizada a análise e interpretação dos dados.

O desenvolvimento de um programa de biomonitoramento adequado necessita de critérios e padrões bem estabelecidos, logo, é necessário desenvolver e calibrar parâmetros metodológicos para a execução de tal atividade.

As informações obtidas no decorrer do programa devem ser repassadas às agências governamentais de controle ambiental, por intermédio de relatórios objetivos e de fácil compreensão que apresentem os resultados obtidos para que possam ser utilizados na solução e/ou mitigação dos impactos ambientais acerca da qualidade da água dos ecossistemas aquáticos e seu entorno, como também possa orientar os diferentes segmentos da sociedade quanto ao seu uso adequado.

2.4 O BIOMONITORAMENTO NA LEGISLAÇÃO

A gestão de bacias hidrográficas brasileiras requer segundo Silveira (2004) a avaliação de possíveis impactos antrópicos que porventura venham ocorrer. A autora afirma que a degradação dos rios tem sido registrada por mudanças legislativas, institucionais e, por pesquisas, portanto, um importante componente do gerenciamento ambiental é o uso de indicadores para captar aspectos da condição ambiental e fornecer informações científicas e de gerenciamento úteis.

Observações realizadas por Queiroz (2009, p.8) aponta que alguns países há muito tempo incorporam o biomonitoramento à sua legislação:

No Canadá o “*Ontario Water Act*” de 1996, já usava o WQI – “*Water Quality Index*”, que considera a comunidade bentônica em índice quantitativo. Nos Estados Unidos o “*Clean Water Act*” de 1972, inicialmente chamado de “*US Pollution Act Amends*” adotou como indicador de condições ambientais a saúde ecológica. Na Oceania o “*Australian Quality Guidelines*”, instituído pelo “*Australian and New Zealand Environmental and Conservation Council – Anzee*” – 1995, incorporou uma série de indicadores biológicos e ecológicos de qualidade de água (...) A WFA – *Water Framework Directive* que é a estrutura de monitoramento de qualidade de água da União Europeia

determinou a necessidade de se avaliar a qualidade da água por fatores biológicos.

De acordo com Togoro (2006), na legislação americana, a integridade ecológica é um conceito chave para o manejo de recursos naturais e proteção ambiental. Naquele país, a *Federal Water Pollution Control Act*, ou simplesmente, *Clean Water Act*, estipula diretamente o desenvolvimento de critérios baseados em avaliação biológica dos ecossistemas naturais. As seções 303 e 304, da referida legislação, fornecem a base para o desenvolvimento do critério biológico e esta última institui que a Agência de Proteção Ambiental Americana desenvolva e publique informações de métodos para estabelecer e mensurar critérios de qualidade de água, a qual inclui procedimento de avaliação e monitoramento biológico.

Como exemplo de bioindicadores utilizados em programas de biomonitoramento Moulton (1998) destaca a comunidade de macroinvertebrados bentônicos, em especial os insetos aquáticos. O autor ressalta que tais organismos têm sido utilizados extensivamente no monitoramento da saúde e integridade de ecossistemas aquáticos e alcançado um importante papel na legislação ambiental de certos estados e países.

A informação de que organismos aquáticos podem ser utilizados como indicadores da condição da água teve reflexo na legislação brasileira no que diz respeito ao estabelecimento de diretrizes para a avaliação e a conservação dos ecossistemas aquáticos (FLORIANO, 2007). Buss *et al.* (2008) destacam que em consonância com tais objetivos, a legislação brasileira teve grandes avanços nas últimas décadas no que diz respeito ao estabelecimento de ferramentas e diretrizes para a avaliação e a conservação de tais ecossistemas.

Na legislação brasileira, destacam-se a Lei 9.433/97, que estabelece a Política Nacional de Recursos Hídricos, a Resolução CONAMA 274/00 que estabelece os padrões de qualidade para a balneabilidade, a Portaria 518/04 do Ministério da Saúde que define os padrões para potabilidade da água e a Resolução Conama 357/05 que revê os padrões para a classificação dos corpos d' água segundo seus usos, e estabelece os limites para lançamento de efluentes para cada classe (FLORIANO, 2007; BUSS *et al.*, 2008).

Togoro (2006) argumenta que na Lei 9.433/97 em nenhum momento os recursos hídricos são apresentados como um ecossistema aquático com biota e todas as inúmeras relações tróficas entre os seres que ali vivem. Segundo o autor, não há especificação clara relativa aos monitoramentos e aos parâmetros que deveriam ser realizados. Porém, apesar de não ter sido incluído diretamente como um dos instrumentos, o monitoramento está implícito como processo essencial as implantações dos instrumentos definidos, bem como para a própria existência do Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos.

Consta na Resolução CONAMA 357/05 (artigo 8º, parágrafo 3º) que: “A qualidade dos ambientes aquáticos poderá ser avaliada por indicadores biológicos quando apropriado, utilizando-se organismos e/ou comunidades aquáticas”. Neste documento, pela primeira vez o uso de instrumentos de avaliação biológica é citado na legislação brasileira.

Para Buss *et al.* (2008) apesar dos avanços, ainda existe uma lacuna a ser preenchida na legislação brasileira, pois a mesma não faz qualquer menção à padronização dos métodos a serem usados no monitoramento biológico.

2.5 MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM PROGRAMAS DE BIOMONITORAMENTO

O conhecimento de que diferentes organismos apresentam maior ou menor sensibilidade a determinados poluentes constitui a base para a utilização da biota como indicadora biológica da qualidade da água. Piedras *et al.* (2006) citaram que os organismos aquáticos, principalmente invertebrados, são os que melhor respondem às mudanças das condições ambientais. Discorrem também que ambientes fortemente impactados apresentam poucas espécies, que se estiverem bem adaptadas, podem exibir ótimo desenvolvimento e o monitoramento de estações a montante e a jusante da fonte poluidora, pode identificar as consequências ambientais para a qualidade de água e saúde do ecossistema aquático.

Pinho *et al.* (2006) destacaram que o conceito “macroinvertebrados” depende da definição de dois componentes: “macro” e “invertebrados”. De acordo com os autores invertebrados compreendem todos os Metazoa não-vertebrados e o sufixo macro desempenha o papel de delimitar o universo do pesquisador aos invertebrados de determinado tamanho, geralmente os observáveis a olho nu, retidos em malhas de rede entre 0,2-05 mm. O termo “bentônico” deriva do grego *benthos* que significa fundo.

Queiroz *et al.* (2000) relatam que os principais representantes da comunidade bentônica pertencem aos Filos Annelida e Mollusca e às classes Crustacea e Insecta, a qual abrange na última, principalmente, formas imaturas, larvas e ninfas. Alguns desses organismos são extremamente sensíveis à poluição e às alterações do habitat e, suas populações tendem a desaparecer assim que ocorrem modificações no ambiente. Outros, no entanto, desenvolveram adaptações que os tornam muito tolerantes às más condições ambientais, por isso é comum observar um grande crescimento de sua população em locais de péssima qualidade de água.

No contexto da abordagem do biomonitoramento, os macroinvertebrados bentônicos são apontados como indicadores ideais das condições ambientais, por exhibir vantagens na avaliação das condições locais da qualidade das águas. Tais vantagens são descritas por Griffiths (1993, p.05):

a) são abundantes em todos os tipos de sistemas aquáticos, vivendo sobre o substrato; b) são facilmente coletados com equipamentos relativamente simples e barato; c) possuem baixa mobilidade, permitindo uma análise espacial eficiente dos efeitos de poluentes e de perturbações físicas do meio; d) possuem ciclos de vida considerados relativamente longos, quando comparados a outros organismos, o que possibilita a elucidação de padrões temporais de alterações causadas por perturbações; e) exibem ampla variedade de tolerância a vários graus e tipos de poluição; e f) são uma medida holística do impacto ecológico, pois integram os efeitos de todos os poluentes e as condições do ambiente ao longo do tempo.

Além das características já mencionadas, Queiroz (2008) aponta que os macroinvertebrados são bons integrantes da química da água e do sedimento e, portanto, um nível de contaminante considerado normal ou aceitável dentro dos limites estabelecidos pelos órgãos ambientais, pode ser subletal o suficiente para ser detectado por efeitos no crescimento, reprodução ou fisiologia de espécies na comunidade bentônica.

Como bem acentua Magalhães (1989) os macroinvertebrados bentônicos respondem não somente a alterações do estado da água, mas também a diversos fatores inerentes ao próprio biótopo – Figura 2, o qual permite utilizar esta comunidade como descritores do funcionamento dos ecossistemas.

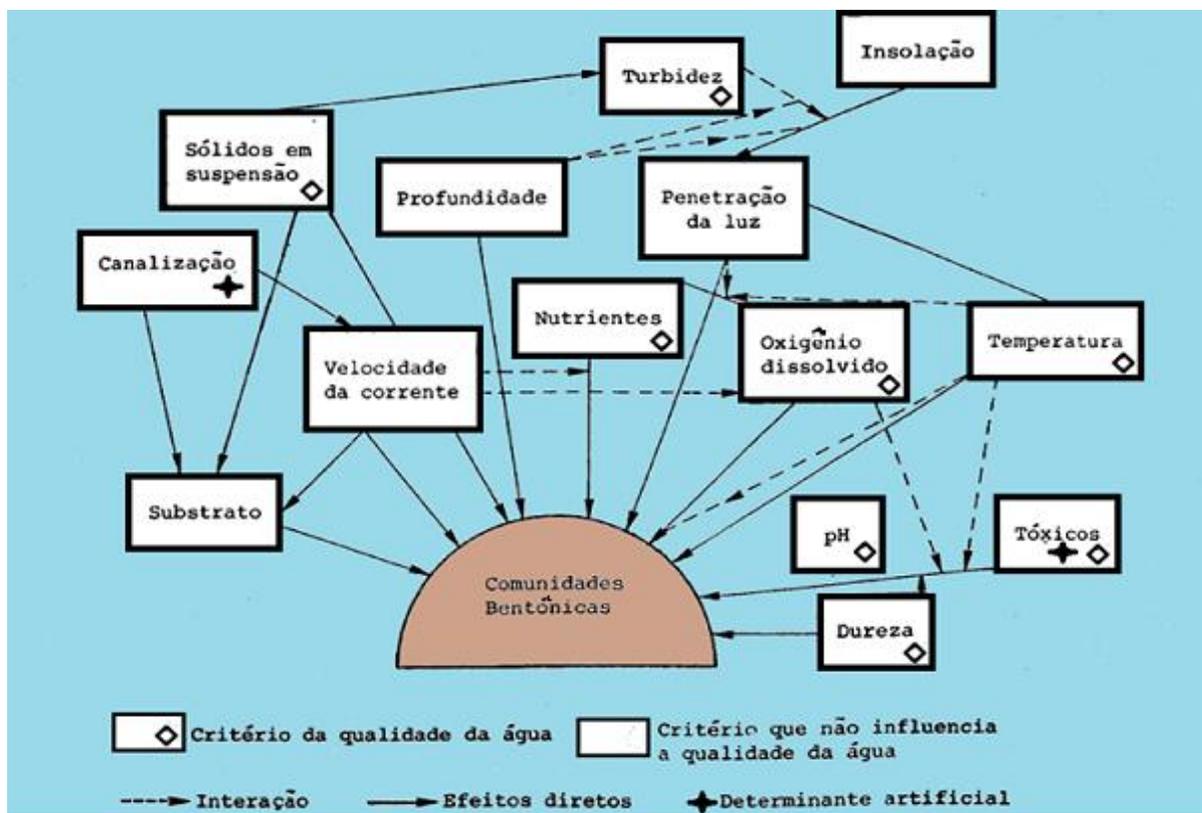


Figura 2 – Fatores determinantes das comunidades bentônicas
 Fonte: Adaptado de Magalhães (1989).

Roque *et al.* (2011) mencionam que no Brasil, os estados do Sul e do Sudeste são os que reúnem as principais experiências, até o momento, em relação ao uso de macroinvertebrados como indicadores em programas oficiais de monitoramento da qualidade de seus recursos hídricos.

Conforme Câmara (2004) quando comparados aos métodos físicos e químicos, os métodos biológicos requerem menos equipamentos, têm resultados mais rápidos e são mais baratos do que os anteriores, entretanto, a autora ressalta que apesar dessas vantagens, os métodos biológicos não eliminam a necessidade de análises químicas e físicas na avaliação da qualidade dos corpos d'água.

2.6 ÍNDICES BIOLÓGICOS

O aumento das pesquisas e o consequente conhecimento das comunidades dos ambientes aquáticos sejam de peixes, plâncton, macrófitas, macroinvertebrados entre outras, possibilitou que determinadas variáveis fossem unidas e utilizadas na avaliação de alterações e degradações ambientais, com a proposição de índices biológicos, os quais podem ser utilizados para auxiliar à gestão e controle de poluição dos recursos naturais (QUEIROZ, 2009).

Segundo Davis (1995), o desenvolvimento e aplicação do primeiro sistema de classificação de rios foram baseados nas respostas da comunidade aquática ao enriquecimento orgânico formando distintas zonas longitudinais nos rios. Conforme o autor, este sistema sapróbico resultou eventualmente no desenvolvimento de índices numéricos para descrever a estrutura da comunidade e da assembléia baseada na tolerância e sensibilidade a diferentes tipos de poluição.

Watanabe (2007) discorre que no momento da escolha de um índice algumas propriedades devem ser levadas em consideração, dentre as quais destacam-se a relevância ecológica, a sensibilidade ao gradiente de qualidade e a sazonalidade, a adaptabilidade geográfica e a facilidade de compreensão e cálculo.

O uso de índices bióticos, segundo Queiroz (2009) foi especificamente desenvolvido para a detecção de poluição orgânica, mas abordagens recentes têm levado também em consideração outras formas de poluição.

Lucey (1987) destaca que os índices de diversidade são as medidas de estrutura mais amplamente utilizadas na premissa de que a comunidade sob estresse sofrerá uma redução na diversidade, de modo que, com o aumento da poluição, haverá um aumento desproporcional de um conjunto reduzido de espécies tolerantes com a eliminação das espécies mais sensíveis. Portanto, como estes incorporam tanto a riqueza quanto a uniformidade, o desequilíbrio será indicado pela diminuição de seu valor.

As vantagens dos índices de diversidade e índices bióticos, segundo Davis (1995) é que eles reduzem as complexas interações e respostas da poluição da comunidade aquática em um simples número para intenções de gerenciamento de qualidade de água. Para Yoder e Ranking (1998), investir no desenvolvimento e

implementação de tais índices é de fundamental importância para ampliar as habilidades do gestor de água em avaliar, regular e comunicar as alterações da qualidade ambiental.

3 OBJETIVOS

Este estudo teve como objetivo principal investigar o Rio Alegria, cujo leito atravessa parte do perímetro urbano do município de Medianeira Estado do Paraná – Brasil, sob o ponto de vista dos componentes abióticos e bióticos e caracterizar a atividade de biomonitoramento como ferramenta de gestão ambiental.

Foram estabelecidos os seguintes objetivos específicos:

- monitorar quatro pontos amostrais do rio Alegria e caracterizar determinadas variáveis abióticas;
- relacionar os atributos da estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos com o grau da qualidade do ambiente;
- comparar áreas com diferentes graus de preservação ambiental e de pressões antrópicas em relação a parâmetros bióticos e abióticos.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 CARACTERIZAÇÃO DO LOCAL DE ESTUDO

O estudo foi desenvolvido na região Oeste do Paraná, mais especificamente no município de Medianeira – PR, Brasil – Figura 3. Medianeira pertence à microrregião 36 do Oeste do Estado do Paraná e tem um de seus pontos localizados localizada nas coordenadas latitude $25^{\circ}17'40''$ S e longitude $54^{\circ}05'30''$ W - GW.



Figura 3 – Localização geográfica do município de Medianeira – PR
Fonte: Mucelin (2006).

A investigação foi realizada no Rio Alegria em quatro pontos amostrais, sendo três pontos próximos ao lançamento do efluente final da Estação de Tratamento de Esgoto do município de Medianeira (P2 – 50 m a montante do lançamento; P3 – no ponto de lançamento e P4 – 50 m a jusante do lançamento) e um ponto na área rural

próxima à área urbana do Município (P1) – Figuras 4 e 5. O Ponto 1 foi escolhido por ser um local com pouca influência antrópica. Os demais pontos foram selecionados para verificar de que maneira a ETE influencia a qualidade da água do corpo receptor e quais os reflexos para a biota aquática, em especial a comunidade macro bentônica.



Figura 4 – Conjunto de fotografias dos quatro pontos amostrais
Fotografias: Luís Gabriel A. Barboza (2011).

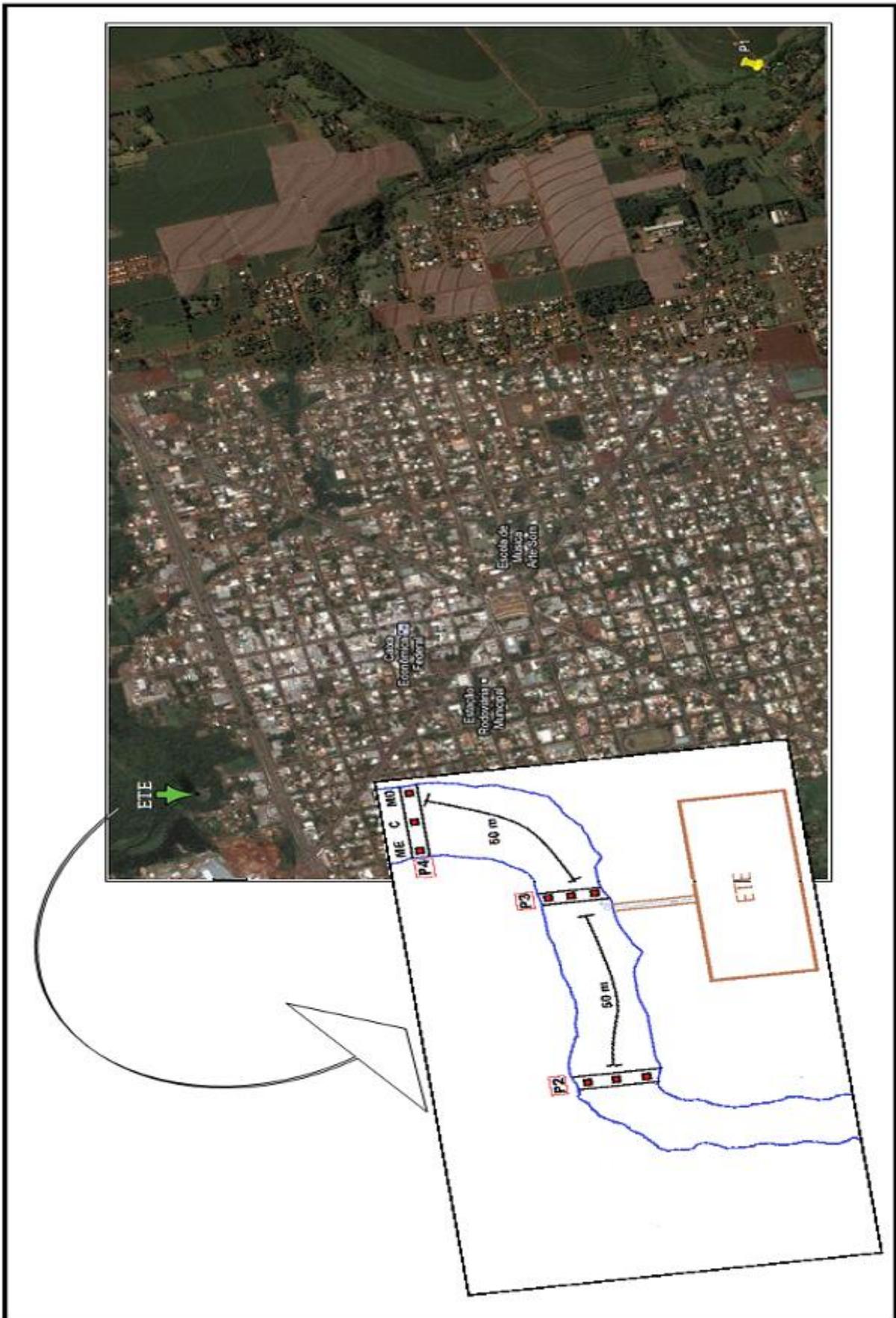


Figura 5 – Croqui dos pontos amostrais do estudo
Fonte: Google Earth/Luís Gabriel A. Barboza (2011).

4.1.1 O Rio Alegria

A microbacia do Rio Alegria está localizada no município de Medianeira estado do Paraná. Esse rio tem suas nascentes localizadas na área rural do município e recebe água de seus afluentes, tais como a Sanga Magnólia, Sanga Maduri e Sanga Maguari e, é um dos tributários do rio Ocoí que tem sua foz no Reservatório de Itaipu.

Trata-se do principal manancial de Medianeira, pois é utilizado pela Empresa Companhia de Saneamento do Estado do Paraná - Sanepar para captar a água que depois de tratada abastece a cidade. A captação é realizada à montante da ETE.

Esse rio apresenta o percurso de seu leito no contexto urbano da cidade de Medianeira. No decorrer do seu percurso é afetado por várias fontes pontuais e difusas, tais como, contribuições clandestinas de esgoto doméstico, esgoto sanitário municipal, bem como despejos de efluentes industriais.

O Rio Alegria pertence ao grupo de rios de Classe 02. Conforme dispõe a Resolução CONAMA nº 357/05, rios de Classe 2 podem ser destinados ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional, à proteção das comunidades aquáticas e à recreação de contato primário, tais como natação e mergulho, irrigação, aquicultura e atividades de pesca.

De acordo com a SANEPAR (2011) o Rio Alegria apresenta uma vazão média de aproximadamente 350 L.s^{-1} antes das instalações da estação de tratamento de água e que no decorrer do rio a vazão aumenta devido à ocorrência de nascentes, o que contribui para o aumento de sua vazão média que chega ao valor aproximado de 370 L.s^{-1} até desaguar no Lago de Itaipu.

4.1.2 Estação de Tratamento de Esgoto de Medianeira

A ETE está situada dentro do perímetro urbano do município de Medianeira – PR e tem um dos seus pontos localizados entre as latitudes 25°17'11.19"S e longitude 54°6'4.94"W - GW.

O município de Medianeira apresenta 41.659 habitantes (IBGE, 2010), porém a rede de coleta de esgoto da SANEPAR no município possui 22 Km, o que corresponde ao atendimento de apenas 8,3% da população, entre residências e comércio local (SANEPAR, 2011).

O sistema utilizado para o tratamento dos esgotos é composto por gradeamento seguido de caixas de areia e como tratamento secundário (biológico) é utilizado o RALF (Reator Anaeróbio de Lodo Fluidizado). Ao fim do tratamento o efluente é lançado no Rio Alegria – Figura 6.



Figura 6 – Ponto de despejo do efluente no rio Alegria, Medianeira - PR
Fotografia: Luis Gabriel A. Barboza (2011).

4.2 METODOLOGIA DE CAMPO

Foram realizadas seis campanhas de campo – quinzenalmente durante os meses de agosto, setembro e outubro de 2011 – com vistas à obtenção de amostras de macroinvertebrados bentônicos e monitoramento dos parâmetros físico-químicos.

Com auxílio de uma draga de Petersen com volume de 1,71 litros – Figura 7, foram obtidas amostras em triplicatas nos quatro pontos de coleta.



Figura 7 – Coletor do tipo Petersen modificado
Fotografia: Luís Gabriel A. Barboza (2011).

O sedimento foi lavado sob água do rio em peneiras de 2 mm, 500 mm e 250 mm para coleta dos macroinvertebrados bentônicos. Após a lavagem, o restante da amostra foi colocado em um balde com capacidade para 8 litros, preparado com uma solução supersaturada de sal. Este procedimento teve como objetivo fazer os macroinvertebrados mais leves flutuarem, por serem menos densos do que a solução supersaturada. A triagem e identificação dos organismos foi realizada em laboratório com uma lupa estereomicroscópica. O material retido foi acondicionado em potes plásticos devidamente etiquetados e preservados em álcool 70% até o momento da triagem em laboratório.

Os parâmetros físicos e químicos foram determinados de acordo com as metodologias apresentadas no Quadro 1.

Parâmetro	Unidade	Método
pH	-	Sonda Multiparâmetro Hanna – Modelo HI 769828
Sólidos Totais Dissolvidos	mg/L	Sonda Multiparâmetro Hanna – Modelo HI 769828
Condutividade Elétrica	$\mu\text{s.cm}^{-1}$	Sonda Multiparâmetro Hanna – Modelo HI 769828
Oxigênio Dissolvido	mg.L^{-1}	Sonda Multiparâmetro Hanna – Modelo HI 769828
Temperatura da Água	$^{\circ}\text{C}$	Sonda Multiparâmetro Hanna – Modelo HI 769828
Temperatura do Ar	$^{\circ}\text{C}$	Termômetro de Mercúrio
Profundidade	m	Fita Métrica
Largura do canal	m	Fita Métrica
Velocidade média no meio do canal	m/s	Flutuador**

Quadro 1 – Parâmetros físico-químicos avaliados

** No método do flutuador a velocidade do fluxo é determinada a partir do tempo gasto para que um objeto flutuante percorra uma distância conhecida. O procedimento é replicado por três vezes e então obtêm-se a média da velocidade no meio do canal.

4.3 ATIVIDADE EM LABORATÓRIO

Em laboratório, o material retido nas peneiras e preservado em álcool 70%, com auxílio de um estereomicroscópio STEMI 2000C foi submetido a uma triagem para separação dos macroinvertebrados e sedimento. Os organismos foram quantificados e identificados até ao nível de família utilizando-se chaves de identificação taxonômica (PÉREZ, 1996; BOUCHARD JÚNIOR, 2004; COSTA *et al.*, 2006; MUGNAI *et al.*, 2010).

4.4 DESCRITORES BIOLÓGICOS

Para diagnosticar e avaliar a qualidade da água por meio da macrofauna de invertebrados bentônicos foram selecionados quatro índices biológicos: 1. BMWP – *Biological Biomonitoring Work Party System*; 2. ASPT – *Average Score Per Taxon*; 3. FBI – *Family Biotic Index*; 4. Índice de diversidade de Shannon-Wiener.

O índice BMWP pontua de 1 a 10 o grau de sensibilidade dos organismos e confere maiores valores para aqueles com maior sensibilidade à poluição orgânica e menores valores aos organismos de maior tolerância à poluição orgânica. Este índice tem característica binária, ou seja, baseia-se na presença ou ausência dos invertebrados aquáticos. Através de estudos realizados em rios paranaenses por Loyola (2000), o Instituto Ambiental do Paraná – IAP adotou em 2002 uma tabela de

classificação para determinar a qualidade da água, através dos somatórios dos grupos taxonômicos. Este índice é utilizado pelo IAP em programas de biomonitoramento de sistemas hídricos – Tabela 1.

$$BMWP = \sum \text{escores dos organismos}$$

Tabela 1 – Classificação da qualidade da água segundo o BMWP

Classe	Cor	Qualidade	Valor	Significado
I		Ótima	> 120	Águas muito limpas
II		Boa	101-120	Águas não poluídas
III		Aceitável	61-100	Efeitos moderados de poluição
IV		Duvidosa	36-60	Águas poluídas
V		Crítica	16-35	Águas muito poluídas
VI		Muito crítica	<15	Águas fortemente poluídas

Fonte: Adaptado de IAP (2002).

Com a finalidade de tornar o BMWP mais eficiente, foi desenvolvido em 1997 no Reino Unido o índice ASPT, o qual é calculado pela razão entre o escore obtido no cálculo do BMWP, e o número de famílias pontuadas na amostra, ou seja, corresponde a media dos valores de cada família encontrada. A avaliação da qualidade da água é determinada pelos critérios apresentados na Tabela 2.

$$ASPT = BMWP / \text{Riqueza de Taxa (S)}$$

Tabela 2 – Classificação da qualidade da água segundo o ASPT

Valor ASPT	Avaliação da qualidade da água
> 6	Água Limpa
5,0 – 6,0	Qualidade Questionável
4,0 – 5,0	Provável Poluição Moderada
< 4	Provável Poluição Severa

Fonte: Adaptado de Mandaville (2002).

O índice FBI pontua os organismos de maneira inversa ao BMWP, ou seja, os valores de tolerância variam entre zero (menos tolerantes) e dez (mais tolerantes) e baseia-se na utilização de valores de tolerância dos organismos coletados e suas quantidades. A classificação da qualidade das águas conforme o índice encontra-se na Tabela 3. Sua pontuação deve ser calculada da seguinte maneira:

$$FBI = \sum ni.VT / N$$

na qual: N= o número total de indivíduos; VT é o valor de tolerância de cada família, N= o número de indivíduos em cada família.

Tabela 3 – Classificação da qualidade da água segundo o FBI

Intervalo do FBI	Qualidade da água	Grau de poluição orgânica
0,00 - 3,50	Excelente	Sem poluição orgânica aparente
3,51 - 4,50	Muito boa	Poluição orgânica leve
4,51 - 5,50	Boa	Algum sinal de poluição orgânica
5,51 - 6,50	Moderada	Poluição orgânica moderada
6,51 - 7,50	Regular	Poluição orgânica significativa
7,51 - 8,50	Ruim	Poluição orgânica muito significativa
8,51 - 10,00	Muito Ruim	Poluição orgânica severa

Fonte: Hilsenhoff (1988).

Outro método que pode ser utilizado para a avaliação da qualidade da água é a medida de riqueza de táxons (S), que reflete a saúde do ecossistema através da variedade de categorias taxonômicas. Assim, valores mais baixos indicam uma diminuição da diversidade de espécies do ambiente que pode ser ocasionada pela ocorrência de alguma alteração no habitat.

O índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') fornece-nos informações sobre a estabilidade da comunidade. De acordo com Ferreira (2007) quando a poluição aumenta, a comunidade fica sob stress e a sua instabilidade também aumenta. As formas de vida mais sensíveis começam a desaparecer, enquanto as mais tolerantes, por falta de competição por alimento e espaço se tornam mais abundantes. Este aspecto traduz por uma diminuição do índice de diversidade.

O cálculo da diversidade de Shannon-Wiener foi realizado através do programa BioEstat 5.0.

Para avaliar a qualidade do ambiente aquático através da riqueza e do índice de diversidade Shannon-Wiener pode-se fazer uso do Índice da Comunidade Bentônica para rios – ICB_{rio}, utilizado pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – CETESB (2006).

Tabela 4 – Índice da comunidade bentônica para rios

Classe	Cor	Pontuação	Riqueza (S)	Diversidade (H')
Ótima		1	21	> 2.50
Boa		2	14-20	>1.50 - ≤ 2.50
Regular		3	6-13	>1.00 - ≤ 1.50
Ruim		4	≤5	≤1.00
Péssima		5	Azóico	Azóico

Fonte: Adaptado de IAP (2002).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS

Os resultados das análises físicas e químicas são apresentados na Tabela 5.

Tabela 5 – Parâmetros físico-químicos avaliados por ponto de amostragem

	DATA	HORA	T. AR	T.ÁGUA	pH	OD	CE	STD	Prof.	Vel.	Larg.
P1	12/08	09:30	24	19,0	6,97	5,42	35	17	0,27	0,70	4,00
	26/08	12:30	26	19,4	7,14	5,70	31	15	0,36	0,46	3,90
	09/09	12:15	25	19,3	7,73	5,15	32	16	0,30	0,93	3,95
	23/09	12:15	27	19,4	6,90	5,65	34	15	0,33	0,70	3,95
	07/10	12:20	32	21,2	6,92	5,75	33	17	0,30	0,56	3,90
	21/10	12:20	31	21,0	6,90	5,80	36	17	0,35	0,56	3,80
	MÉDIA	-	27,5	19,8	7,09	5,57	33,5	16,1	0,32	0,65	4,88
P2	12/08	10:30	25	19,8	7,95	6,60	247	126	0,70	0,16	4,80
	26/08	8:30	22	20,4	6,81	5,70	243	118	0,76	0,13	4,90
	09/09	8:00	15	18,6	8,65	5,09	106	53	0,59	0,12	5,00
	23/09	8:10	19	20,2	7,00	5,80	223	110	0,65	0,14	4,90
	07/10	8:30	25	20,0	6,95	5,72	230	102	0,66	0,12	4,90
	21/10	8:30	23	20,4	7,10	5,75	68	34	0,74	0,15	4,80
	MÉDIA	-	21,5	19,9	7,41	5,77	186,1	90,5	0,68	0,13	5,90
P3	12/08	11:30	27	19,8	8,89	8,17	91	45	0,77	0,35	5,80
	26/08	09:30	24	20,7	7,80	5,40	227	114	0,84	0,28	5,80
	09/09	09:30	22	19,0	7,94	5,44	83	42	0,70	0,40	6,00
	23/09	09:30	22	20,4	8,31	5,35	92	54	0,78	0,31	6,00
	07/10	09:30	27	21,0	7,90	5,40	101	62	0,35	0,35	6,00
	21/10	09:30	26	20,8	8,00	5,50	87	44	0,65	0,23	5,80
	MÉDIA	-	24,6	21,2	8,14	5,87	113,5	60,1	0,68	0,32	6,25
P4	12/08	12:30	29	20,0	8,26	7,34	80	45	0,42	0,46	6,50
	26/08	10:30	25	21,0	7,21	6,10	90	46	0,49	0,31	6,30
	09/09	10:40	24	19,5	7,68	6,64	70	78	0,52	0,35	6,20
	23/09	10:40	25	19,8	7,32	6,50	75	51	0,57	0,31	6,20
	07/10	10:40	30	21,6	7,16	6,55	78	53	0,45	0,35	6,20
	21/10	10:50	30	20,6	7,20	6,50	76	38	0,40	0,31	6,10
	MÉDIA	-	27,1	20,4	7,47	6,60	78,1	51,8	0,47	0,34	3,91

Tar – Temperatura do ar (°C); Tágua – Temperatura da água (°C); pH – Potencial Hidrogeniônico; OD – Oxigênio Dissolvido (mg/L⁻¹); CE – Condutividade Elétrica (μs.cm⁻¹); STD – Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L); Prof. – Profundidade (m); Vel. – Velocidade (m/s); Larg. – Largura (m)

5.1.1 pH

O termo pH – potencial hidrogeniônico é utilizado para caracterizar a intensidade da condição ácida ou básica de uma solução. Segundo Macedo (2001), a determinação desse parâmetro possibilita o gerenciamento do poder de corrosão, do crescimento de micro-organismos do processo de desinfecção, e também determina se a água em relação ao pH encontra-se dentro dos padrões legais.

Os valores de pH apresentaram variação que atende o que é estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05, em todos os pontos de coleta. Como pode ser observado na Figura 8, os valores medidos permaneceram entre 6,8 e 8,8, portanto, dentro da faixa de pH permitida pela legislação para rios de Classe 2, entre 6,0 e 9,0.

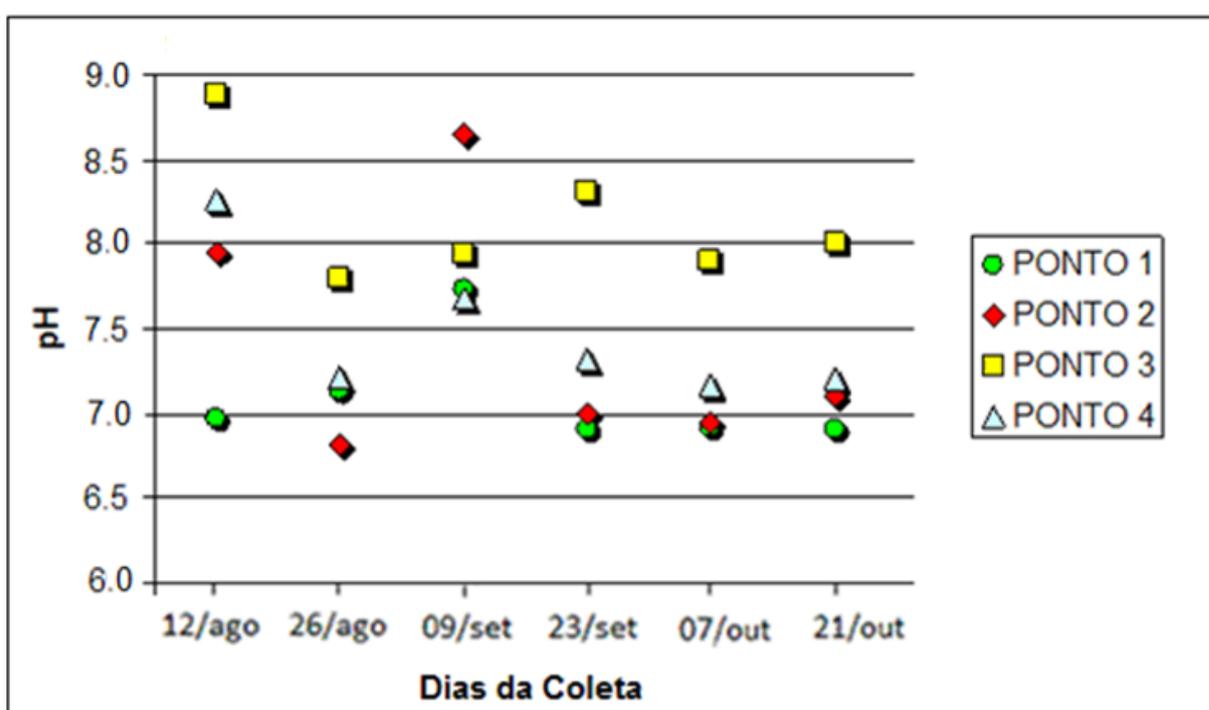


Figura 8 – Gráfico dos valores de pH encontrados no período de estudo

Carvalho *et al.* (2000) ressaltam que com o aumento das chuvas o pH apresenta valores mais elevados. Este fato pôde ser verificado nos dias 12/08/2011 e 09/09/2011 em que foram registradas chuvas intensas nos dias anteriores as coletas.

5.1.2 Condutividade Elétrica

De acordo com Esteves (1998) a condutividade elétrica de uma solução é a capacidade em conduzir corrente elétrica, em função da concentração iônica, principalmente através de conteúdos de nutrientes como cálcio, magnésio, potássio, sódio, carbonato, sulfato e cloreto.

Quanto à condutividade elétrica os pontos apresentaram valores médios entre $31 \mu\text{s.cm}^{-1}$ e $247 \mu\text{s.cm}^{-1}$ – Figura 9. Embora a Resolução CONAMA 357/05 não estabeleça nenhum padrão a este parâmetro, para a CETESB (2011), em geral, níveis superiores a $100 \mu\text{s.cm}^{-1}$ indicam ambientes impactados. Segundo Pádua (1997), o limite máximo da condutividade para a Proteção das Comunidades Aquáticas - PCA é de 30 uS.cm^{-1} .

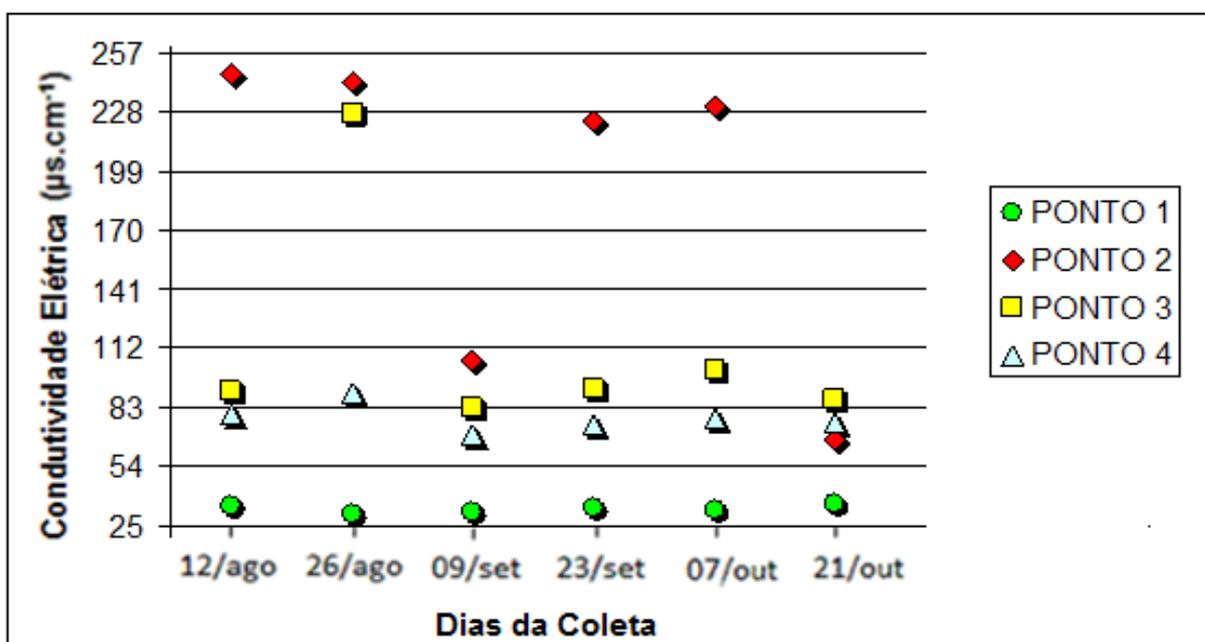


Figura 9 – Gráfico dos valores da condutividade elétrica no período estudado

É provável que o aumento dos valores da condutividade elétrica nos pontos 2 e 3 estejam relacionados, respectivamente, com o despejo de efluentes domésticos e da ETE lançados à montante desses pontos. No que se refere ao limite da condutividade elétrica para a PCA todos os pontos extrapolaram o limite mencionado

por Pádua (1997). O ponto 1, com uma média de $33,5 \text{ uS.cm}^{-1}$ foi o que menos se distanciou do limite.

5.1.3 Sólidos Totais Dissolvidos

Os sólidos totais dissolvidos – STD correspondem à medida de todos os cátions, ânions e sais encontrados dissolvidos na água (LOPES *et al.*, 2007).

A presença de sólidos dissolvidos em um corpo hídrico pode causar inúmeros danos ao sistema aquático, como a retenção de bactérias e resíduos orgânicos no fundo dos rios, a danificação dos leitos de desova de peixes, além de conferir sabor às águas (GONÇALVES, 2009).

O limite para a concentração de STD na água de acordo com a Resolução CONAMA 357/05 é de 500 mg/L . Nota-se que em todos os dias de coleta esse limite não foi ultrapassado e apresentaram valores inferiores ao permitido que oscilaram entre 15 mg/L e 116 mg/L – Figura 10.

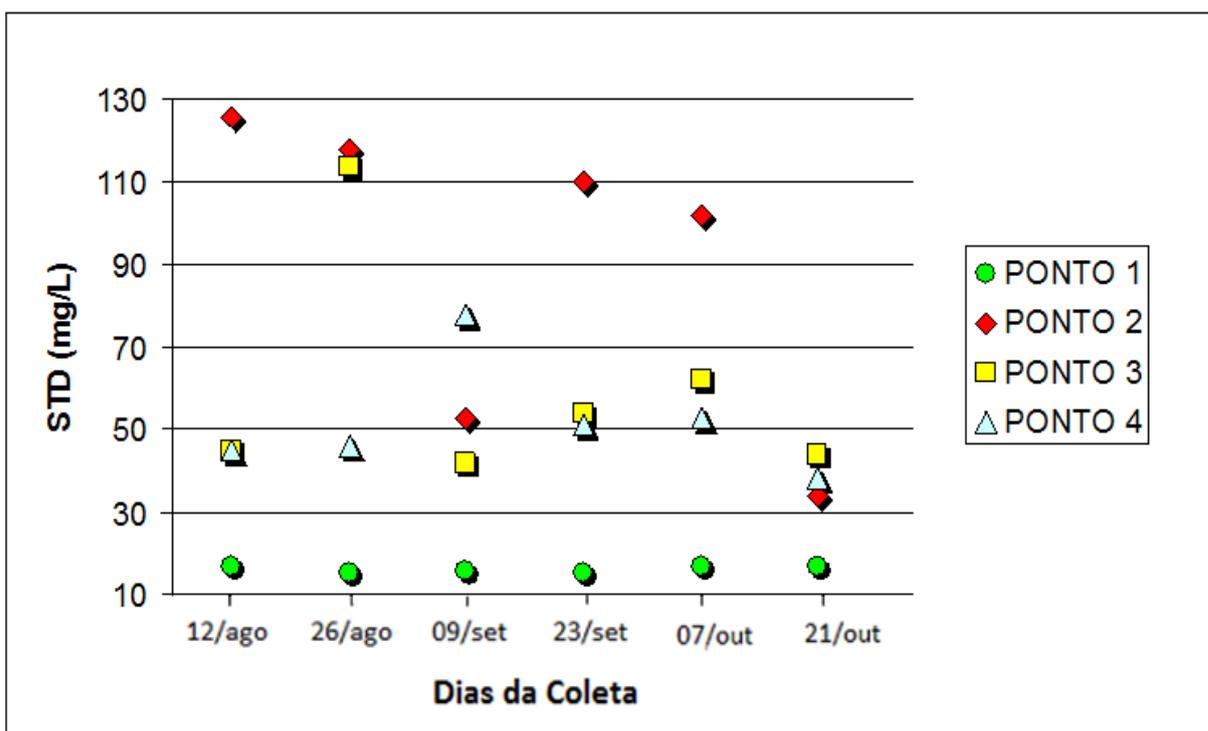


Figura 10 – Gráfico dos valores encontrados de sólidos totais dissolvidos

Philipi Júnior *et al.* (2004) afirmam que à medida em que sólidos dissolvidos são adicionados a um corpo hídrico, aumenta-se a condutividade elétrica da água. Isso é possível constatar na Figura 11 onde observa-se uma correlação positiva entre esses parâmetros nos quatro pontos investigados com um valor residual de 0,9562.

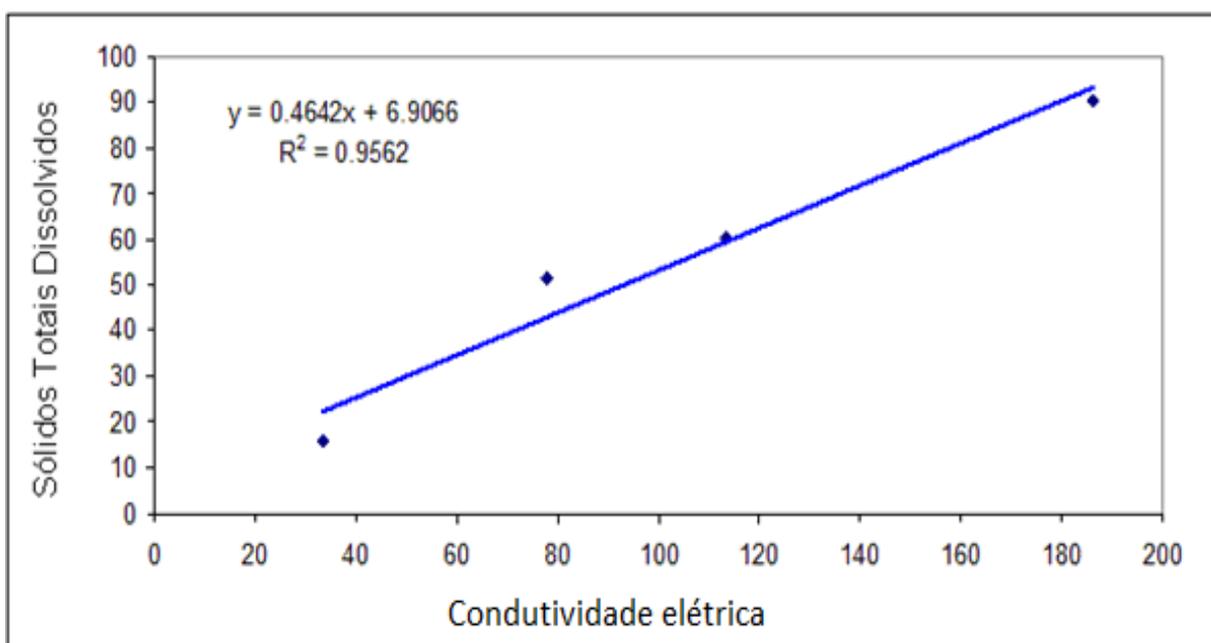


Figura 11 – Gráfico da correlação linear positiva entre os valores médios de sólidos totais dissolvidos e condutividade elétrica

5.1.4 Oxigênio Dissolvido

Philipi Junior *et al.* (2004) discorrem que o oxigênio dissolvido – OD é essencial para a manutenção de processos de autodepuração em sistemas aquáticos naturais e, os níveis de oxigênio dissolvido também indicam a capacidade de um corpo hídrico natural manter a vida aquática.

De acordo com Coelho (2007) a escassez de OD pode levar ao desaparecimento de peixes, moluscos, crustáceos e microrganismos necessários ao equilíbrio do sistema hídrico, uma vez que esses organismos são extremamente sensíveis à diminuição do OD de seu meio.

Libânio *et al.* (2006) ressaltam que concentrações de oxigênio dissolvido entre 4 a 5 mg.L⁻¹ tornam difícil a sobrevivência de espécies de peixes e outros

organismos, concentrações igual a 2 mg.L^{-1} há pouca possibilidade de vida destes organismos e concentrações próximas a 0 mg.L^{-1} tem-se condições anaeróbicas.

A Resolução CONAMA 357/05 prevê que os teores de OD a serem mantidos nos corpos d'água de Classe 2 não devem ser inferiores a 5 mg.L^{-1} . Ao avaliar os dados verificaram-se concentrações de OD entre $5,09 \text{ mg.L}^{-1}$ e $8,17 \text{ mg.L}^{-1}$, valores estes superiores aos estipulados na referida Resolução – Figura 12.

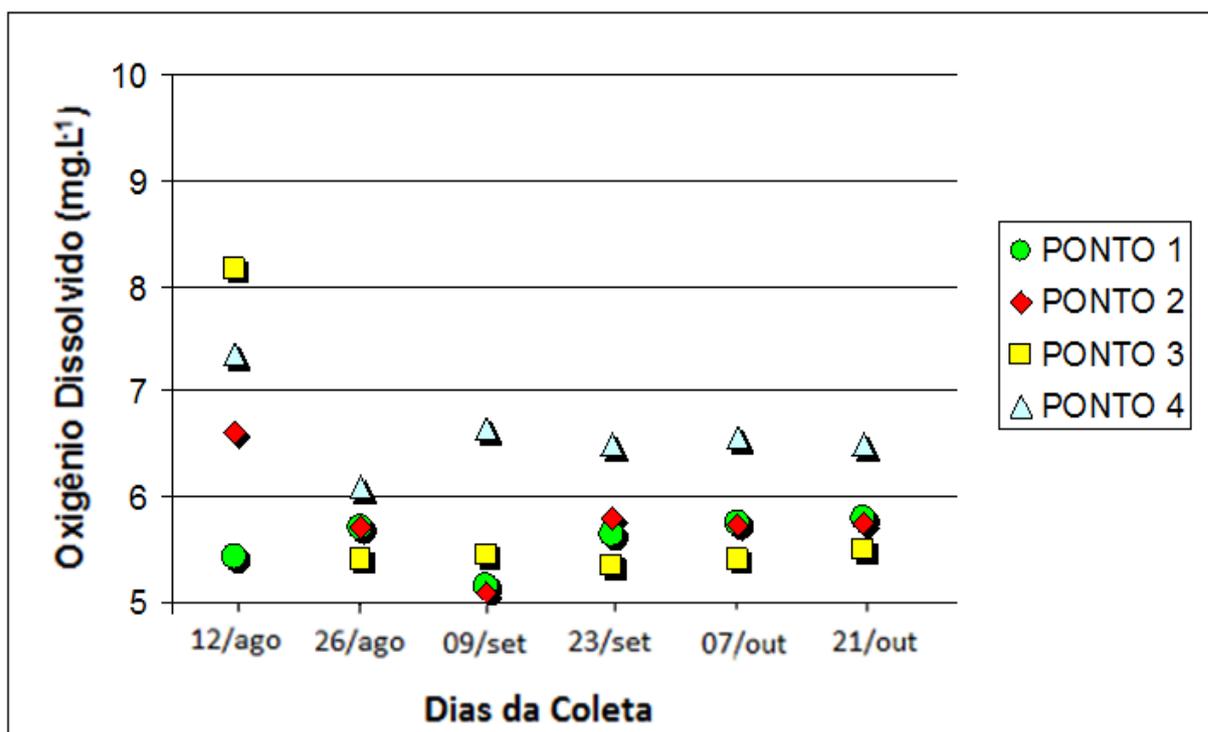


Figura 12 – Gráfico dos valores de oxigênio dissolvido no período de estudo

Apesar dos impactos verificados nas estações amostrais, principalmente nos pontos 2, 3 e 4, o Rio Alegria apresentou altos teores de OD. Tal fato se deve as características de turbulência do fluxo do rio e a ocorrência de corredeiras ao longo de seu leito que promovem uma aeração natural que permite incorporar às suas águas o oxigênio.

5.1.5 Temperatura

Peixoto (2008) discorre que a temperatura ambiente possui interferência sobre a queda pluviométrica, e a forma como esta se distribui ao longo do ano é um fator determinante para os seres vivos quer sejam terrestres ou aquáticos. Segundo esse autor, nos cursos d'água a temperatura varia e define um ciclo diário e um ciclo sazonal e embora tais variações sejam mínimas, estas interferem no desenvolvimento das comunidades aquáticas.

A variação da temperatura nos dias de coleta pode ser verificada nas Figuras 13 e 14. Nota-se que a temperatura do ar oscilou entre 15 °C e 32 °C e a temperatura da água variou de 19,0 °C a 21.2 °C.

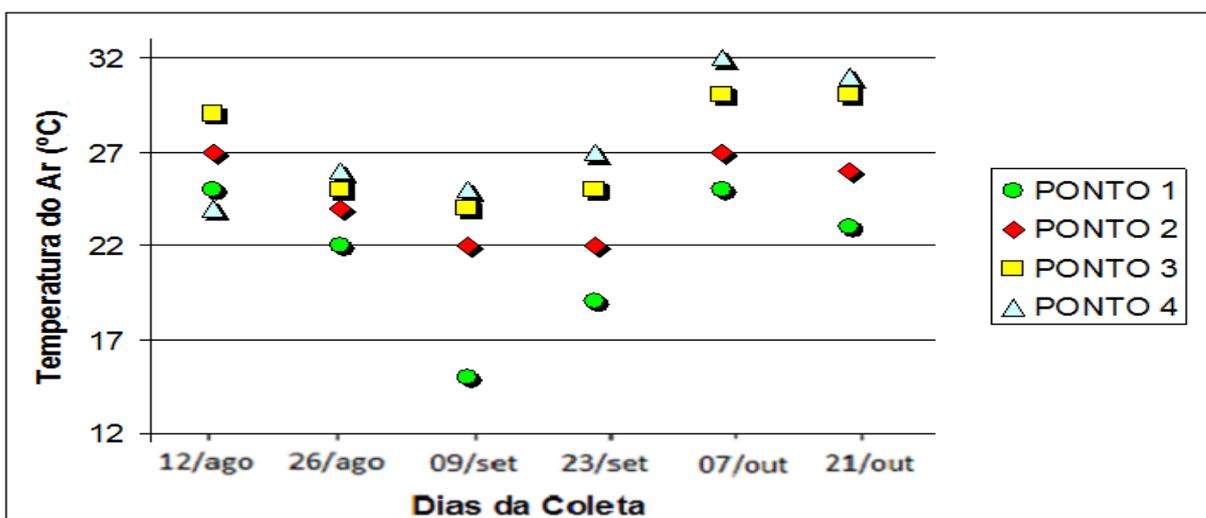


Figura 13 – Gráfico dos valores da temperatura do ar registrada no período de estudo

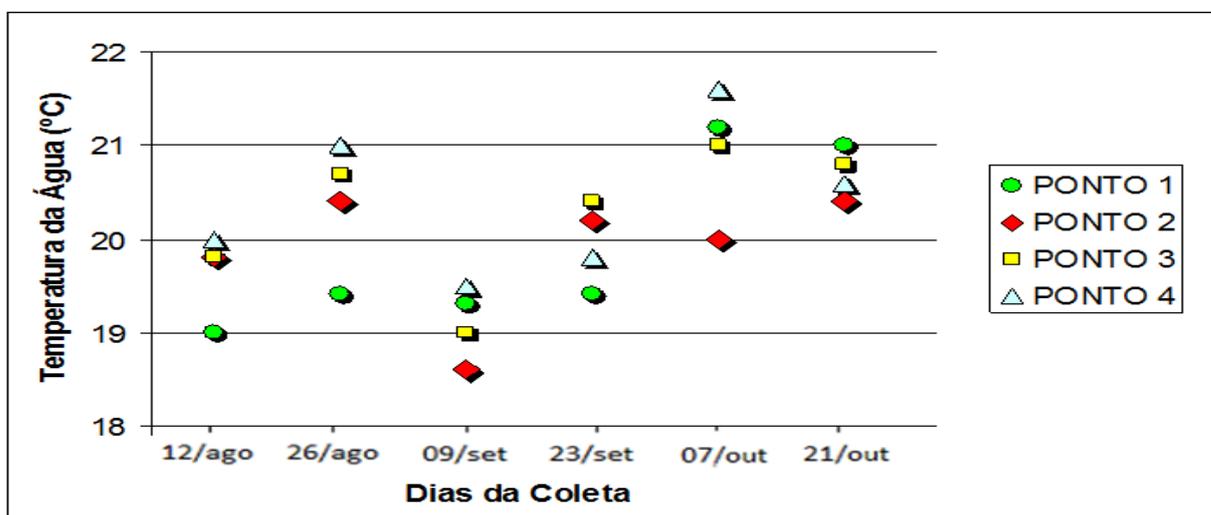


Figura 14 – Gráfico dos valores da temperatura da água registrada no período de estudo

Pode-se observar pelos gráficos que existe relação entre a temperatura ambiente e a temperatura da água, ou seja, as oscilações da primeira modificam, como era de se esperar, a segunda.

5.2 VARIÁVEIS BIÓTICAS

5.2.1 Macroinvertebrados bentônicos

O Quadro 2 apresenta os organismos encontrados no período de estudo, bem como os valores de tolerância para os índices BMWP e IBF.

Táxons	Valores de Tolerância		Quantidade de indivíduos por ponto de amostragem			
	IBF	BMWP	P1	P2	P3	P4
Annelida						
<i>Oligochaeta</i>	8	1	-	112	158	350
<i>Hirudinea</i>	10	3	-	1	2	14
Coleoptera						
<i>Elmidae</i>	4	5	-	2	-	-
<i>Gyrinidae</i>	4	3	-	-	-	8
<i>Hydrophilidae</i>	5	3	-	-	-	3
<i>Staphylinidae</i>	5	3	-	8	-	-
Crustacea						
<i>Aeglidae</i>	6	5	26	-	-	-
Diptera						
<i>Chironomidae</i>	8	2	-	149	339	507
Ephemeroptera						
<i>Leptophlebiidae</i>	2	10	1	-	-	-
<i>Oligoneuriidae</i>	2	5	8	-	-	-
Gastropoda						
<i>Ancilidae</i>	7	6	-	-	4	8
<i>Hydrobiidae</i>	7	3	-	-	2	-
<i>Planorbidae</i>	7	3	-	-	3	3
<i>Thiaridae</i>	7	6	-	-	7	3
Hemiptera						
<i>Gerridae</i>	5	3	3	4	-	-
<i>Vellidae</i>	5	3	-	9	-	-
Odonata						
<i>Calopterygidae</i>	5	8	7	-	-	-
<i>Corduliidae</i>	5	8	-	1	-	-
<i>Gomphidae</i>	1	8	8	-	-	-
Plecoptera						
<i>Perlidae</i>	1	10	6	-	-	-
Tricoptera						
<i>Hydropsychidae</i>	4	5	2	-	-	-
RIQUEZA TAXONÔMICA			8	8	7	8
DENSIDADE TOTAL			61	286	515	896

Quadro 2 – Organismos e valores de tolerância amostrados no Rio Alegria, Medianeira-PR

Foi coletado um total de 1.758 organismos bentônicos no período de 12 de agosto a 21 de outubro com coletas realizadas quinzenalmente. Destes, foram identificados 21 *taxa*, dentre os quais 14 pertencem à Classe Insecta e os outros sete *taxa* distribuídos entre os grupos de anelídeos, moluscos e crustáceos.

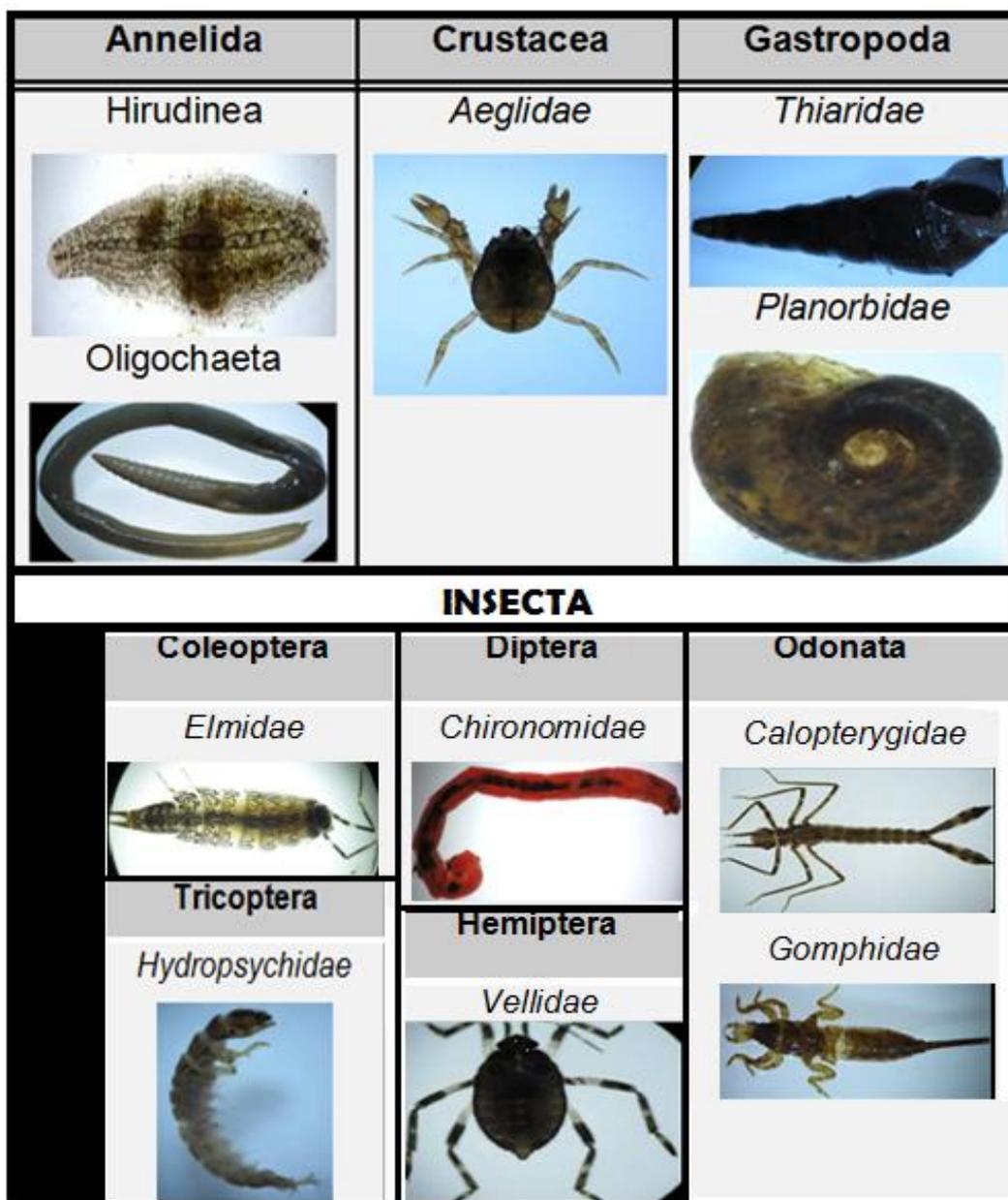


Figura 15 – Exemplos de macroinvertebrados bentônicos coletados
Fotografia: Luís Gabriel A. Barboza (2011).

Os pontos 2, 3 e 4 localizados nas proximidades da ETE do Município apresentaram a dominância de organismos pertencentes a família de *Chironomidae* (995) e Anelídeos da Classe Oligochaeta (620). No ponto 1, localizado na área rural

de Medianeira – PR registrou-se o predomínio de *Aeglidae* (12) – Classe Crustacea seguido por *Gomphidae* (8) e *Oligoneuriidae* (8) representantes da Classe Insecta.

Ferreiro (2007) discorre que os Oligochaetas e os *Chironomidae* apresentam uma série de adaptações morfofisiológicas que auxiliam a sua sobrevivência em ambientes com déficit de oxigênio dissolvido e com compostos nocivos. Entre estas adaptações destacam-se a ventilação ondulatória do abdômen, a presença de pigmentos respiratórios e mecanismos fisiológicos de desintoxicação.

Na família de *Chironomidae* é reconhecida a sua supremacia em locais onde existem interferências antrópicas como o desmatamento e mais comumente alterações diretas da qualidade da água pela entrada de poluentes orgânicos, decorrentes de efluentes domésticos e inorgânicos através de efluentes industriais e agrícolas (FERREIRO, 2007). A presença substancial desses organismos nos pontos de amostragem 3 e 4 localizados após o ponto de lançamento de efluentes da ETE do município de Medianeira – PR, revela as condições do leito e da água do rio Alegria no ambiente pesquisado.

Apenas no ponto 1 foi observada a presença de representantes das ordens Tricoptera, Ephemeroptera e Plecoptera. De Pauw e Vanhooren (1983) afirmam que estes organismos são os mais sensíveis às alterações do ecossistema hídrico principalmente pelo fato dessas espécies serem altamente dependentes de oxigênio, correnteza e do tamanho da partícula do substrato, portanto são considerados indicadores de boa qualidade de água.

A Figura 16 apresenta a pontuação para o índice BMWP no período estudado. É possível observar que os pontos 3 e 4 apresentaram em todas as amostragens resultados inferiores a 15, o que o enquadra na classe de águas “fortemente poluídas” segundo o BMWP. O ponto 2 também apresentou esta classificação, ao menos na amostragem do dia 22 de agosto, que pelo fato da ocorrência de organismos da família *Staphylinidae* e *Corduliidae* recebeu uma melhor pontuação. O ponto 1 foi enquadrado nas Classes IV (qualidade duvidosa) e V (qualidade crítica) do referido índice.

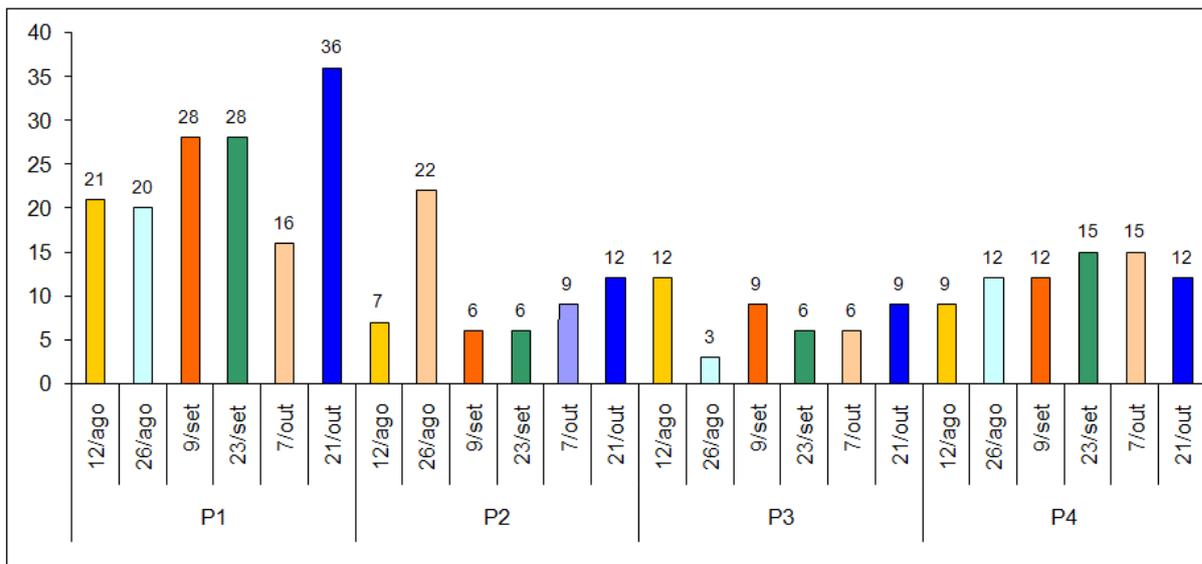


Figura 16 – Gráfico da pontuação das amostras no índice BMWP

A Figura 17 apresenta a pontuação da amostra para o índice ASPT. Nesse índice, novamente os pontos 3 e 4 enquadraram-se na classificação com “provável poluição severa”, assim como o ponto 2 enquadrou na mesma classificação, porém no dia 12 de agosto foi classificada como “provável poluição moderada”. No entanto, o ponto 1 que foi classificado com qualidade de água “duvidosa” ou “crítica” com base no BMWP, teve sua classificação questionada a partir dos resultados fornecidos pelo ASPT, que leva em consideração a riqueza de grupos taxonômicos existentes no local. O ponto foi então re-classificado e obteve conceitos de “provável poluição moderada – (07/10/11) e “água limpa” – (12/08/11; 26/08/11; 09/09/11; 23/09/11 e 21/10/11).

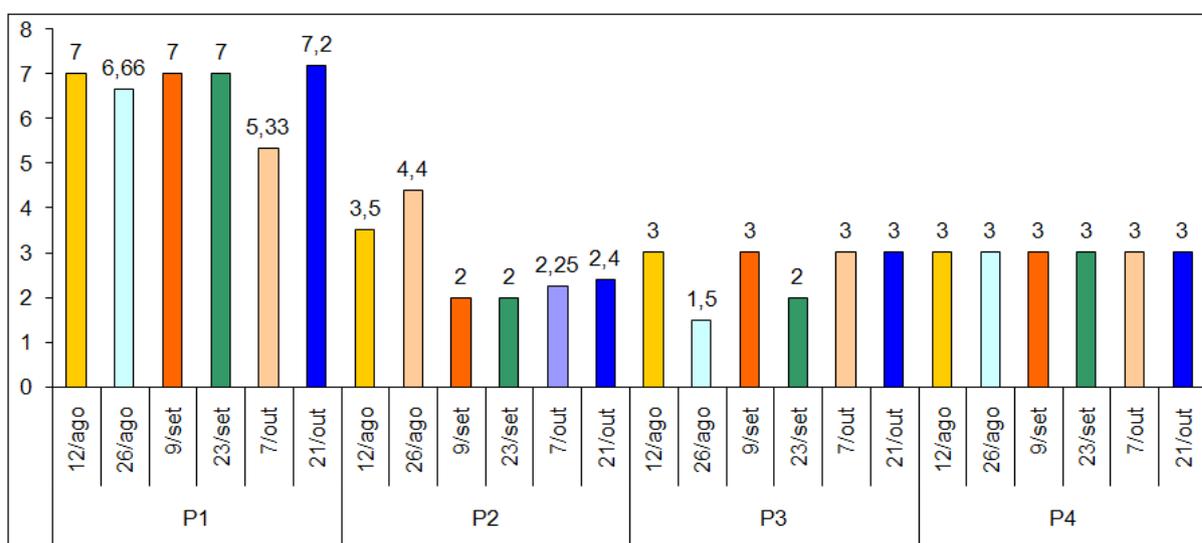


Figura 17 – Gráfico da pontuação das amostras no índice ASPT

Hepp (2005) argumenta que a utilização do índice ASPT é indicada sempre que se utiliza o BMWP. Segundo ele esta complementação é importante visto que o segundo caracteriza-se por um índice binário e desconsidera qualquer informação quantitativa, como por exemplo, número de organismos (N) ou riqueza de taxa (S).

A Figura 18 apresenta a pontuação das amostras em relação ao FBI. Verifica-se que nos pontos 3 e 4 todos os valores apresentaram-se dentro do intervalo de 7,51 a 8,50 considerado “ruim”, classificados com águas que apresentam “significativa poluição orgânica”. O ponto 2 foi classificado como “regular” e “ruim”. Observa-se que o ponto de amostragem 1 recebeu menores pontuações que indicaram dias sem poluição orgânica aparente, passando por poluição orgânica leve e algum sinal de poluição orgânica, classificada respectivamente com “qualidade excelente”, “muito boa” e “boa”, conforme o referido índice.

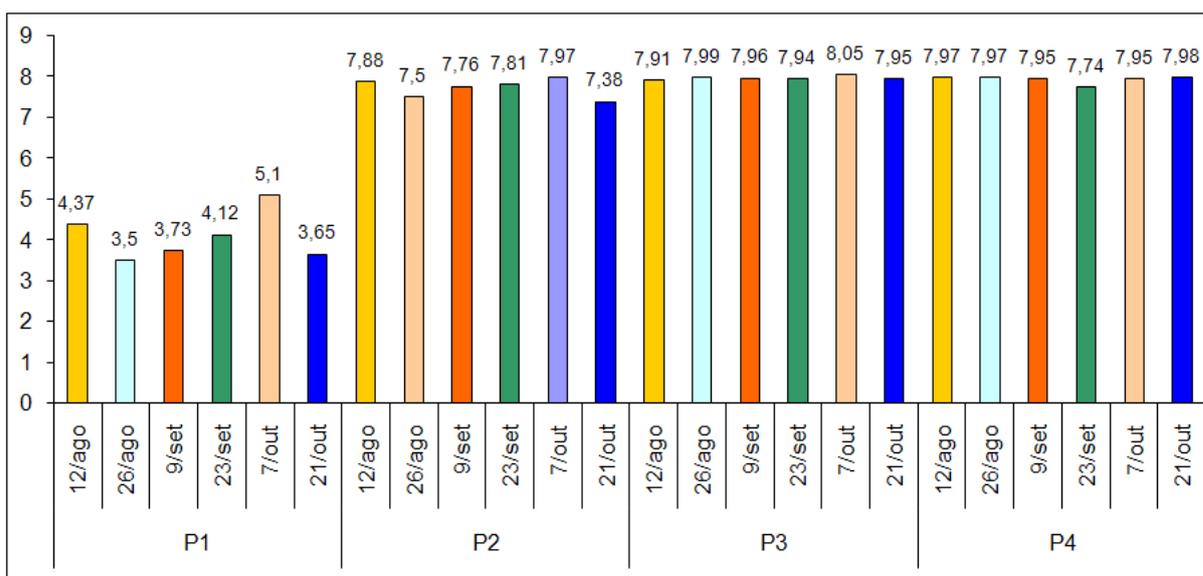


Figura 18 – Gráfico da pontuação das amostras para o índice FBI

Para avaliar a diversidade das comunidades bentônicas nas estações de amostragem, calculou-se o índice de diversidade. Na Figura 19 estão apresentados os valores obtidos para o índice da diversidade de Shannon-Wiener.

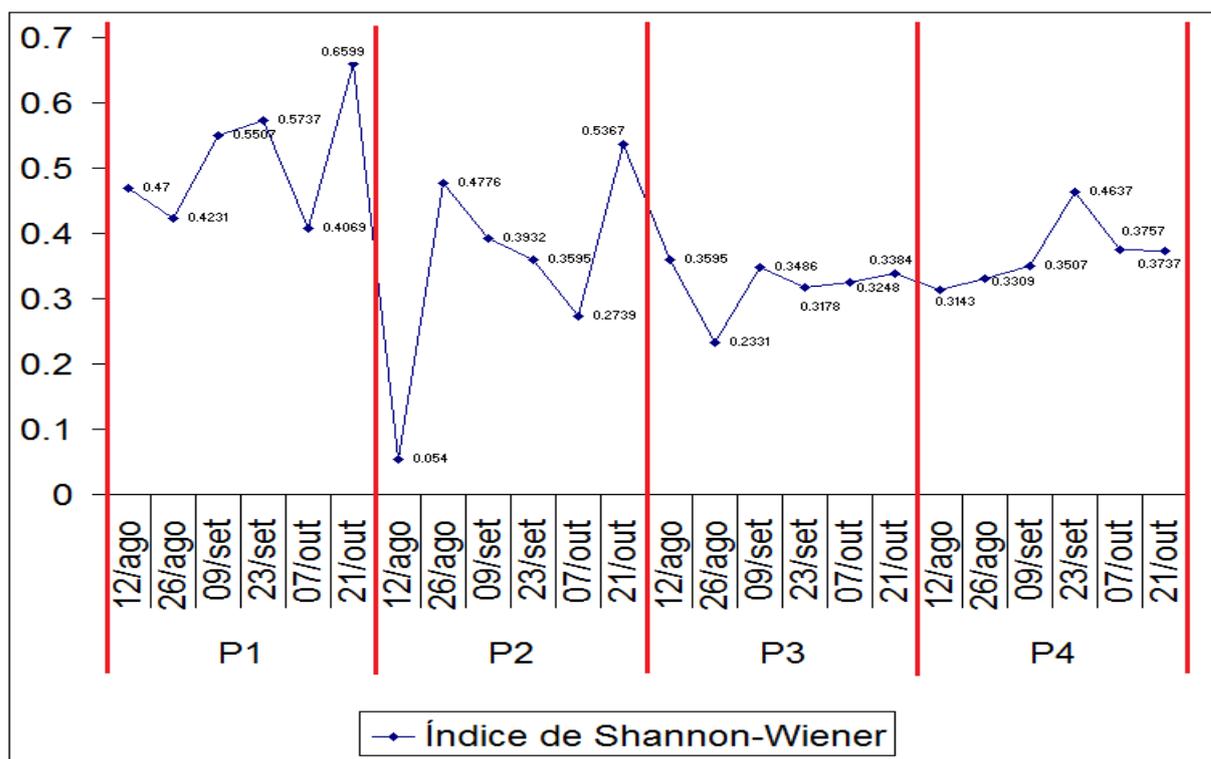


Figura 19 – Gráfico da pontuação das amostras para o índice de Shannon-Wiener

Os valores do índice de diversidade de Shannon-Wiener geralmente são sensíveis quando as comunidades são expostas a algum tipo de estresse ambiental ou mudança de habitat (RABENI, 2000 *apud* Andrade, 2009). Como previsto os pontos amostrais 2, 3 e 4 apresentaram os resultados mais baixos e refletiram o nível de degradação dessas áreas. O ponto 1 onde foi observado a ocorrência de espécies sensíveis a perturbações ambientais apresentou os melhores valores de diversidade. As pontuações obtidas para o índice de diversidade apresentaram-se abaixo de 1,00 em todos os pontos analisados o qual foi enquadrado como qualidade “ruim” segundo classificação do ICB_{rio}.

Silva *et al.* (2009) ao investigarem a composição e diversidade de macroinvertebrados aquáticos de um reservatório de captação de água no município de Bauru – SP, registraram baixa abundância e diversidade de organismos, provavelmente em resposta à qualidade da água do reservatório. Nesse estudo, as famílias de *Chironomidae* (Diptera) e *Tubificidae* (Oligochaeta) apresentaram elevada abundância em contrapartida às famílias de organismos mais sensíveis, que foram pouco expressivas e fez refletir baixos valores nos índices de diversidade.

Barboza *et al.* (2011) aplicaram os índices BMWP, ASPT e IBF em cinco pontos amostrais do rio Alegria com os resultados obtidos nas coletas de fevereiro e março de 2011. Os pontos amostrados ao longo do rio apresentaram, em todos os índices aplicados, uma classificação da qualidade de água que os indicaram com poluição orgânica elevada. Para os autores, os índices aplicados revelaram parâmetros que indicaram a intensa degradação do ambiente aquático nos trechos estudados, especialmente na área urbana.

A riqueza e a diversidade são componentes importantes na avaliação ambiental. As comunidades biológicas estáveis e saudáveis apresentam altos valores para estes parâmetros.

Yuan e Norton (2003) discorrem que em ambientes impactados pelo enriquecimento orgânico, os organismos zoobentônicos podem ser diretamente afetados, ou seja, se a poluição for leve, pode causar aumento de densidade e riqueza, principalmente devido ao acréscimo de táxons considerados facultativos e tolerantes, tais como *Chironomidae* e *Tubificidae*, porém frente a situações de forte poluição estes parâmetros tendem a decrescer. Neste último caso, conforme os autores, os organismos sensíveis como *Ephemeroptera*, *Tricoptera* e *Plecoptera* são eliminados devido à deposição de sedimento e à diminuição do nível de oxigênio, causada pela degradação da matéria orgânica por microorganismos, ao passo que as populações de táxons tolerantes aumentam como, por exemplo, *Chironomidae* e *Oligochaeta*. Como resultado, a diversidade diminui devido à alteração da estrutura da comunidade, principalmente quando há substâncias tóxicas que interfiram na reprodução e no comportamento das espécies.

Ao estudar e testar a microdistribuição de invertebrados na Alemanha, Effenberger *et al.* (2006) verificaram que a velocidade da corrente, próxima ao leito do rio tem correlação com a microdistribuição da comunidade de invertebrados. Concluiu também, que em locais estáveis há maior densidade de invertebrados. O mesmo pôde ser verificado neste estudo, pois no ambiente investigado a margem esquerda que apresentava maior estabilidade foi o local em que incidiu, na maioria dos pontos, uma maior abundância de organismos – Figura 20.

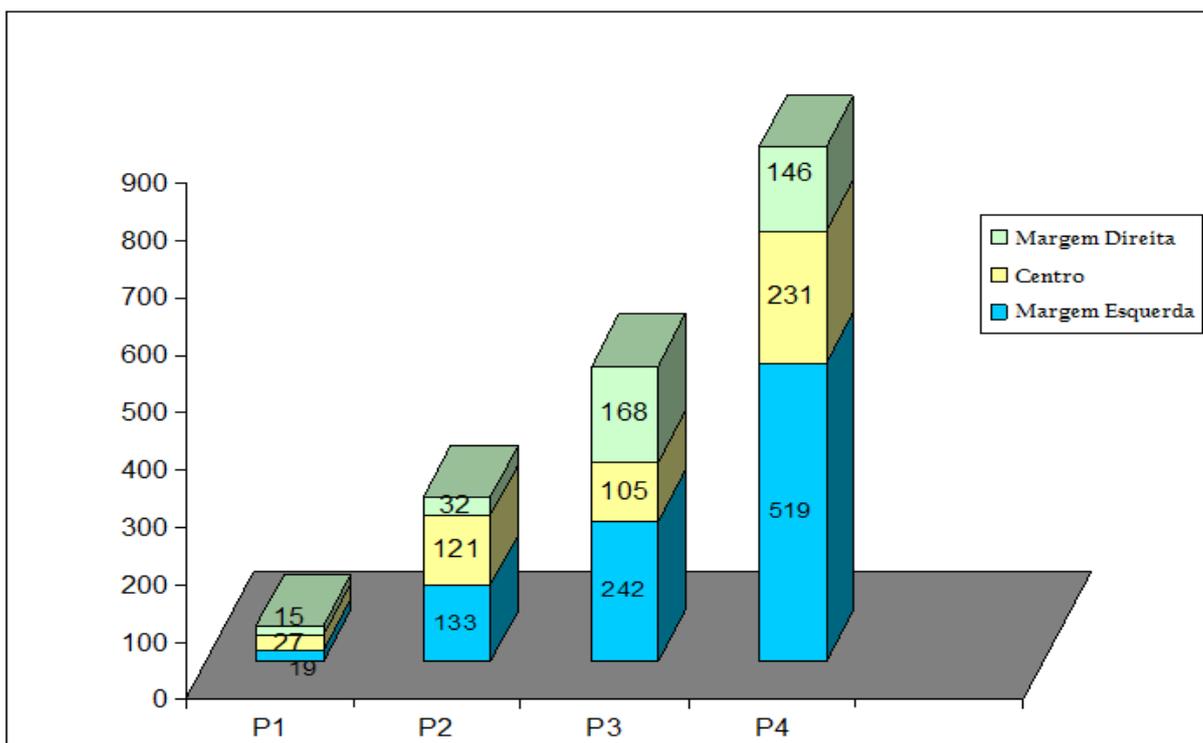


Figura 20 – Gráfico da quantidade de indivíduos por pontos e diferentes habitats amostrados

A riqueza de táxons das amostras coletadas no período de estudo pode ser observada na Figura 21. É possível verificar a baixa diversidade de táxons nos quatro pontos de coleta. De acordo com classificação do ICB_{rio} para a métrica Riqueza (S) todos os pontos amostrais enquadraram-se na categoria “regular”.

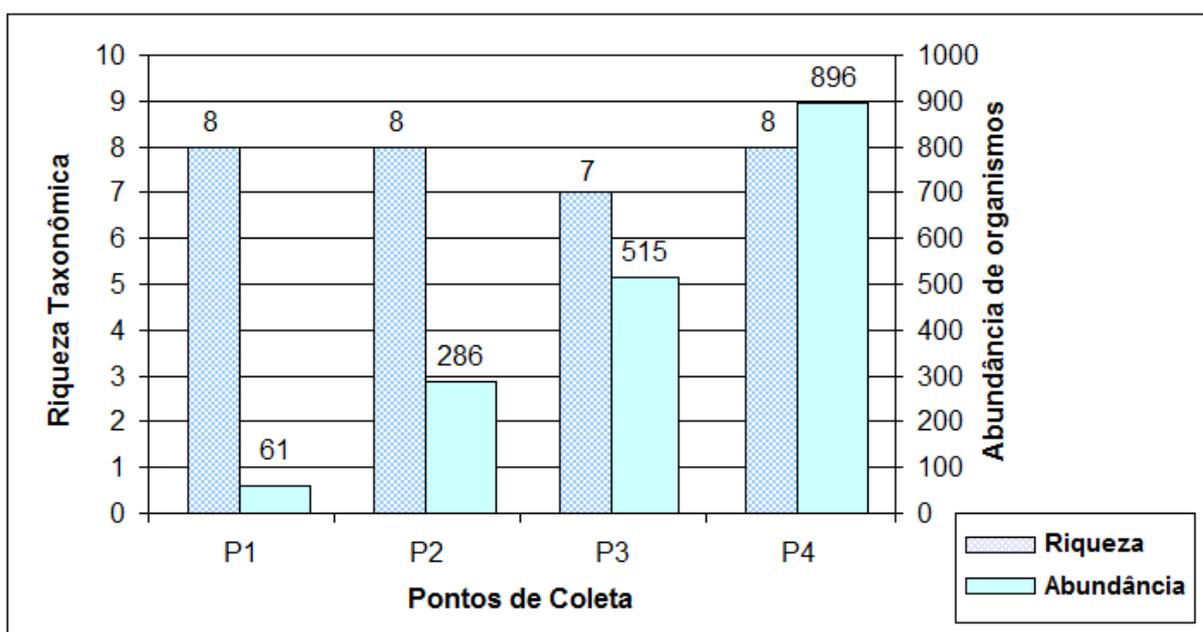


Figura 21 – Gráfico da riqueza e abundância de organismos por ponto amostral

Segundo Resh e Jackson (1993) riqueza é uma métrica útil para discernir locais impactados de não impactados. A facilidade de obtenção e compreensão a torna essa métrica indicada para uso em biomonitoramento.

Nos pontos 1 e 2 foram registradas uma menor abundância de organismos, contudo, nos pontos 3 e 4 provavelmente os mais afetados pelo despejo de efluentes proveniente da ETE, verificou-se um substancial aumento da densidade total de macroinvertebrados bentônicos, com uma proporção desequilibrada entre os táxons, o que tipicamente caracteriza um ambiente alterado. Os maiores responsáveis por esse aumento foram as populações de *Chironomidae* e *Oligochaeta* que são citados pela literatura como organismos indicadores de ambientes impactados.

Conforme explicita Silva *et al.* (2009) o aumento da concentração de matéria orgânica, as mudanças na natureza do substrato e as alterações hidrológicas são citadas entre as principais características que permitem o aumento da densidade tanto de *Chironomidae* quanto de *Oligochaeta*.

De acordo com Fusari (2006) as larvas de *Chironomidae* e os *Oligochaeta* são grupos que se destacam na fauna bentônica por participarem no aspecto estrutural e funcional da comunidade seja por sua abundância, conforme pôde ser confirmado neste estudo, ou por sua biomassa.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Somente com a análise dos resultados dos parâmetros físico-químicos avaliados seria possível considerar que o rio Alegria não apresentava no período dessa investigação, alterações significativas em suas águas uma vez que os parâmetros abióticos apresentaram-se dentro dos valores permissíveis para rios de Classe 2, como é o caso do rio em estudo.

A combinação dos resultados obtidos com a utilização da macro fauna bentônica e a aplicação dos índices biológicos evidenciaram os impactos ao longo dos pontos amostrais, principalmente no trecho situado após o lançamento de esgoto da ETE do Município. Os índices biológicos calculados a partir dos organismos bentônicos coletados indicaram refletir as condições de impacto ambiental negativo em que o corpo hídrico estudado é submetido.

Foi possível constatar que a utilização de organismos, especialmente da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, é uma valiosa ferramenta na avaliação da qualidade da água em ambientes sujeitos a impactos antrópicos e pode ser utilizada de forma prática e eficiente pelos gestores ambientais em programas de biomonitoramento dos corpos d'água.

As conclusões e resultados deste trabalho poderão servir de parâmetro de avaliação para os gestores municipais e facilitar a tomada de decisões e/ou ações que pressuponham a preservação de ambientes aquáticos. É relevante a continuidade de estudos desta natureza no contexto do rio Alegria no sentido de fornecer uma caracterização mais elaborada desse ecossistema. E ainda, para que ações possam ser tomadas no sentido de restaurar, preservar e conservar esse ambiente.

REFERÊNCIAS

ALLAN, J. D.; JOHNSON, L. B. Catchment-scale analysis of aquatic ecosystems. *Freshwater Biology*, v.37, p.107-111, 1997.

ANDRADE, C. C. **Macroinvertebrados bentônicos e fatores físicos e químicos como indicadores de qualidade de água da bacia do Alta Jacaré-Guaçu (SP)**. 2009. 75f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2009.

BARBOZA, L. G. A.; FLECK, L. F.; CÂMARA, C. D. Uso e aplicabilidade dos indicadores biológicos frente aos físico-químicos na avaliação da qualidade das águas e na gestão dos recursos hídricos. In: ENCONTRO NACIONAL DE DIFUSÃO TECNOLÓGICA, 7. **Anais...** Medianeira: UTFPR, 1 CD-ROM, 2010.

BARBOZA, L. G. A.; MUCELIN, C. A.; ANZOLIN, T. A. Avaliação da qualidade do rio Alegria, Medianeira-PR, utilizando a comunidade de macroinvertebrados bentônicos. In: SEMINÁRIO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA E TECNOLÓGICA DA UTFPR, 15. **Anais...** Ponta Grossa: UTFPR, 1 CD-ROM, 2011.

BELLUTA, I. **Avaliação dos impactos provocados pela descarga de efluente tratado na microbacia do Cintra – Botucatu SP**. 2009. 114f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Programa de Pós-Graduação em Agronomia na Energia na Agricultura, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2009.

BOUCHARD JUNIOR, R. W. **Guide to aquatic macroinvertebrates of the Upper Midwest**. Water Resources Center, University of Minnesota, 2004. 208p.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 10 out. 2011.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 274, de 29 de novembro de 2010**. Estabelece os padrões de qualidade para a balneabilidade. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res00/>>. Acesso em: 10 out. 2011.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 430, de 17 de maio de 2011.** Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 10 out. 2011.

BRASIL. Constituição (1988). Capítulo II. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constitui%C3%A7ao.htm>. Acesso em: 10 out. 2011.

BRASIL. Lei 9.433 de 08 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional dos Recursos Hídricos. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9433.htm>. Acesso em: 10 out. 2011.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 518 de 25 de março de 2004. Define os padrões para potabilidade da água. Disponível em: <<http://dtr2001.saude.gov.br/sas/PORTARIAS/Port2004/GM/GM-518.htm>>. Acesso em: 10 out. 2011.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. GEO Brasil. Recursos hídricos - resumo executivo. Brasília: MMA/ANA, 2007. 60p.

BUSS, D. F.; OLIVEIRA, R. B.; BAPTISTA, D. F. Monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos continentais. **Oecol. Bras.**, v.12, n.3, p.339-345, 2008.

CAIRNS, J.; McCORMICK, P. V.; NIEDERLEHNER, B. R. A proposed framework for developing indicator of ecosystem health. **Hydrobiologia**, v.263, p. 1-44, 1993.

CALLISTO, M.; GONÇALVES JÚNIOR, J. F.; MORENO, P. **Invertebrados aquáticos como bioindicadores.** Disponível em: <<http://apostilas.cena.usp.br/Valdemar/invertaquaticos%2019.10.2010.pdf>>. Acesso em: 18 out. 2011.

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. D.C. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.6, n.1, p.71-82, 2004.

CÂMARA, C. D. **Critérios e indicadores para o monitoramento hidrológico de florestas plantadas**. 2004. 170f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento, São Carlos, 2004.

CARVALHO, A. R.; SCHLITTLER, F. H. M.; TORNISIELO, V. L. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físicos e químicos da água. **Química Nova**, v.23, n.5, p.618-622, 2000

COELHO, A. R. **Dinâmica fluvial e qualidade da água da bacia de drenagem do Ribeirão Maringá**: contribuição para o planejamento e gestão ambiental. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Programa de Pós-Graduação em Geografia, Maringá, 2007.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Dispõe sobre a instituição dos índices de comunidades biológicas e dá outras providencias**. 2006. Disponível em: <<http://www.mp.sp.gov.br/portal/page/>>. Acesso em: 05 nov. 2011.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Variáveis de qualidade das águas**. Disponível em:<www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variaveis.asp>. Acesso em 01 nov. 2011.

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

DAVIS, W. S. Biological assessment and criteria: building on the past. In: DAVIS, W. S.; SIMON, T. P. (Org.). **Biological Assessment and Criteria**. Boca Raton: Lewis Publishers, p.15-29, 1995.

DE PAUM, N.; VANHOOREN, G. Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. **Hydrobiologia**, v.100, p.153-168, 1983.

EFFENBERGER, M.; SAILER, G.; TOWNSEND, C. R.; MATTHAEL, C. D. Local disturbance history and habitat parameters influence the microdistribution of stream invertebrates. **Freshwater Biology**, n.575, p.271-284, 2006.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 575p.

FERREIRO, N. R.B. **Caracterização ecológica do rio Tuá**. 2007. 101f. Dissertação (Mestrado em Hidrobiologia) – Faculdade de Ciências, Universidade do Porto, Porto, 2007.

FLORIANO, E. P. **Políticas de gestão ambiental**. 3. ed. Santa Maria: UFSM-DCF, 2007. 111p.

FUSARI, L. M. **Estudos das comunidades de macroinvertebrados bentônicos das Represas do Monjolinho e do Fazzari no campus UFSCAR, município de São Carlos, SP**. 2006. 88f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2006.

GONÇALVES, E. M. **Avaliação da qualidade da água do rio Uberabinha – Uberlândia – MG**. 2009. 159f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Programa de Pós-Graduação em Tecnologia dos Processos Químicos e Bioquímicos, UFRJ, 2009.

GONÇALVES JUNIOR, J. F. **Biomonitoramento de macroinvertebrados bentônicos: consolidando** passos na busca do desenvolvimento sustentável. In: PRAST, Alex. E. (Ed.). Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia, n.35, v.2, p.39-42, set. 2006.

GRIFFITHS, R. W. **BIOMAP: Concepts, protocols and sampling procedures for the southwestern region of Ontario report SWR-1**. Ontário: Ministry of Environment and Energy, 1993. 25p.

HEPP, L. H. **Fauna de invertebrados aquáticos na bacia hidrográfica do rio Jacutinga, Jacutiga – RS**. 2005. 82f. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Animal) – Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005.

HILSENHOFF, W. L. Rapid field assessment of organic pollution with a family level biotic index. **Journal of the North American Benthological Society**, p.65-68, 1988.

INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. **Avaliação e monitoramento dos Recursos Hídricos**. 2002. Disponível em: <<http://www.meioambiente.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo>>. Acesso em: 02 nov. 2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Dados do censo 2010**. Disponível em: <www.censo2010.ibge.gov.br/dados_divulgados>. Acesso em: 27 out. 2011.

LANA, A. E. **Gestão das águas**. UFRGS: IPH, 2009. 235p.

LADSON, A.R.; WHITE, L. J.; DOOLAN, J. A.; TILLEARD, J. L. Development and testing of an index of stream condition for waterway management in Australia. *Freshwater Biology*, England, v.41, n.2, p.453-468, 1999.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 2. ed. Campinas: Átomos, 2008. 444p.

LOPES, F. W. A.; DUTRA, G. C.; PEREIRA, J. A. A.; CARVALHO, L. M. T. **Avaliação da influência de áreas de solo exposto sobre a qualidade das águas do Ribeirão de Carrancas – MG**. XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Florianópolis, Brasil, 21-26 abril 2007, INPE, p. 3421-3428

LOYOLA, R. G. N. Atual estágio do IAP no uso de índices biológicos de qualidade. . In: SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS BRASILEIROS, 5. **Anais...** São Paulo: ACIESP, 1 CD-ROM, 2000.

LUCEY, J. Biological monitoring of rivers and streams using macroinvertebrates. In: RICHARDSON, D. H. S. (Ed.) **Biological indicators of pollution**. Dublin: The Royal Irish Academy Press, p.63-75, 1987.

MACEDO, J. A. B. **Águas e Águas**. 2. ed. Juiz de Fora: CRQ-MG, 2001. 977p.

MAGALHÃES, A. P. F. P. **As comunidades de macro-invertebrados num sistema hidroelétrico do norte de Portugal**. 1989. 357f. Tese (Doutorado em Biologia) – Faculdade de Ciências da Universidade de Porto, Porto, 1989.

MANDAVILE, S. M. **Benthic macroinvertebrates in freshwaters – taxa tolerance values, metrics, and protocols**. New York: Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax, 2002. 128p.

MENEGOL, S. **Avaliação de características físico-químicas do leito do rio Alegria**. 2002. 89f. Trabalho de Conclusão de Curso (Tecnologia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2002.

MOULTON, T. P. **Saúde e integridade do ecossistema e o papel dos insetos aquáticos**. In: Nessimian, J. L.; Carvalho, A.L. Ecologia de insetos aquáticos. Serie Oecologia Brasiliensis, v.V. PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, p.281-298.

MUCELIN, C. A. **Estudo ecológico de fragmentos ambientais urbanos: percepção sócio-cultural e pesquisa participante**. 2006. 395f. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2006.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010. 174p.

NOGUEIRA, D. **Participação e reconhecimento na organização social em torno da gestão de recursos hídricos: uma análise comparada da bacia do rio das Velhas/MG e da bacia do rio dos Sinos/RS**. 2004. Dissertação (Mestrado em Ciência Política) – Programa de Pós-Graduação em Ciência Política, Universidade de Brasília, Brasília, 2004.

OTTONI, B. M. P. **Avaliação da qualidade da água do rio Piranhas-Açu/RN utilizando a comunidade de macroinvertebrados bentônicos**. 2009. 92f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Bioecologia Aquática, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2009.

PÁDUA, H.B. Variáveis físicas, químicas e biológicas para caracterização das águas de sistemas abertos. In: MAIA, N.B. & MARTOS, H.L. **Indicadores Ambientais**. Sorocaba: Liber Arte/Bandeirantes, 1997. 266 p.

PAZ, A.; MORENO, P.; ROCHA, L.; CALLISTO, M. Efetividade de áreas protegidas na conservação da qualidade das águas e biodiversidade aquática em sub-bacias de referência no rio das Velhas (MG). **Neotropical Biology and Conservation**, v.3, n.3, p.149-158, set. a dez. 2008.

PEIXOTO, M. J. M. M. **Qualidade biológica da água do rio Cávado**. 2008. 125f. Dissertação (Mestrado em Hidrobiologia) – Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Porto, 2008.

PÉREZ, G. R. **Guia para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia**. Colômbia: Colciencias, 1996. 217p.

PHILIPI JUNIOR, A.; ROMERIO, M. A.; BRUNA G. C. **Curso de gestão ambiental**. Barueri: Manole, 2004. 1045p.

PIEDRAS, S. R. N.; BAGER, A.; MORAES, P. R. R.; ISOLDI, L. A.; FERREIRA, O. G. L.; HEEMANN, C. Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de qualidade de água na barragem Santa Bárbara, Pelotas, RS, Brasil. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.36, n.2, p.494/500, mar./abr. 2006.

PINHO, L.; GUIMARAES-SOUZA, B. A.; PRAST, A. E. **O que são macroinvertebrados mesmo?** In: PRAST, Alex. E. (Ed.). Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia, n.35, v.2, p.39-42, set. 2006.

PONTES, C. A. A.; SCHRAMM, F. R. Bioética da proteção e papel do Estado: problemas morais no acesso desigual à água potável. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 20, n. 5, p. 1319-1327, 2004.

QUEIROZ, C. B.; EYNG, E.; SCHUTZ, F. C. A.; FLECK, L. Avaliação da influência do nitrogênio amoniacal e outros parâmetros físico-químicos na concentração de oxigênio dissolvido na água do rio Alegria, Medianeira-PR. In: SEMINÁRIO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA E TECNOLÓGICA DA UTFPR, 15. **Anais...** Ponta Grossa: UTFPR, 1 CD-ROM, 2011.

QUEIROZ, E. P. **Desenvolvimento de um índice multimétrico de integridade ecológica para córregos na área urbana de Campo Grande (Mato Grosso do Sul), baseado em macroinvertebrados bentônicos**. 2009. 215f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2009.

QUEIROZ, J. F. **Ecossistemas aquáticos e seu manejo**. In: QUEIROZ, J. F. M., SILVA; STRIXINO, S. T. (Org.). Organismos bentônicos: biomonitoramento de qualidade de água. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, p.8-25, 2008.

QUEIROZ, J. F.; STRIXINO, S. T.; NASCIMENTO, V. M. C. **Organismos bentônicos bioindicadores da qualidade das águas da bacia do médio São Francisco**. Jaguariúna: Comunicado Técnico EMBRAPA, n.3, nov. 2000. Disponível em: <www.cnpma.embrapa.br/download/organ_bentonicos.pdf>. Acesso em: 28 set. 2011.

REBOUÇAS, A. C. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. São Paulo: Escrituras, 1999.

RESH, V. H.; JACHSON, J. K. Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (Ed.) **Freshwater Biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall, p.195-233, 1993.

ROQUE, F. O.; KUHLMANN, M.; ALAÍDE, F. A. **Construindo bases científicas para utilização de macroinvertebrados como indicadores de impactos antrópicos em córregos do Estado de São Paulo: implicações para o biomonitoramento e conservação**. Disponível em: <<http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/workshops/Base%20de%20discuss%C3%A3o%20biomonitoramento.pdf>>. Acesso em: 18 out. 2011.

SANEPAR (COMPANHIA DE SANEAMENTO DO ESTADO DO PARANÁ). **Informações sobre o rio Alegria e a ETE do município de Medianeira**. Medianeira, PR, 2011.

SILVA, F. L.; TALAMONI, J. L. B.; BOCHINI, G. L.; RUIZ, S. S.; MOREIRA, D. C. Macroinvertebrados aquáticos do reservatório do rio Batalha para captação das águas e abastecimento do município de Bauru, SP, Brasil. **Ambi-Água**, Tubaté, v. 4, n. 2, p.66-74, 2009.

SILVEIRA, C.; ROSA, L. **Impacto das espécies de fósforo e de nitrogênio liberadas pela ETE do município de Medianeira sobre a qualidade das águas do rio Alegria**. 2009. 54f. Trabalho de Conclusão de Curso (Tecnologia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2009.

SILVEIRA, M. P. **Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios**. Jaguariúna: EMBRAPA, Meio Ambiente. Documentos, n.36, 2004, 68p.

TOFOLI, L. A. **Monitoramento da qualidade da água em mananciais pertencentes à bacia hidrográfica do Tietê – Botucatu, SP.** 2010. 104f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2010.

TOGORO, E. S. **Qualidade da água e integridade biótica:** estudo de caso num trecho fluminense do rio Paraíba do Sul. 2006. 164 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

WATANABE, H. M. **Bases para a aplicação de índices biológicos no biomonitoramento de ambientes lóticos – comunidade bentônica.** 2007. 158 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

YODER, C. O.; RANKING, E. T. The role of biological indicators in a state water quality management process. *Environmental Monitoring Assessment*, v.51, p.61-88, 1998.

YUAN, L. L.; NORTON, S. B. Comparing responses of macroinvertebrate metrics to increasing stress. *Journal of the North American Benthological Society*, v.2, n. 22, p.308-322, 2003.