

FABIO BERTOLINI GONÇALVES

**ANÁLISE COMPARATIVA DE ÍNDICES BIÓTICOS DE AVALIAÇÃO DE QUALIDADE DE ÁGUA,
UTILIZANDO MACROINVERTEBRADOS, EM UM RIO LITORÂNEO DO ESTADO DO PARANÁ.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Setor de Ciências Biológicas Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Ecologia e Conservação.

Orientadora Doutora Márcia Santos de Menezes

CURITIBA
2007



Ministério da Educação e Desporto
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
SETOR DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação

PARECER

Os abaixo-assinados, membros da banca examinadora da defesa da dissertação de mestrado, a que se submeteu **Fabio Bertolini Gonçalves** para fins de adquirir o título de Mestre em Ecologia e Conservação, são de parecer favorável à APROVAÇÃO do trabalho de conclusão do candidato.

Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

Curitiba, 15 de fevereiro de 2007

BANCA EXAMINADORA:



Prof. Dra. Márcia Santos de Menezes
(Orientadora)

Prof. Dra. Vânia Graciele Lezán Kowalczyk
Membro

Prof. Dr. Mario Antonio Navarro da Silva
Membro

VISTO:

Prof. Dra. Rosana Moreira da Rocha
Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação

AGRADECIMENTOS

À Professora Doutora Márcia Santos de Menezes por acreditar na minha capacidade, pela paciência e dedicação na orientação deste estudo. Pelas conversas sobre futuro profissional, pelo apoio e compreensão nos momentos difíceis e principalmente por não ter me deixado desistir.

Ao Professor Doutor José Marcelo Rocha Aranha por esses anos de convivência, aprendizado e ajuda.

Aos membros da banca, Professora Doutora Vânia Graciele Lezan Kowalczyk e Professor Doutor Mario Antonio Navarro da Silva pelas sugestões relevantes e críticas que enriqueceram e deram uma melhor consistência ao trabalho.

Aos colegas de laboratório, Su, Célio, Maria, Kelly, Jean, Flávia, Simone, Maria Antônia, Paulo China pelo apoio, ajuda e amizade. Em especial para minha grande amiga Thais, por todas as horas de ajuda na dissertação, pelas críticas e sugestões, pelas conversas e principalmente por ser uma pessoa muito especial.

Aos meus pais, Amilton e Tuca, aos meus irmãos Patrícia e Sandro.

À minha esposa Aline, por ser a melhor companheira que um ser humano poderia querer. Você é minha fortuna, meu porto seguro, minha motivação. Obrigado por fazer parte da minha vida.

Por último e mais importante, agradeço e dedico este trabalho a minha filha Laura, a razão de meus sorrisos.

“Mostrei minha obra-prima às pessoas grandes e perguntei se o meu desenho lhes fazia medo.

Responderam-me: Por que é que um chapéu faria medo?

Meu desenho não representava um chapéu. Representava uma jibóia digerindo um elefante. Desenhei então o interior da jibóia, a fim de que as pessoas grandes pudessem compreender. Elas têm sempre necessidade de explicações.”

ANTOINE DE SAINT-EXUPÉRY

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	iii
LISTA DE FIGURAS	vi
LISTA DE TABELAS	vii
RESUMO	viii
ABSTRACT	ix
INTRODUÇÃO	1
MATERIAIS E MÉTODOS	7
RESULTADOS	14
DISCUSSÃO	25
CONSIDERAÇÕES FINAIS	31
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	32
ANEXOS	39

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1	Mapa esquemático da bacia do rio do pinto, localizando os pontos amostrais.	7
FIGURA 2	Vista geral do ponto 1 de coleta - rio do Pinto, Morretes – Pr	8
FIGURA 3	Vista geral do ponto 2 de coleta, rio do Pinto, Morretes – Pr	9
FIGURA 4	Variação da precipitação pluviométrica acumulada no ponto 1, em mm, nos meses de coleta e sua relação com os índices bióticos utilizados no estudo	14
FIGURA 5	Variação da precipitação pluviométrica acumulada no ponto 1, em mm, nos meses de coleta e sua relação com os índices bióticos utilizados no estudo	17
FIGURA 6	Dendograma de similaridade (Bray-Curtis) dos escores padronizados dos índices bióticos aplicados no ponto 01	20
FIGURA 7	Dendograma de similaridade (Bray-Curtis) dos escores padronizados dos índices bióticos aplicados no ponto 02	21

LISTA DE TABELAS

TABELA 1	Classificação de qualidade da água, significado dos valores do Biological Monitoring Work Party Escore System e cores para serem utilizadas nas representações cartográficas de acordo com Alba-Tecedor & Sanchez-Órtega (1988), com modificações	10
TABELA 2	Classificação de qualidade da água e significado dos valores índice do BMWP'-ASPT (Average Score per Taxon)	11
TABELA 3	Classe de qualidade e significado dos valores de HFBI, Hilsenhoff, (1988).	11
TABELA 4	Classe de qualidade e significado dos valores do índice EPT	12
TABELA 5	Padronização dos escores dos índices bióticos utilizados em quatro categorias diagnósticas	12
TABELA 6	Resumo do protocolo GAF para avaliação dos atributos ecológicos de riachos. Modificado de Cummins <i>et al.</i> (2005).	13
TABELA 7	Resultados das análises físicas e químicas para os pontos amostrais durante as coletas de abril/05, julho/05 e fevereiro/06	15
TABELA 8	Número de indivíduos e frequência relativa nos dois pontos de coleta do rio do Pinto – Morretes/PR, durante todo o período amostral	15
TABELA 9	Valores e pontuação obtidos para o índice BMWP' aplicado nos dois pontos amostrais e respectivas classificações da qualidade da água do rio do Pinto, Morretes, PR	18
TABELA 10	Valores e pontuação obtidos para o índice BMWP'-ASPT aplicado nos dois pontos amostrais e respectivas classificações da qualidade da água do rio do Pinto, Morretes, PR	18
TABELA 11	Valores e pontuação obtidos para o índice EPT aplicado nos dois pontos amostrais e respectivas classificações da qualidade da água do rio do Pinto, Morretes, PR	19
TABELA 12	Valores e pontuação obtidos para o índice HFBI aplicado nos dois pontos amostrais e respectivas classificações da qualidade da água do rio do Pinto, Morretes, PR	19
TABELA 13	Dados da análise comparativa das comunidades de macroinvertebrados coletados no rio do pinto nos 5 períodos amostrais no ponto 01. * = $p < 0,05$, ↑ quando a proporção do táxon aumentou do primeiro para o segundo período, ↓ quando a proporção do táxon diminuiu do primeiro para o segundo período.	21
TABELA 14	Dados da análise comparativa das comunidades de macroinvertebrados coletados no rio do pinto nos 5 períodos amostrais no ponto 02. * = $p < 0,05$, ↑ quando a proporção do táxon aumentou do primeiro para o segundo período, ↓ quando a proporção do táxon diminuiu do primeiro para o segundo período	22
TABELA 15	Número de indivíduos separados por GAF nos dois pontos do rio do Pinto, Morretes, PR, durante o período amostral	23
TABELA 16	Resultado da análise dos GAF nos dois pontos do rio do Pinto, Morretes, PR, durante o período amostral	24

RESUMO

A utilização de índices bióticos como ferramenta para o biomonitoramento da qualidade de recursos hídricos mostra-se um poderoso auxílio no diagnóstico da saúde de rios e lagos. Os parâmetros utilizados atualmente para o monitoramento da qualidade de água, além dos biológicos, são físicos e químicos. Os índices bióticos aplicados no país são de origem estrangeira na sua maioria, não sendo, portanto, totalmente representativo dos ecossistemas regionais. É preciso testar a eficiência destes índices bióticos nas nossas eco-regiões. Este estudo teve como objetivo fazer uma análise comparativa entre quatro índices bióticos de avaliação da qualidade de água, utilizando a macrofauna de invertebrados bentônicos, com o intuito de diagnosticar se há algum mais indicado para os rios litorâneos da região, bem como caracterizar o ambiente e avaliar sua saúde ambiental através da utilização de análises dos grupos de alimentação funcional. Para isso foram selecionados quatro índices bióticos: 1- EPT INDEX (Porcentagem de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera); 2- BMWP' (Biological Monitoring Work Party System); 3- BMWP'-ASPT (Average Score Per Taxon) e 4-HFBI (Hilsenhoff Family Biotic Index), que foram aplicados em dois trechos de um rio litorâneo do Estado do Paraná. O rio do Pinto nasce em área preservada e recebe ao longo de seu curso uma série de despejos, sejam de origem doméstica, agrícola ou de atividade de lazer. Foram feitas cinco amostragens entre abril de 2005 e abril de 2006. Foi constatado que dos índices bióticos, o HFBI é o que menos reflete as condições de qualidade de água e não há um índice biótico melhor, uma vez que todos apresentam discrepâncias entre os escores obtidos e a estrutura da composição faunística. O protocolo de grupos de alimentação funcional revela um rio desestruturado na porção a jusante que se encontra sobre influência antrópica.

ABSTRACT

The use of biotic indices as a tool for biological monitoring the water quality has been well contribute to evaluate the healthy of rivers and lakes. Even though several features have been used since abiotic as physical and chemical to biotic ones. The used indices in Brazil were proposed in other countries, what does not represent our ecosystems. This situation favours the seek for checking their efficiency to our eco regions. This work aimed to compare four different biotic indices of water quality using benthic macroinvertebrate, in order to verify if there is one better to be applied in the costal streams in the Paraná state; describe its communities and analyse its environmental condition through the funcional feeding groups. Five biotic indices were chosen to it: 1- EPT INDEX (Percent of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera); 2- BMWP' (Biological Monitoring Work Party System); 3- BMWP'-ASPT (Average Score Per Taxon) and 4-HFBI (Hilsenhoff Family Biotic Index). They were applied in two different sites in a coastal stream in the Paraná state. The "do Pinto" stream headwaters' are placed in a protected area. There are many input materials from headwaters to the mouth as organic house material, craps and funny activities. Five samples were taken between April of 2005 and April of 2006. It was observed the HFBI index does not represent the real conditions of the stram. This way, no one of the indices can be suggested as a better one, since everyone presented many differences among their scores and the structure of community. The funcional feeding groups protocol suggested the stream as a not structured one, mainly in the inferor site that has an human influence.

1. INTRODUÇÃO

A qualidade e disponibilidade da água têm sido fator relevante quando se trabalha com problemas sócio-ambientais, no entanto, o aumento populacional tem diminuído imensamente a disponibilidade deste recurso. A ocupação humana ao longo de bacias hidrográficas ocasiona um despejo de grande quantidade de compostos de diversas origens tornando-as impróprias ao consumo, provocando assoreamento no leito dos rios, diminuição da oferta de microhabitats e conseqüente diminuição da biodiversidade (Callisto, *et al.*, 2005), aumento de casos de enfermidades relacionadas com a contaminação do corpo d'água e perda do valor estético e recreativo (Corgosinho *et al.*, 2004).

O diagnóstico eficiente da saúde de um corpo d'água é um poderoso auxílio na gestão destes recursos hídricos (Buss *et al.*, 2003). Os parâmetros utilizados para realização do monitoramento da qualidade de água atualmente são parâmetros físicos e químicos (pH, condutividade, temperatura da água, velocidade de correnteza, vazão, demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), demanda química de oxigênio (DQO), fosfato, nitrato, nitrito, óleos e graxas, dentre outros), bem como biológicos (macroinvertebrados bentônicos, peixes, algas e bacteriológicos). Os parâmetros físicos e químicos, embora possam detectar diretamente poluentes, demonstram apenas a situação da água no momento da coleta (Metcalf, 1989; Alba-Tercedor, 1996), enquanto que a biota aquática é um espelho fiel das condições ambientais por estar continuamente exposta no ambiente (Rosenberg & Resh, 1996). Isto, somado a uma variabilidade quanto à exigência das condições ambientais, ou seja, grupos de organismos extremamente exigentes e outros podendo se manter em sistemas muito alterados, faz da biota aquática um bom indicador de qualidade ambiental (Buss *et al.*, 2003).

Uma avaliação correta dos aspectos estéticos, recreativos e ecológicos do sistema só é possível com uma abordagem integrada na análise da qualidade da água, ou seja, levando-se em conta as informações do entorno como cobertura vegetal, atividades antrópicas, trecho em que estão inseridos (Allan, 1995), bem como os componentes bióticos (Metcalf, 1989). O biomonitoramento, entendido pelo uso das respostas biológicas de organismos vivos para avaliar as mudanças ocorridas no ambiente, mostra-se então uma poderosa ferramenta na avaliação da saúde ambiental de rios e riachos (Buss *et al.*, 2003).

O biomonitoramento pode ser realizado por várias abordagens, entre eles pelo uso de índices ecológicos, como por exemplo, índices de diversidade e similaridade (Washington, 1984); índices bióticos - expressões numéricas que combinam medidas quantitativas da diversidade de espécies com informações qualitativas referentes à sensibilidade de determinados taxa a modificações ambientais (Czerniawska-Kusza, 2005); modelos de predição de impactos – instrumentos de bioavaliação preditivos como o “River Invertebrate Prediction and Classification System” (RIVPACS) (Wright, *et al.*, 2000), “Australian River Assessment System” (AusRivAS) (Simpson & Norris, 2000) ou o “Assessment by Nearest Neighbour Analysis” (ANNA) (Linke *et al.*, 2005), protocolos de avaliação rápida da qualidade da água (PAR) (Barbour *et al.*, 1999 e Callisto *et al.*, 2002) e pela categorização de grupos de alimentação funcional (GAF) de macroinvertebrados (Merritt & Cummins, 1996; Cummins *et al.*, 2005).

Dentre estes sistemas, os modelos de predição de impactos e os PARs requerem rios referência, ou seja, locais em que a comunidade seja bem conhecida e estruturada (considerados rios não poluídos). Não existe no Brasil indicativos de rios referência, fazendo com que no país sejam mais utilizados os índices bióticos para o biomonitoramento.

A avaliação da qualidade de água utilizando indicadores biológicos começou há mais de um século na Alemanha, através do sistema saprobiótico (*Saprobien*system), proposto originalmente por dois cientistas alemães Kolkwitz e Marsson (1908, 1909) que observaram que os organismos que ocorrem na água poluída podem ser diferentes dos organismos que ocorrem na água limpa; associando a presença de organismos em áreas poluídas à ocorrência de características fisiológicas e comportamentais que lhes facultava a permanência nesses ambientes (Silva, 2005). Buss *et al.*, (2003) demonstraram que o “Saprobiensystem” deu origem às diversas metodologias de biomonitoramento citadas acima.

O “Saprobiensystem” utilizava microorganismos como bactérias, fungos e protozoários (Metcalf, 1989), porém praticamente quaisquer grupos podem ser utilizados como bioindicadores da qualidade das águas. Algas e macrófitas (Buss *et al.*, 2003 e Silva, 2005), peixes (Karr, 1981) e macroinvertebrados (Barbour *et al.*, 1999) também são utilizados em larga escala para esse fim, cada qual com seus conjuntos de vantagens na operacionalização do monitoramento.

Algas apresentam uma rápida taxa de reprodução e pequeno ciclo de vida; são produtoras primárias apresentando, portanto, grande sensibilidade a modificações do meio; são sensíveis a certos poluentes como agrotóxicos, que afetam alguns organismos, apenas se presentes em altas taxas de concentração; além de apresentarem uma operacionalização de coleta simples e barata, bem como métodos padronizados, como medição de biomassa e clorofila, que evitam a necessidade de esforços taxonômicos para a definição da estrutura da comunidade (Silva, 2005).

Peixes, por outro lado, são bastante utilizados como bioindicadores devido ao longo período de vida e, portanto, à capacidade de demonstrar perturbações antigas; alta capacidade de dispersão e locomoção apresentando uma visão ampla do seu habitat e são relativamente fáceis de coletar e identificar ao nível específico (Barbour *et al.*, 1999).

Na última década, mais de uma centena de índices bióticos foram criados, sendo que destes cerca de 60% são baseados na análise de macroinvertebrados (Pauw & Hawkes, 1993 *apud* Czerniawska-Kusza, 2005) e isso se deve a uma série de fatores, como ciclo de vida longo, possibilitando a percepção de modificações ambientais recentes, devido à alteração na estrutura da taxocenose de espécies mais duradouras (Barbour *et al.*, 1999); técnicas de coleta protocoladas e de baixo custo, de fácil identificação e sem alteração adversa ao ambiente e alta diversidade apresentando, portanto, um grande espectro de respostas a impactos ambientais (Callisto *et al.*, 2001; Buss *et al.*, 2003); modo de vida sedentário em várias espécies, o que favorece uma análise espacial das perturbações, permitindo uma inferência da qualidade ambiental local (Buss *et al.*, 2003); alta abundância em riachos de 1ª e 2ª ordem, onde normalmente existe uma dificuldade de amostrar eficientemente outros bioindicadores como peixes (Barbour *et al.*, 1999) e por último, são ubíquos, podendo responder a perturbações em muitos períodos e ambientes (Buss *et al.*, 2003).

Na maioria das vezes, as metodologias do uso de bioindicadores com macroinvertebrados consolidadas e/ou aplicadas atualmente no Brasil são de origem estrangeira, refletindo a realidade de ecossistemas alheios aos regionais. Embora existam esforços no sentido de adaptar estes índices à nossa realidade ou mesmo de elaborar índices próprios baseados nos índices estrangeiros (Junqueira *et al.*, 2000; Loyola, 2000; Callisto *et al.*, 2001), é necessário avaliar a eficiência destes índices bióticos nas nossas

eco-regiões. Além disto, este é um trabalho de longo prazo que implica necessariamente em um conhecimento mais consistente da macrofauna bentônica, na qual são baseados estes índices. Atualmente, os estudos realizados neste sentido, são escassos e concentram-se em poucas regiões como Centro-oeste, Sudeste e Sul, mais notadamente nos estados de Goiás, Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná e Rio Grande do Sul (Buss *et al.*, 2003). Não há, no entanto, muitos estudos no sentido de qual destes índices é o mais adequado a nossa realidade, embora esse tipo de estudo seja amplamente realizado em outros países (Cao *et al.*, 1996; Thorne & Williams, 1997; Timm *et al.*, 2001; Iliopoulou-Georgudaki *et al.*, 2003; Semenchenko & Moroz, 2005; Czerniawska-Kusza, 2005; Griffith *et al.*, 2005). Assim, estudos comparativos de índices bióticos mostram-se necessários para uma avaliação consistente e um melhor gerenciamento dos recursos hídricos.

O índice BMWP' (*Biological Monitoring Work Party Escore System*) teve sua origem remota no "Saprobien system" (Kolkwitz e Marsson, 1909). Quando o sistema saprobiótico foi proposto no início do século passado, sua idéia apresentou uma boa aceitação entre os limnólogos europeus, que desenvolveram uma série de estudos que culminaram na elaboração, no Reino Unido, do "Trent Biotic Index" (TBI) (Woodwiss, 1964), que se tornou a base da maioria dos índices modernos. Chandler (1970) desenvolve, a partir do TBI, o "Chandler's Score System", que por sua vez origina o BMWP (*Biological Monitoring Working Party Escore System*) quando o Departamento de Meio Ambiente britânico formou, em 1976, um grupo de trabalho, o "Biological Monitoring Working Party" que tinha por objetivo principal a elaboração de um sistema de biomonitoramento para os rios da Inglaterra. Este índice sofreu alterações na sua forma e foi adaptado para os rios da península Ibérica por Alba-Tercedor (1996), gerando o BMWP' e posteriormente o IBMWP (*Iberian Biological Monitoring Work Party Escore System*). No Brasil, este índice foi modificado e adaptado à fauna de Minas Gerais por Junqueira e colaboradores (2000) e para os rios paranaenses por Loyola (2000), sendo que este último é utilizado pelo IAP (Instituto Ambiental do Paraná) em biomonitoramento de sistemas hídricos.

Com a finalidade de tornar o BMWP' mais eficiente, foi desenvolvido em 1997, no Reino Unido, o índice BMWP'-ASPT (*Average Score Per Taxon*), 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 à média dos valores de cada família encontrada.

O índice HFBI (*Hilsenhoff Family Biotic Index*), que tem origem no “Hilsenhoff’s Index” (Hilsenhoff, 1977), foi desenvolvido nos EUA em resposta ao “Clean Water Act” de 1972, lei federal americana que regula os padrões e critérios para a restauração e manutenção dos recursos hídricos da região.

No índice EPT (Porcentagem de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) são considerados todos os organismos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera presentes na amostragem, sendo calculada a abundância relativa destas ordens em relação ao número total de organismos da amostra. A qualidade da água é maior quanto maior for a abundância relativa desses táxons no local. Essa medida é baseada no conhecimento de que, em geral, a maioria dos organismos dessas ordens é mais sensível à poluição orgânica (Carrera & Fierro, 2001; Resh & Jackson, 1993 e Rosenberg & Resh, 1993).

Uma outra forma de abordagem para a caracterização da saúde ambiental (Moulton, 1998) é a categorização de grupos de alimentação funcional de macroinvertebrados (Cummins, 1973, 1974; Cummins & Klung, 1979; Cummins & Wilzbach, 1985; Merritt & Cummins, 1996; Cummins *et al.*, 2005).

Os grupos de alimentação funcional (GAF) são guildas tróficas que agrupam qualitativamente macroinvertebrados que utilizam os mesmos recursos de uma maneira morfo-comportamental similar (Simberloff & Dayan, 1991; Rosenberg & Resh, 1996; Merritt & Cummins, 1996), e sua distribuição ao longo do rio pode determinar a disponibilidade dos recursos alimentares necessários e a condição dos parâmetros ambientais relacionados (Cummins, 1996). Macroinvertebrados que se alimentam de MOPG (matéria orgânica particulada grossa), partículas maiores do que 1 mm como folhas, gravetos, galhos e outras partes de plantas derivadas da mata ciliar são denominados de fragmentadores (*shredders*). Raspadores (*scrapers*) são os organismos que possuem seu aparato bucal adaptado à raspagem de perifíton aderido ao substrato. Coletores (*collectors*) alimentam-se de matéria orgânica particulada fina (MOPF). Os coletores podem ser subdivididos em coletores filtradores (*filtering collectors*) ou coletores catadores (*gathering collectors*), que obtêm seu alimento em suspensão na coluna d’água ou decantado no substrato, respectivamente. Por último, os predadores (*predators*) são definidos como organismos que consomem tecido vivo de origem animal (Silveira, 2004).

Um desvio na abundância esperada destes grupos (Vannote *et al.*, 1980), pode indicar uma perturbação da comunidade, uma vez que os grupos funcionais são sensíveis às mudanças naturais que ocorrem ao longo do rio, bem como às alterações nos padrões, resultantes de impacto humano (Silveira, 2004), sendo essas categorias de alimentação, portanto, freqüentemente usadas em estudos de impacto ambiental.

Este estudo teve como objetivo aplicar índices bióticos de avaliação da qualidade de água em um rio litorâneo do estado do Paraná, com o intuito de diagnosticar qual destes seria mais indicado para os rios litorâneos da região, bem como caracterizar o ambiente e avaliar sua saúde ambiental através da utilização de análises dos grupos de alimentação funcional.

Foram selecionados quatro índices bióticos para esse estudo levando-se em conta o seu uso atualmente em sistemas de biomonitoramento ou a possibilidade de futura utilização bem como sua origem estrangeira. Os índices bióticos selecionados foram: 1- BMWP' (*Biological Monitoring Work Party Escore System*), (Loyola & Brunkov, 1999, Loyola, 2000); 2- BMWP'-ASPT (*Average Score Per Taxon*), (Walley & Hawkes, 1997); 3- HFBI (*Hilsenhoff Family Biotic Index*), (Hilsenhoff, 1988) e 4- EPT INDEX (Porcentagem de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) (Cairns & Pratt, 1993).

2. MATERIAIS E MÉTODOS

O rio do Pinto nasce no Parque Estadual do Pau Oco, no município de Morretes, em uma Área de Proteção Ambiental (APA) da Serra do Mar caracterizada por floresta densa sem habitações humanas ou cultivos próximos. Pela classificação de Koeppen (1948), o clima da região é Cfb (subtropical úmido, mesotérmico). Aranha (2000), observou um regime de chuvas com períodos de seca entre maio e agosto e picos de precipitação pluviométrica intensa entre dezembro e fevereiro na região.

Com uma extensão de 14,23 Km, o rio do Pinto apresenta em sua origem características de rio de serra com fundo pedregoso, apresentando um assoreamento em seus trechos à jusante, devido ao elevado grau de degradação e retirada da vegetação ripária original, desaguando no rio Nhundiaquara. Ao longo do seu curso existem diferentes usos das águas e margens, que influenciam no seu grau de integridade.

Foram determinados dois pontos amostrais. O primeiro considerado o ponto controle, mais a montante, apresenta pouca ação antrópica e o segundo, localizado à jusante no rio, com menor qualidade ambiental. (Fig.1)

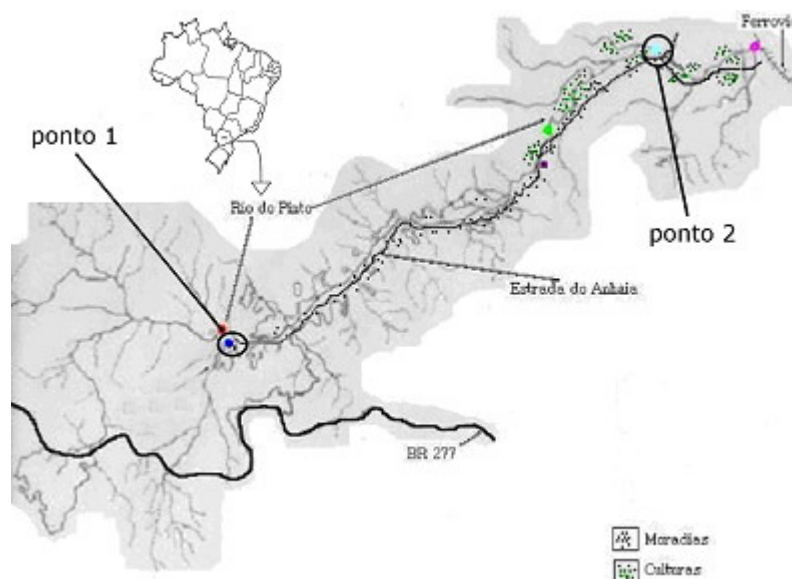


Figura 1 – Mapa esquemático da bacia do rio do pinto, localizando os pontos amostrais.

O ponto 1 ($25^{\circ} 34' 17''$ S $48^{\circ} 53' 08''$ W altitude 206m) é localizado em trecho de rio de 3ª ordem e caracterizado por apresentar muitas corredeiras, predominando os substratos rochas e cascalho, sendo que folhiço e areia ocorrem apenas em áreas marginais nos

remansos (Fig. 2). Com água cristalina, sem odores, vegetação de galeria cobrindo parte do espelho d'água e ausência de moradias e culturas à montante, pode ser considerado como em bom estado de conservação. A escolha deste ponto foi devido a dois fatores: (1) pela facilidade de acesso e (2) por suas características, uma vez que o ponto está inserido dentro da área do Parque Estadual do Pau Oco, sendo o acesso restrito e controlado pelo IAP (Instituto Ambiental do Paraná). No entanto, as nascentes estão localizadas anteriormente à Rodovia BR-277, que intercepta o rio. A área à montante do ponto de coleta é visitada freqüentemente por turistas que utilizam suas cachoeiras e trilhas para lazer, principalmente nos períodos de verão.



Figura 2 – Vista geral do ponto 1 de coleta - rio do Pinto, Morretes – Pr.

O ponto 2 (25° 30' 16,1" S 48° 49' 48,5" W altitude 37m) é um trecho de 4ª ordem, onde predominam os substratos cascalho e areia, com parte da vegetação ripária composta, em grande parte, por *Brachiaria* spp., que permanece submersa nos períodos de maior pluviosidade (Fig. 3). A água é turva em alguns trechos, com odor desagradável, suas

margens têm sofrido erosão e assoreamento, com casas e cultivos agrícolas como mandioca, gengibre e berinjela à montante e no entorno (Baldan, 2006).



Figura 3 - Vista geral do ponto 2 de coleta, rio do Pinto, Morretes – Pr.

As coletas foram realizadas nos meses de abril, julho e outubro de 2005; fevereiro e abril de 2006, com amostras quantitativas com três réplicas em todos os substratos disponíveis.

A amostragem dos organismos foi realizada com o auxílio de amostrador Surber (30cm x 30cm) e peneira junto à vegetação marginal. Ambos os amostradores apresentavam abertura de malha 0,5 mm. O material coletado foi fixado em campo com formalina a 10% e acondicionados em sacos ou potes plásticos para posterior preservação em álcool 70%. Os organismos foram triados sob caixa de luz ou utilizando-se o método de flotação (Silveira, *et al.*, 2004).

Os organismos foram identificados ao nível de família sob microscópios estereoscópico e óptico, com auxílio de chaves de identificação e literatura especializada (McCaffrty, 1981; Pérez, 1988; Lopretto & Tell, 1995; Trivinho-Strixino & Strixino, 1995; Chacón & Segnini, 1996; Merrit & Cummins, 1996; Wiggins, 1996; Nieser & de Melo, 1997; Buckup & Bond-Buckup, 1999 e Costa, de Souza & Oldrini, 2004).

Foram realizadas coletas de dados abióticos como fósforo total, nitrogênio inorgânico, demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio com o intuito de caracterização geral do ambiente nos dois pontos amostrados. Foram obtidos dados de precipitação pluviométrica da região (SIMEPAR).

Índices bióticos, BMWP', BMWP'-ASPT, HFBI e EPT, foram aplicados para cada coleta em cada ponto amostral.

Tabela 1 - Classificação de qualidade da água, significado dos valores do Biological Monitoring Work Party Escore System e cores para serem utilizadas nas representações cartográficas de acordo com Alba-Tecedor & Sanchez-Órtega (1988), com modificações.

Classe	Qualidade	Valor	Significado	Cor
I	Ótima	> 150	Águas prístinas (muito limpas)	Lilás
I	Boa	101 a 120	Águas não poluídas, sistema perceptivelmente não alterado.	Azul
III	Aceitável	61 a 100	Evidentes efeitos moderados de poluição	Verde
IV	Duvidosa	36 a 60	Águas poluídas (sistemas alterados)	Amarela
V	Crítica	16 a 35	Águas muito poluídas (sistemas muito alterados)	Laranja
VI	Muito Crítica	< 15	Água fortemente poluída (sistemas fortemente alterados)	Vermelho

O índice BMWP' (Biological Monitoring Work Party Escore System) pontua de 1 a 10 o grau de sensibilidade dos organismos (Anexo 1), conferindo maiores valores para aqueles com maior sensibilidade à poluição orgânica. A classificação da qualidade da água é determinada baseada nos critérios apresentados na Tabela 1.

O índice BMWP'-ASPT (Average Score Per Taxon), é uma adaptação do índice anterior, obtido pelo resultado do cálculo do BMWP dividido pelo número de famílias

pontuadas na amostra. A avaliação da qualidade de água é determinada pelos critérios apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 - Classificação de qualidade da água e significado dos valores índice do BMWP'-ASPT (Average Score Per Taxon)

Valor BMWP-ASPT	Avaliação da Qualidade da Água
>6	Água Limpa
5-6	Qualidade Duvidosa
4-5	Provável Poluição Moderada
<4	Provável Poluição Severa

Tabela 3 - Classe de qualidade e significado dos valores de HFBI, Hilsenhoff, (1988).

HFBI	Qualidade da água	Grau de poluição orgânica
0.00-3.5	Excelente	Sem poluição orgânica aparente.
3.51-4.5	Muito bom	Poluição orgânica leve.
4.51-5.50	Bom	Algum sinal de poluição orgânica.
5.51-6.50	Moderado	Poluição orgânica moderada.
6.51-7.50	Moderadamente pobre	Poluição orgânica significativa.
7.51-8.50	Pobre	Poluição orgânica muito significativa.
8.51-10.00	Muito pobre	Poluição orgânica severa.

O índice HFBI (Hilsenhoff Family Biotic Index), pontua os organismos baseado no sistema saprobiótico, de maneira inversa ao BMWP (Anexo 2). Sua pontuação deve ser calculada da seguinte maneira: $HFBI = \sum nVT / N$, onde: VT é o valor de tolerância de cada família, n= o número de indivíduos em cada família e N= o número total de indivíduos. Os resultados são comparados com os critérios propostos na Tabela 3.

No índice EPT calculou-se a abundância relativa dos organismos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, em relação ao número total de organismos da amostra. Os resultados são comparados com os critérios propostos na Tabela 4.

Tabela 4 - Classe de qualidade e significado dos valores do índice EPT.

Porcentagem de EPT	Qualidade da Água
75% - 100%	Muito Boa
50% - 74%	Boa
25% - 49%	Regular
0% - 24%	Ruim

Os escores dos índices bióticos foram agrupados nas quatro categorias diagnósticas do índice EPT (por serem mais simples) e comparadas por ponto amostral através do índice de similaridade de Bray-Curtis (Krebs, 1989), conforme Tabela 5.

Tabela 5 - Padronização dos escores dos índices bióticos utilizados em quatro categorias diagnósticas.

EPT	ASPT	BMWP'	HFBI
0 •muito boa	•água limpa	•ótima	•excelente •muito bom
1 •boa	•água limpa	•boa	•bom
2 •regular	•qualidade duvidosa •poluição moderada	•aceitável •duvidosa	•moderado
3 •ruim	•poluição severa	•crítica •muito crítica	•moderadamente pobre •muito pobre

O conjunto de dados amostrados em cada coleta foi comparado entre os pontos através do teste Comparação de mais de duas Proporções para os taxa com frequência relativa acima de 1% (Zar, 1999). Ocorrendo diferenças significativas aplicou-se o teste Comparação de duas Proporções (Zar, 1999) para cada um dos táxons para identificar quais grupos variaram significativamente e portanto interferiram no resultado final de cada índice. Este teste permitiu identificar e comparar se os resultados dos índices bióticos corresponderam às mudanças na composição faunística encontrada durante o estudo, demonstrando então a sensibilidade de cada índice para refletir a estrutura da comunidade em questão.

A razão entre grupos de alimentação funcional (GAF) foi calculada para estimativa da saúde ambiental de cada ponto conforme Cummins *et al.*(2005) (Tabela 6).

Foram utilizadas as seguintes proporções de GAF para atribuir as condições ecológicas de cada trecho: o equilíbrio entre autotrofia e heterotrofia (P/R), determinado por animais que se alimentam de algas e plantas vasculares e por animais que se alimentam de folhas originadas da vegetação ripária; a ligação entre a entrada de matéria orgânica particulada grossa da mata ripária com a cadeia alimentar fluvial (CPOM/FPOM); a comparação da dominância relativa de matéria orgânica particulada fina em suspensão com a depositada nos sedimentos (TFPOM/BFPOM) e a estabilidade do substrato.

Tabela 6 - Resumo do protocolo GAF para avaliação dos atributos ecológicos de riachos. Modificado de Cummins *et al.* (2005).

Atributos do ecossistema	Símbolos	Cálculo	Critério para classificação
Equilíbrio entre autotrofia e heterotrofia	P/R	Raspadores / pastadores + total de coletores	Autótrofo > 0,75
Ligação entre a entrada de MOPG da mata ripária com a cadeia alimentar	CPOM/FPOM	Pastadores / total de coletores	Associação normal de pastadores com o aporte da vegetação ripária > 0,25
Comparação da dominância relativa de MOPF em suspensão com a depositada nos sedimentos	TFPOM/BFPOM	Coletores filtradores / coletores catadores	MOPF em suspensão maior que a taxa de MOPF depositada no substrato > 0,50
Estabilidade do substrato	Estabilidade	Raspadores + coletores filtradores / pastadores + coletores catadores	Estabilidade plena do substrato > 0,50

3. RESULTADOS

Os dados de precipitação pluviométrica acumulada para a bacia hidrográfica durante todo o período amostrado (abril de 2005 a abril de 2006) indicam um período chuvoso em abril de 2005 e fevereiro de 2006 e um período seco em outubro de 2005 e abril de 2006 (Fig.4).

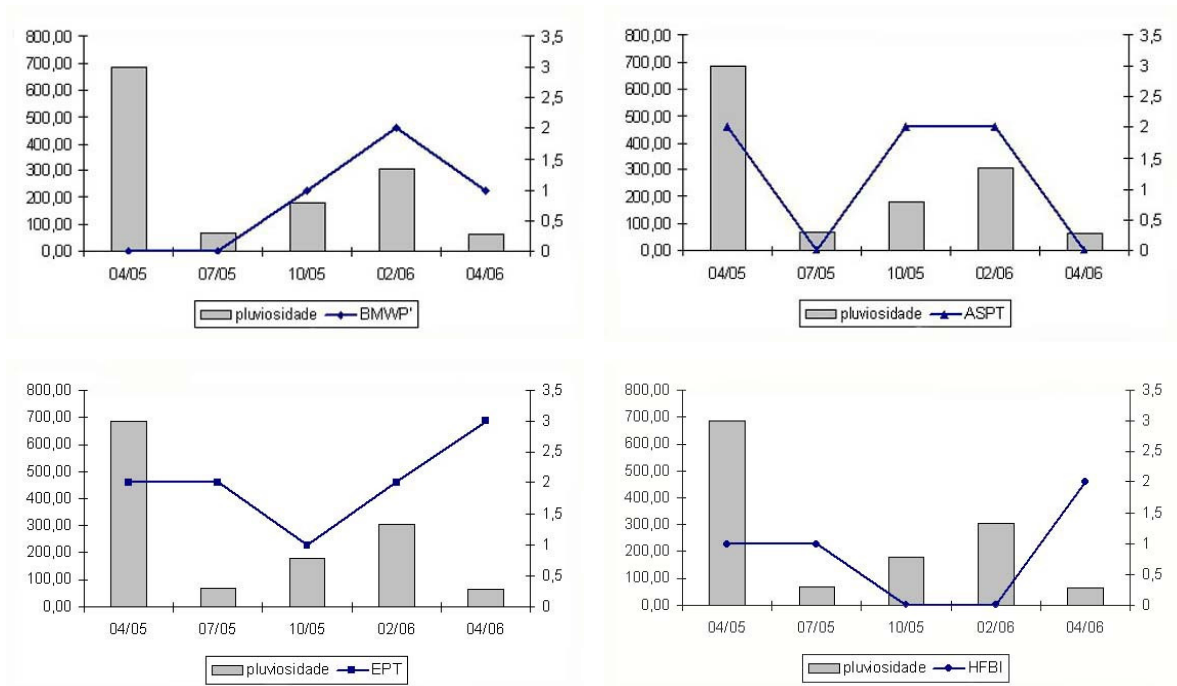


FIGURA 4: VARIAÇÃO DA PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA ACUMULADA NO PONTO 1, EM mm, NOS MESES DE COLETA E SUA RELAÇÃO COM OS ÍNDICES BIÓTICOS UTILIZADOS NO ESTUDO.

Os resultados obtidos referentes à demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, nitrato, nitrito e fósforo total estão demonstradas na tabela 7, .

TABELA 7: RESULTADOS DAS ANÁLISES FÍSICAS E QUÍMICAS PARA OS PONTOS AMOSTRAIS DURANTE AS COLETAS DE ABRIL/05, JULHO/05 E FEVEREIRO/06.

		Ponto 1	Ponto 2
DBO ₅	abr/05	2,03	2,12
mg O ₂ /L	fev/06	5,35	5,17
DQO	abr/05	5,44	5,15
mg O ₂ /L	fev/06	13,00	15,00
NITRATO	jul/05	0,08	0,04
mg NO ₃ N/L	fev/06	<0,05	0,05
NITRITO	jul/05	<0,10	<0,10
mg NO ₂ N/L	fev/06	<0,01	<0,01
FÓSFORO TOTAL	fev/06	0,14	< 0,05
mg P/L			

Foram coletados 8.677 indivíduos pertencentes a Insecta, Crustacea, Acarina, Oligochaeta e Mollusca distribuídos entre os dois pontos de amostragem conforme apresentado no Anexo III, sendo Insecta predominante em todo o período, principalmente as famílias Chironomidae e Simuliidae (Diptera), Elmidae (Coleoptera), Hydropsychidae (Trichoptera) e Baetidae (Ephemeroptera).

Considerando todo o período amostral, o ponto 1 apresentou-se mais abundante com 6571 indivíduos (58 táxons) em comparação com 2106 exemplares (41 táxons) amostrados no ponto 2. As amostras de abril/05 e abril/06 apresentaram maior abundância de indivíduos com 2353 e 2601 indivíduos, respectivamente no acumulado dos dois pontos de coleta (Tabela 8).

TABELA 8: NÚMERO DE INDIVÍDUOS E FREQUÊNCIA RELATIVA NOS DOIS PONTOS DE COLETA DO RIO DO PINTO – MORRETES/PR, DURANTE TODO O PERÍODO AMOSTRAL.

	Ponto 1	Ponto 2	TOTAL
Abril/05	2121 (32%)	232 (11%)	2353
Julho/05	913 (14%)	385 (18%)	1298
Outubro/05	865 (13%)	491 (24%)	1356
Fevereiro/06	819 (12%)	250 (12%)	1069
Abril/06	1853 (28%)	748 (35.5%)	2601
TOTAL	6571	2106	8677

O ponto 1 apresentou em abril de 2005 maior abundância de Ephemeroptera (Baetidae - 11,46%), Diptera (Chironominae - 16,78% e Orthocladinae - 11,83%) e Coleoptera (Elmidae - 15,98%); em julho de 2005 abundância de Ephemeroptera (Baetidae - 13,80%) e Diptera (Chironominae - 24,21%); em outubro de 2005 predominância de Ephemeroptera (Baetidae - 45,66% e Leptohyphidae - 10,06%) e Coleoptera (Elmidae - 9,71%); em fevereiro de 2006 abundância de Ephemeroptera (Baetidae - 13,80% e Leptohyphidae - 19,29%), Diptera (Chironominae - 21,98%) e Coleoptera (Elmidae - 25,76%) e em abril de 2006, Diptera (Chironominae - 51,86%) e Coleoptera (Elmidae - 16,35%).

No ponto 2, Ephemeroptera (Baetidae) predominou em todas as coletas com as freqüências relativas, em 2005, de 48,71% (abril), 20,52% (julho) e 37,27% (outubro). No ano de 2006, o grupo apresentou freqüência de 23,6% e 34,89% nos meses de fevereiro e abril, respectivamente. Diptera foi abundante nas coletas de julho (14,81%- Chironominae) e outubro (20,57%- Chironominae e (23,83%-Simulidae). Coleoptera (Elmidae) apresentou freqüência de 28,05% em julho de 2005, 23,2% em fevereiro de 2006 e 34,63% em abril do mesmo ano. Arachnida, representado por Hydracarina, foi encontrado com freqüência de 27,59% na coleta de julho de 2005 e Trichoptera (Hydropsychidae) em fevereiro de 2006 com 12,4% (Anexo III).

Utilizando o resultado dos escores dos índices bióticos agrupados em quatro categorias diagnósticas (muito boa = 0; boa = 1; regular =2 e ruim = 3), observa-se que o índice BMWP' não foi influenciado pelo regime pluviométrico. Este índice apresentou, no ponto 1, uma qualidade “muito boa” no período de abril e julho de 2005, sendo que são períodos com taxas de precipitação bastante distintas; no ponto 2, uma qualidade “boa” em abril de 2006 e “regular” nas demais coletas (Figuras 4 e 5).

O índice BMWP'-ASPT, por sua vez, apresentou uma maior sensibilidade ao regime pluviométrico no ponto 1 (figura 4), apresentando qualidade “muito boa” no período seco e qualidade “regular” nos períodos chuvosos. No ponto 2, no entanto, o BMWP'-ASPT seguiu o padrão do BMWP', sendo mais homogêneo (qualidade “regular” em todos as coletas, exceto em abril de 2006 com qualidade “muito boa”) (figura 5).

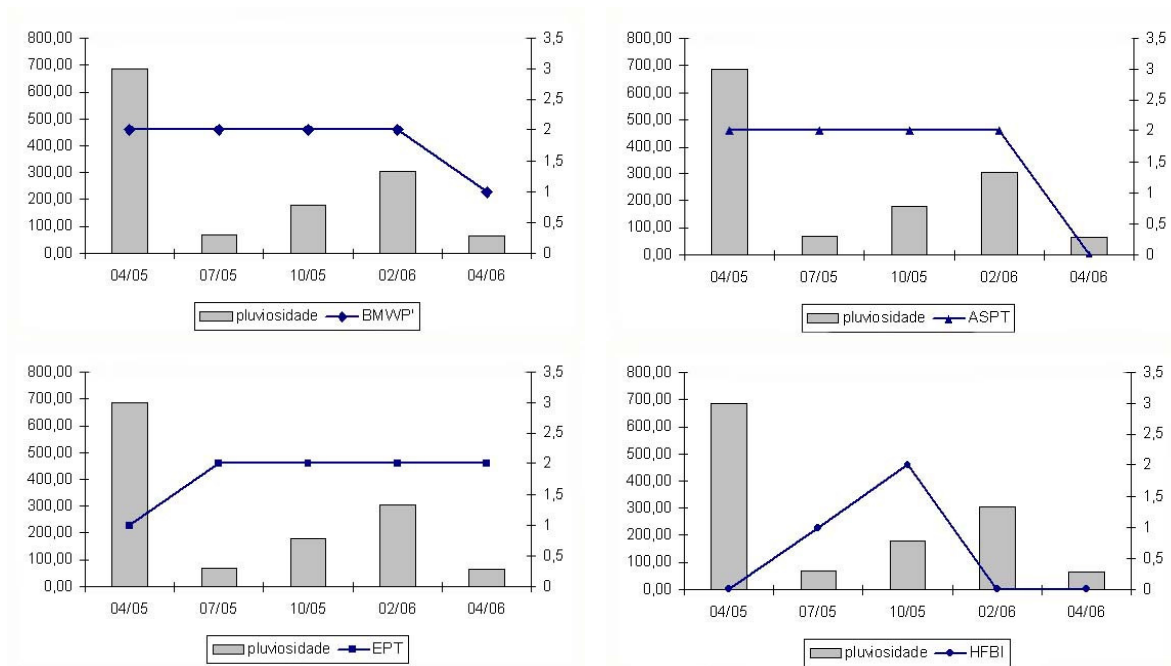


FIGURA 5: VARIAÇÃO DA PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA ACUMULADA NO PONTO 2, EM mm, NOS MESES DE COLETA E SUA RELAÇÃO COM OS ÍNDICES BIÓTICOS UTILIZADOS NO ESTUDO.

Os resultados do índice EPT não apresentaram correspondência com o regime de chuvas no ponto 1 obtendo qualidade “boa” (figura 4) na coleta de outubro de 2005, “ruim” em abril de 2006 e “regular” nas outras amostragens. No ponto 2 seguiu o padrão observado nos outros índices (figura 5).

O índice HFBI apresentou em abril de 2006 no ponto 1 e outubro de 2005 no ponto 2 qualidade “regular”, nos pontos restantes apresentou escores de qualidade de água “boa” a “muito boa”. Os escores obtidos foram independentes da taxa de precipitação pluviométrica. (figuras 4 e 5).

A pontuação obtida pelo índice BMWP' (tabela 9) indica o ponto 1 com qualidade de água “ótima” na coleta de julho e abril de 2005, o que caracteriza águas muito limpas e cristalinas e “boa” nos demais períodos. A pontuação para o segundo ponto amostral foi mais moderada apresentando qualidade “aceitável” em todas as coletas, exceto julho/05 e abril/06, onde a água foi considerada boa.

O BMWP'-ASPT por outro lado avaliou de forma mais homogênea ambos os pontos amostrais (tabela 10), pontuando quase todas as coletas com qualidade “duvidosa”, exceto

em abril/06 que apresentou uma excelente qualidade classificando esta coleta como “água limpa” em ambos os pontos e em julho/05 no ponto 01.

O índice EPT (tabela 11), da mesma forma que o BMWP'-ASPT, foi mais criterioso e homogêneo qualificando como “regular” ou “boa” quase todas as amostras, exceto o ponto 1 em abril de 2006, que foi avaliado com qualidade de água “ruim”.

TABELA 9: VALORES E PONTUAÇÃO OBTIDOS PARA O ÍNDICE BMWP' APLICADO NOS DOIS PONTOS AMOSTRAIS E RESPECTIVAS CLASSIFICAÇÕES DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO DO PINTO, MORRETES, PR.

BMWP'		
	Ponto 1	Ponto 2
Abril/05	BOA (117)	ACEITÁVEL (72)
Julho/05	ÓTIMA (174)	BOA (105)
Outubro/05	ÓTIMA (127)	ACEITÁVEL (96)
Fevereiro/06	BOA (119)	ACEITÁVEL (82)
Abril/06	ÓTIMA (140)	ÓTIMA (138)

TABELA 10: VALORES E PONTUAÇÃO OBTIDOS PARA O ÍNDICE BMWP'-ASPT APLICADO NOS DOIS PONTOS AMOSTRAIS E RESPECTIVAS CLASSIFICAÇÕES DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO DO PINTO, MORRETES, PR.

BMWP'-ASPT		
	Ponto 1	Ponto 2
Abril/05	DUVIDOSA (5,71)	DUVIDOSA (5,14)
Julho/05	ÁGUA LIMPA (6,21)	DUVIDOSA (5,53)
Outubro/05	DUVIDOSA (5,77)	DUVIDOSA (5,33)
Fevereiro/06	DUVIDOSA (5,95)	DUVIDOSA (5,13)
Abril/06	ÁGUA LIMPA (6,09)	ÁGUA LIMPA (6)

TABELA 11: VALORES E PONTUAÇÃO OBTIDOS PARA O ÍNDICE EPT APLICADO NOS DOIS PONTOS AMOSTRAIS E RESPECTIVAS CLASSIFICAÇÕES DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO DO PINTO, MORRETES, PR.

EPT		
	Ponto 1	Ponto 2
Abril/05	REGULAR (29%)	BOA (54%)
Julho/05	REGULAR (35,38%)	REGULAR (27,72%)
Outubro/05	BOA (66,7%)	REGULAR (44,64%)
Fevereiro/06	REGULAR (37,24%)	REGULAR (41,2%)
Abril/06	RUIM (12,17%)	REGULAR (42,44%)

TABELA 12: VALORES E PONTUAÇÃO OBTIDOS PARA O ÍNDICE HFBI APLICADO NOS DOIS PONTOS AMOSTRAIS E RESPECTIVAS CLASSIFICAÇÕES DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO DO PINTO, MORRETES, PR.

HFBI		
	Ponto 1	Ponto 2
Abril/05	BOM (4,59)	MUITO BOM (4,2)
Julho/05	BOM (4,64)	BOM (4,66)
Outubro/05	MUITO BOM (3,57)	BOM (5,0)
Fevereiro/06	MUITO BOM (4,19)	MUITO BOM (3,57)
Abril/06	MODERADO (5,6)	MUITO BOM (4,22)

O HFBI, assim como o BMWP', não foi um índice muito rigoroso para qualificar as águas do sistema do rio do Pinto, considerando de “boa” à “muito boa” a qualidade no ponto 2 durante quase todo o período de amostragem (tabela 12).

Analisando a similaridade entre os escores dos índices bióticos agrupados em quatro categorias diagnósticas (muito boa; boa; regular e ruim) , comparadas por período

amostral observou-se que no ponto 01 (Fig 6) os dois índices que apresentaram maior similaridade foram o índice EPT e o BMWP'-ASPT (68,26%), por outro lado os índices BMWP'-ASPT e HFBI apresentaram a menor similaridade (26,12%).

No ponto 02, (Fig 7) os índices EPT e BMWP' apresentaram alta similaridade (93,77%), sendo que o índice HFBI apresentou-se menos similar em relação aos outros índices (53,23%). O grau de similaridade entre os índices foi maior no ponto 02 do que no ponto 01.



FIGURA 6 : DENDOGRAMA DE SIMILARIDADE (BRAY-CURTIS) DOS ESCORES PADRONIZADOS DOS ÍNDICES BIÓTICOS APLICADOS NO PONTO 01.

A análise de proporções dos taxa realizada entre os períodos amostrais dentro de cada ponto, demonstrou uma diferença significativa entre todos os períodos em ambos os pontos, exceto entre os períodos amostrais de abril e julho de 2005 no ponto 01.

Os grupos que se destacaram na proporção de taxa encontrados no ponto 01 (Tabela 13) foram Baetidae, Leptohiphidae, Blephareceridae, Chironominae, Elmidae, Orthocladinae e Leptoceridae; e no ponto 02 foram Chironominae, Elmidae, Leptohiphidae, Tanypodinae, Simuliidae, Hydropsychidae, Baetidae, Calopterygidae e Hydracarina. (Tabela 14).

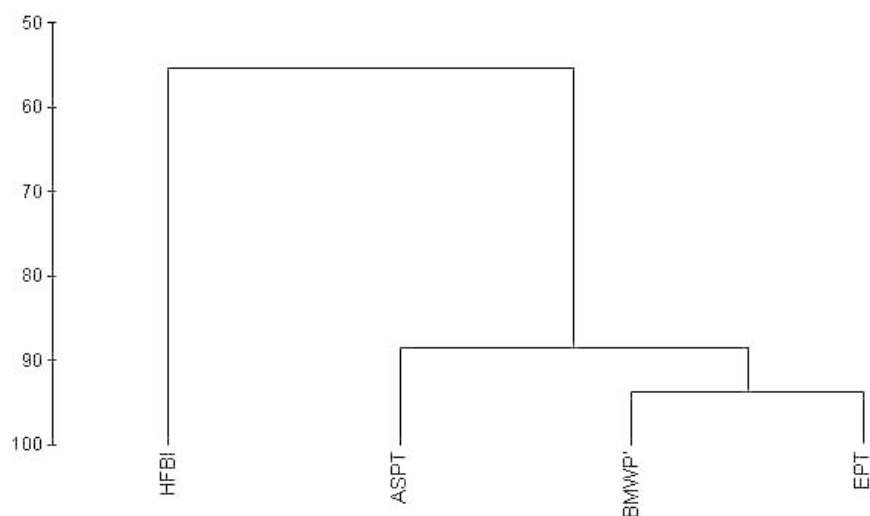


FIGURA 7: DENDOGRAMA DE SIMILARIDADE (BRAY-CURTIS) DOS ESCORES PADRONIZADOS DOS ÍNDICES BIÓTICOS APLICADOS NO PONTO 02.

TABELA 13: DADOS DA ANÁLISE COMPARATIVA DAS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS COLETADOS NO RIO DO PINTO NOS CINCO PERÍODOS AMOSTRAIS NO PONTO 01. * = $P < 0,05$, (↑) QUANDO A PROPORÇÃO DO TÁXON AUMENTOU DO PRIMEIRO PARA O SEGUNDO PERÍODO, (↓) QUANDO A PROPORÇÃO DO TÁXON DIMINUIU DO PRIMEIRO PARA O SEGUNDO PERÍODO.

	GL	χ^2	TAXA	
			↑	↓
04/05 – 07/05	26	29,63*		
04/05 – 10/05	25	64,65*	Baetidae	Chironominae
			Leptohyphidae	Orthocladinae
04/05 – 02/06	22	43,72*	Leptohyphidae	
04/05 – 04/06	23	63,74*	Blephareceridae	Baetidae
			Chironominae	Leptoceridae
				Orthocladinae
07/05 – 10/05	23	51,51*	Baetidae	Chironominae
07/05 – 02/06	20	39,40*	Leptohyphidae	Baetidae
			Elmidae	
07/05 – 04/06	20	50,10*	Chironominae	Baetidae
10/05 – 02/06	20	56,23*	Chironominae	Baetidae
			Elmidae	
10/05 – 04/06	20	88,81*	Chironominae	Baetidae
02/06 – 04/06	20	50,06*	Blephareceridae	Baetidae
			Chironominae	Leptohyphidae

TABELA 14: DADOS DA ANÁLISE COMPARATIVA DAS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS COLETADOS NO RIO DO PINTO NOS CINCO PERÍODOS AMOSTRAIS NO PONTO 02. * =P<0,05, (↑) QUANDO A PROPORÇÃO DO TÁXON AUMENTOU DO PRIMEIRO PARA O SEGUNDO PERÍODO, (↓) QUANDO A PROPORÇÃO DO TÁXON DIMINUIU DO PRIMEIRO PARA O SEGUNDO PERÍODO.

	GL	χ^2	TAXA	
			↑	↓
04/05 – 07/05	19	96,54	Chironominae Elmidae Leptohyphidae Tanypodinae	Baetidae Hydracarina
04/05 – 10/05	17	75,89	Chironominae Simuliidae	Baetidae Hydracarina
04/05 – 02/06	18	84,46	Elmidae Hydropsychidae	Baetidae Hydracarina
04/05 – 04/06	18	79,48	Elmidae	Hydracarina
07/05 – 10/05	18	61,45	Baetidae Simuliidae	Tanypodinae Elmidae
07/05 – 02/06	17	46,52	Baetidae Hydropsychidae	Chironominae
07/05 – 04/06	19	28,9	Baetidae	Tanypodinae
10/05 – 02/06	18	85,06	Calopterygidae Hydropsychidae Elmidae	Chironominae Simuliidae
10/05 – 04/06	17	60,89	Elmidae	Chironominae Simuliidae
02/06 – 04/06	19	41,9		Hydropsychidae

Para o conjunto de dados amostrados existiu predominância de catadores e raspadores em relação aos outros Grupos de Alimentação Funcional (GAF) (Tab. 15). O ponto 1 para todos os GAF's, apresentou predominância de indivíduos.

Ocorreu pequeno número de pastadores no ponto 1 em fevereiro de 2006 e em abril, julho e outubro de 2005 no ponto amostral 2. O mesmo foi observado com raspadores no ponto 2, em abril e outubro de 2005 e com filtradores no ponto 2 em quase todas as coletas.

TABELA 15: NÚMERO DE INDIVÍDUOS SEPARADOS POR GAF NOS DOIS PONTOS DO RIO DO PINTO, MORRETES, PR, DURANTE O PERÍODO AMOSTRAL.

	pastadores		raspadores		filtradores		catadores	
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 1	Ponto 2
Abril/05	97	1	73	0	145	4	1661	145
Julho/05	21	1	43	8	53	1	661	344
Outubro/05	21	5	53	6	15	0	733	468
Fevereiro/06	1	16	22	14	10	0	765	187
Abril/06	19	10	182	39	7	5	1607	665
TOTAL	159	33	373	67	230	10	5427	1809

As condições ecológicas do rio do Pinto nos trechos analisados apresentam um quadro de impacto em ambos os pontos amostrais. Todos os quatros indicadores ambientais descritos pelos GAF's sugerem um rio desestruturado (Tab. 16).

De acordo com os critérios utilizados no cálculo das proporções do GAF, os dois pontos amostrais em todas as coletas foram caracterizados por um alto grau de heterotrofia. Na amostragem de abril de 2005, no ponto 2, não foi possível determinar o parâmetro P/R devido à ausência de raspadores.

A relação CPOM/FPOM (conexão entre a mata ripária e os fragmentadores que transformam a MOPG em MOPF) indicou pobre relação no ponto 2 durante as coletas de abril de 2005 e fevereiro de 2006 e em outubro de 2005 e fevereiro de 2006 em ambos os pontos. O ponto 1 na coleta de abril de 2005 indicou baixa relação entre a mata ripária e os fragmentadores e ausência dessa relação no ponto 2 em julho de 2005 e no ponto 1 em fevereiro de 2006. Apenas o ponto 1 na coleta de julho de 2005 apresenta uma relação normal (razão GAF de 0,28).

A oferta de MOPF em suspensão indicada pela razão TFPOM/BFPOM demonstrou em todas as coletas e em ambos os pontos amostrados uma quantidade e qualidade abaixo do esperado para suportar a população de filtradores e a estabilidade do substrato mostrou-se inadequada durante todo o período do estudo.

TABELA 16: RESULTADO DA ANÁLISE DOS GAF's NOS DOIS PONTOS DO RIO DO PINTO, MORRETES, PR, DURANTE O PERÍODO AMOSTRAL, SEGUNDO CRITÉRIOS DE Cummins *et al.* (2005).

DATA	PONTO	PARÂMETRO DO ECOSISTEMA	RAZÃO		INTERPRETAÇÃO
			GAF	LIMITE	
Abril/05	1	P/R	0,04	> 0,75	EXTREMAMENTE HETEROTRÓFICO
	2	P/R	149	> 0,75	ERRO!!!!!!
Julho/05	1	P/R	0,06	> 0,75	EXTREMAMENTE HETEROTRÓFICO
	2	P/R	0,02	> 0,75	EXTREMAMENTE HETEROTRÓFICO
Outubro/05	1	P/R	0,07	> 0,75	EXTREMAMENTE HETEROTRÓFICO
	2	P/R	0,01	> 0,75	EXTREMAMENTE HETEROTRÓFICO
Fevereiro/06	1	P/R	0,03	> 0,75	EXTREMAMENTE HETEROTRÓFICO
	2	P/R	0,07	> 0,75	EXTREMAMENTE HETEROTRÓFICO
Abril/06	1	P/R	0,11	> 0,75	FORTEMENTE HETEROTRÓFICO
	2	P/R	0,06	> 0,75	EXTREMAMENTE HETEROTRÓFICO
Abril/05	1	CPOM/FPOM	0,05	> 0,25	MUITO BAIXA RELAÇÃO ENTRE PASTADORES E MATA RIPÁRIA
	2	CPOM/FPOM	0,007	> 0,25	POBRE RELAÇÃO ENTRE PASTADORES E MATA RIPÁRIA
Julho/05	1	CPOM/FPOM	0,28	> 0,25	RELAÇÃO NORMAL ENTRE PASTADORES E MATA RIPÁRIA
	2	CPOM/FPOM	0,003	> 0,25	SEM RELAÇÃO ENTRE PASTADORES E MATA RIPÁRIA
Outubro/05	1	CPOM/FPOM	0,03	> 0,25	POBRE RELAÇÃO ENTRE PASTADORES E MATA RIPÁRIA
	2	CPOM/FPOM	0,01	> 0,25	POBRE RELAÇÃO ENTRE PASTADORES E MATA RIPÁRIA
Fevereiro/06	1	CPOM/FPOM	0,001	> 0,25	SEM RELAÇÃO ENTRE PASTADORES E MATA RIPÁRIA
	2	CPOM/FPOM	0,08	> 0,25	POBRE RELAÇÃO ENTRE PASTADORES E MATA RIPÁRIA
Abril/06	1	CPOM/FPOM	0,01	> 0,25	POBRE RELAÇÃO ENTRE PASTADORES E MATA RIPÁRIA
	2	CPOM/FPOM	0,02	> 0,25	POBRE RELAÇÃO ENTRE PASTADORES E MATA RIPÁRIA
Abril/05	1	TFPOM/BFPOM	0,09	> 0,50	POUCA MOPF EM SUSPENSÃO
	2	TFPOM/BFPOM	0,03	> 0,50	MUITO POUCA MOPF EM SUSPENSÃO
Julho/05	1	TFPOM/BFPOM	0,08	> 0,50	POUCA MOPF EM SUSPENSÃO
	2	TFPOM/BFPOM	0,003	> 0,50	NENHUMA MOPF EM SUSPENSÃO
Outubro/05	1	TFPOM/BFPOM	0,02	> 0,50	MUITO POUCA MOPF EM SUSPENSÃO
	2	TFPOM/BFPOM	0	> 0,50	NENHUMA MOPF EM SUSPENSÃO
Fevereiro/06	1	TFPOM/BFPOM	0,01	> 0,50	MUITO POUCA MOPF EM SUSPENSÃO
	2	TFPOM/BFPOM	0	> 0,50	NENHUMA MOPF EM SUSPENSÃO
Abril/06	1	TFPOM/BFPOM	0,004	> 0,50	NENHUMA MOPF EM SUSPENSÃO
	2	TFPOM/BFPOM	0,07	> 0,50	POUCA MOPF EM SUSPENSÃO
Abril/05	1	ESTABILIDADE	0,12	> 0,50	ESTABILIDADE MUITO INADEQUADA
	2	ESTABILIDADE	0,03	> 0,50	ESTABILIDADE MUITO INADEQUADA
Julho/05	1	ESTABILIDADE	0,14	> 0,50	ESTABILIDADE MUITO INADEQUADA
	2	ESTABILIDADE	0,03	> 0,50	ESTABILIDADE MUITO INADEQUADA
Outubro/05	1	ESTABILIDADE	0,09	> 0,50	ESTABILIDADE MUITO INADEQUADA
	2	ESTABILIDADE	0,01	> 0,50	ESTABILIDADE MUITO INADEQUADA
Fevereiro/06	1	ESTABILIDADE	0,04	> 0,50	ESTABILIDADE MUITO INADEQUADA
	2	ESTABILIDADE	0,07	> 0,50	ESTABILIDADE MUITO INADEQUADA
Abril/06	1	ESTABILIDADE	0,12	> 0,50	ESTABILIDADE MUITO INADEQUADA
	2	ESTABILIDADE	0,07	> 0,50	ESTABILIDADE MUITO INADEQUADA

4. DISCUSSÃO

Nos últimos anos, existe um esforço no sentido de tornar o uso de ferramentas de biomonitoramento mais eficiente para o diagnóstico das condições de recursos hídricos (Buss et. al, 2003; Czerniawska-Kusza, 2005). Seu uso eficaz passa necessariamente pelo melhor conhecimento do nível de importância de organismos-chave nos resultados de índices bióticos, bem como dos processos que levam à distribuição e permanência dos bioindicadores no ambiente.

A distribuição dos bioindicadores é determinada por uma série de fatores como disponibilidade de alimento, características hidrológicas, aporte de nutrientes, tipo de substrato, pressão de predação e distúrbios naturais ou antropogênicos, bem como pela variação da qualidade da água, o que faz o uso de índices bióticos uma boa ferramenta na avaliação da saúde destes recursos (Allan, 1995; Buss et.al, 2002; Buss et.al, 2004; Gonçalves & Aranha, 2004; Silveira, 2004 e Baldan, 2006).

O rio do Pinto vem sendo estudado sob diversos aspectos, principalmente em relação à verificação de sua qualidade hídrica. Baldan (2006) encontrou indícios de alterações nas condições abióticas pelo registro de coliformes totais e fecais com freqüências crescentes ao longo deste rio e por um aumento também crescente dos valores da DBO₅ e da DQO, o que segundo Marques (2000) pode representar fontes de poluição orgânica. Estes dados não foram corroborados neste estudo, porém a pequena sensibilidade dos equipamentos utilizados nas análises e o menor número de pontos amostrados podem ter comprometido os resultados, não representando de forma evidente esta diferença. Outro fator é o custo destas análises que dificultam uma amostragem mais freqüente. Neste sentido, as análises feitas podem não ter sido suficientes para uma boa caracterização física e química do ambiente.

Os valores encontrados para fosfatos foram superiores no ponto 1. Vários fatores podem contribuir para valores mais elevados deste elemento no ambiente, inclusive as próprias características geológicas do sedimento. Guimarães (com. pessoal, 2006) analisou as concentrações de ortofosfato na água, sal associado a agrotóxicos, e não encontrou indícios deste neste ponto.

O ponto 1 apresentou maior freqüência relativa dos organismos (75,65%), com Chironomidae (27%) sendo o táxon de maior ocorrência, sendo que esta abundância pode

ser explicada pela grande capacidade de colonização deste grupo (Gonçalves & Aranha, 2004; Carvalho & Uieda, 2006) e por uma plasticidade na exigência de recursos (Obrdlik & Garcia-Lozano, 1992; Strixino & Trivinho-Strixino, 1998). No ponto 2, que apresentou uma menor frequência relativa dos organismos (24,27%), ocorreu predomínio de Baetidae (33%). A predominância do substrato areia nesse ponto pode estar favorecendo este grupo que apresenta adaptações morfológicas para correntezas (Ribeiro & Uieda, 2005).

Baldan (2006) e Calado et al. (2006) trabalhando no mesmo rio obtiveram resultados semelhantes. Baldan (2006) atribuiu a maior abundância de organismos no ponto 1 à maior oferta de substratos heterogêneos e maior cobertura de mata ripária íntegra (oferecendo maior aporte de matéria alóctone, servindo tanto de recurso alimentar quanto de substrato para a comunidade. ROQUE *et al.* (2003) postularam que as áreas com maior cobertura vegetal devem apresentar maior riqueza taxonômica. A menor frequência de organismos no ponto 2 pode estar relacionada à redução na vegetação ciliar, substituída por vegetação arbustiva de origem exótica e menor oferta de substratos variados, com predominância de areia, conforme afirmam BUENO *et al.* (2003).

Embora no mês de abril de 2005 tenha ocorrido a maior taxa de precipitação pluviométrica acumulada (685 mm) e alta taxa de abundância de organismos em ambos os pontos, com 2356 indivíduos encontrados, não foi observada uma relação entre a precipitação pluviométrica com a abundância dos organismos uma vez que no mês de abril de 2006 existiu a menor taxa de precipitação pluviométrica (64,20 mm) com a maior abundância total de organismos (2620). A maior abundância de taxa durante o mês de abril em ambos os anos pode estar relacionada com o ciclo biológico dos organismos amostrados, indicando período de recrutamento de novos indivíduos nas populações.

Na classificação da qualidade da água no ponto 01, o HFBI apresentou escores de BOM a MUITO BOM, com exceção do mês de abril de 2006 (MODERADO), o que de certa forma poderia ser esperado, uma vez que este ponto encontra-se em bom estado de conservação, estando inserido em Área de Proteção Ambiental, com vegetação ripária e ciliar bem preservada. No entanto, no ponto 2, que é um trecho que apresenta visível impacto antrópico, os escores não refletiram essa realidade, obtendo-se escores semelhantes (de BOM a MUITO BOM). Este índice foi desenvolvido para sistemas temperados e, até o momento, não foram feitas adaptações para as bacias hidrográficas da América do Sul. Isto

desfavorece sua aplicação, uma vez que um número significativo de famílias encontradas nos ambientes tropicais não é contemplado nesta avaliação de qualidade da água. Assim, embora seja um índice quantitativo, não se apresenta como um índice consistente para as análises em nossos ambientes. Pode-se citar o exemplo da inexistência de pontuação para Gripopterigidae e Perlidae (Plecoptera) no HFBI, que representam as duas únicas famílias registradas de Plecoptera para a nossa região (Olifiers *et al.*, 2004), conhecidamente classificadas como de alta sensibilidade (Czerniawska-Kusza, 2005 e Bispo, *et al.*, 2006). Taxa de baixa sensibilidade também não são incluídos. Pode-se citar como exemplo Culicidae e Thaumaleidae, dípteros considerados tolerantes no BMWP' (Alba-tecedor & Sanchez-órtega, 1988) e representados no Brasil.

O ponto 01 foi classificado pelos índices EPT, BMWP' e BMWP'-ASPT com uma qualidade mediana. Plecoptera, bem como Ephemeroptera e Trichoptera, são considerados grupos bastante sensíveis e amplamente utilizados na avaliação da qualidade d'água (Czerniawska-Kusza, 2005). O índice EPT apresentou escores de RUIM a REGULAR, com exceção da amostragem de outubro de 2005 que apresentou escore BOM, período com regime de chuvas mais intenso, o que pode ser explicado pelo aumento da proporção relativa de EPT (Bispo *et al.*, 2001) na amostra geral, que tende a diminuir com o aumento da vazão resultante das chuvas (Kikuchi & Uieda, 1998). Escores semelhantes foram encontrados para BMWP'-ASPT.

O BMWP', por outro lado, demonstrou excelentes escores para esse ponto, variando de BOM a ÓTIMO, o que reflete melhor a condição observada. A similaridade entre EPT e BMWP'-ASPT foi maior quando comparada ao BMWP'.

O ponto 02, por sua vez foi definido, no geral, por todos os índices, exceto pelo HFBI, com qualidade ruim. Este ponto apresentou predominância de substrato areia e visível ação antrópica com vegetação marginal arbustiva exótica, sob influência de estrada que corre paralela ao seu leito. Apresenta águas com um odor característico e desagradável, tendo ocorrido situações em que foram encontrados animais em decomposição no seu leito.

Embora os resultados obtidos pelos índices analisados sejam os esperados, é importante levar em consideração alguns aspectos. Os escores de EPT, por exemplo, nesse ponto mostram-se como regular, exceto em abril de 2005 que apresentou escore bom. O limite de regular para bom na avaliação deste índice é de 50% e a proporção de EPT nessa

amostra foi de 54,31%. Poderíamos então determinar uma qualidade regular para esta amostra. É necessário precaução, portanto, na categorização das classes de qualidade. Ephemeroptera não é um grupo freqüente em areia devido à sua morfologia adaptada para substratos consolidados, e desta forma, esta condição pode estar influenciando o resultado do índice. BUENO *et al.* (2003) citaram a limitação deste tipo de substrato em relação à distribuição dos organismos devido à escassez de refúgio e disponibilidade de alimento. Considerando um melhor aproveitamento dos índices, podemos sugerir sua utilização em substratos semelhantes.

Callisto *et al.* (2001) desenvolveram um Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Hábitats (P.A.R.D.H.) . Este sistema apresenta critérios avaliados com poucas possibilidades de pontuações, não refletindo pequenas variações do ambiente e não possibilitando uma melhor determinação das diferenças entre os pontos. Baldan (2006) aplicou o Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Hábitats - P.A.R.D.H. em cinco diferentes pontos no rio do Pinto, caracterizando os pontos 1 e 2 como “naturais”, o que não reflete as verdadeiras condições ecológicas do ponto 2. A autora considerou que este tipo de análise não foi adequada. Devido a estas limitações, o P.A.R.D.H. não foi utilizado na caracterização dos pontos amostrais neste trabalho.

Quando se avaliou a similaridade dos índices bióticos agrupados nas quatro categorias diagnósticas do índice EPT para o primeiro e segundo ponto, o índice HFBI mostrou-se com menor similaridade em relação aos outros índices analisados, provavelmente pela falta de adaptação à fauna local. Este resultado corrobora Semenchenko & Moroz (2005) em seu trabalho na Bielorrússia.

A análise de comparação de proporções sugeriu que as comunidades estão em constante alteração, com grupos que aumentam ou diminuem sua ocorrência nos diferentes períodos do ano. Seria razoável supor que tais alterações pudessem refletir nos resultados obtidos pelos índices bióticos. No entanto, na maioria das vezes, não houve correspondência entre eles. As diferenças nas proporções analisadas para o ponto 1, corresponderam apenas nos índices EPT e HFBI e no ponto 2 apenas em HFBI. A abordagem quantitativa destes índices pode estar mascarando os resultados uma vez que os escores em EPT são obtidos pela razão relativa entre os EPT e o total da amostra, enquanto HFBI trabalha com a proporção de cada grupo visando a obtenção do resultado.

Por um outro lado, é importante ressaltar que mesmo um decréscimo na proporção dos taxa constituintes entre as amostras não reflete necessariamente uma mudança no escore obtido para a avaliação da qualidade da água. Tomando por exemplo o índice EPT, temos, pela análise de comparação de proporções uma diminuição na ocorrência dos taxa do período de outubro de 2005 para o período de abril de 2006, sendo que o escore para este índice também apresenta um decréscimo nesse período de 44,64% para 42,44%. No entanto, o resultado da qualidade para esses valores em EPT é de qualidade “regular”. Portanto, como já mencionado acima, é preciso cautela na categorização das classes de qualidade de água e as proporções das comunidades não refletem necessariamente os escores obtidos.

A aplicação do protocolo de Grupos de Alimentação Funcional (GAF) classificou o rio do Pinto como um sistema muito desestruturado. A razão entre autotrofia e heterotrofia (P/R) apresentou o rio como extremamente heterotrófico nos dois pontos amostrais, fato já encontrado pelos autores do protocolo em 2005 neste mesmo sistema (Cummins *et al.*, 2005). No ponto 1 isto pode refletir a escassez de produção primária, uma vez que neste ponto, por ser uma região de cabeceira apresenta maior aporte de energia de origem alóctone (Vannote *et al.*, 1980). Por outro lado, pode demonstrar má qualidade ambiental no ponto 2, onde já deveria existir maior produção secundária.

Os valores para CPOM/FPOM, ou seja, a razão entre Matéria Orgânica Particulada Grossa (MOPG) e Matéria Orgânica Particulada Fina (MOPF), também apresentaram o rio com pouca ligação entre o aporte de matéria vegetal oriunda da vegetação marginal e sua associação com os pastadores. Essa relação foi praticamente ausente no segundo ponto amostral, reflexo da ausência de mata ripária em boas condições e de mata ciliar neste local, a qual foi substituída por *Brachiaria* sp. principalmente. Cummins *et al.* (2005) encontraram o mesmo resultado.

A razão entre o transporte e a deposição de MOPF (TFPOM/BFPOM) apresentou o processo de conversão de MOPG em MOPF pela ação de pastadores e de raspadores ao longo do rio (Vannote *et al.*, 1980). Espera-se que esse processo ocorra gradualmente durante o percurso no sistema (Allan, 1995). Os resultados obtidos demonstraram, em ambos os pontos, que a qualidade e disponibilidade de MOPF é muito baixa, o que pode estar refletindo as condições de rio de serra do primeiro ponto em comparação com o canal

mais de várzea no segundo ponto. Este quadro mudou em relação aos resultados de Cummins *et al.* (2005) que encontraram para o rio do Pinto uma boa qualidade de MOPF, mas creditaram este fato à possibilidade de influência de chuvas antes das coletas. A estabilidade do canal, que representa a permanência relativa dos componentes do substrato, mostrou-se muito inadequada em quase todos os pontos. Cummins *et al.* (2005) obtiveram um padrão de estabilidade adequada. O resultado encontrado nesse estudo pode estar relacionado à característica do relevo, ou seja, predomínio de substratos rochas e cascalho, com moderado declive que proporciona alta correnteza no ponto 1; e baixa correnteza no ponto 2, também determinado pelas características de relevo; predominância de substrato areia e pouco declive (Baldan, 2006), o que pode sugerir uma instabilidade semelhante de substrato por razões distintas, uma vez que no trecho do ponto 1 espera-se uma instabilidade por razões naturais, dadas pelas suas características de rio de serra (declividade acentuada, maior correnteza, fundo pedregoso) em relação às características de várzea do ponto 2, que apresenta um leito com predominância de areia e portanto sugere uma instabilidade não natural de rio impactado. No entanto, uma comparação dos dados deste estudo com o estudo realizado por Cummins *et al.* (2005) fica prejudicada uma vez que os autores não determinaram em seu artigo qual o local (ou locais) de amostragem do rio do Pinto. Considerando que o rio percorre aproximadamente 15 Km, a ausência desta informação compromete os resultados, uma vez que o rio do Pinto, ao longo do seu canal, mostra-se com diferentes paisagens, estruturas sedimentares e distintos graus de impacto antrópico. A escolha dos locais e da quantidade dos pontos amostrados em um trabalho deste tipo pode influenciar seu resultado.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Existe ainda uma escassez de estudos no teste de desempenho de índices bióticos no Brasil, embora trabalhos de adaptações, correções, comparações com parâmetros físicos e químicos sejam abundantes.

Foi constatado que dos índices bióticos, o HFBI é o que menos reflete as condições de qualidade de água nesta região e não há um único índice biótico indicado, uma vez que todos apresentam inconsistências na comparação dos valores de qualidade de água obtidos e a estrutura da composição faunística em cada ponto e período amostrado. Estima-se que a inclusão, no índice HFBI, dos grupos sensíveis da fauna local possa otimizar sua análise para estes corpos d'água.

O protocolo de grupos de alimentação funcional revelou um rio desestruturado na porção sobre influência antrópica, embora esse tipo de protocolo deva apresentar um número maior de pontos amostrais e intervalos de coletas menores, minimizando assim possíveis influências sazonais nos resultados.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Allan, D. A. (1995), *Stream Ecology. Structure and Function of Running Waters*. Chapman & Hall, London
- Alba – Tercedor, J. (1996), Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los rios. In-IX *Simpósio del Agua en Andalucía (SIAGA)*, Almeria, pp. 203-213.
- Aranha, J.M.R. (2000), A influência da instabilidade ambiental na comunidade e estrutura trófica da ictiofauna de dois rios litorâneos. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, Brasil
- Baldan, L. T. (2006), Composição e diversidade da taxocenose de macroinvertebrados bentônicos e sua utilização na avaliação de qualidade de água no rio do Pinto, Morretes, Paraná, Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil
- Barbour, M.T.; Gerritsen, J.; Snyder, B.D. e Stribling (1999), *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Peryphiton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, 2nd edition*. USEPA-Environmental Protection Agency, Washigton
- Bispo, P. C. ; Oliveira, L. G. ; Bini, L. M. e Sousa, K. G. (2006), Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil: environmental factors influencing the distribution and abundance. *Revista Brasileira de Zoologia*, **66**, 611-622
- Bispo, P. C. ; Oliveira, L. G. ; Crisci, V. L. e Silva, M. M. (2001), A pluviosidade como fator de alteração da entomofauna bentônica (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córregos do planalto Central do Brasil. *Acta Limnologica Brasiliensis*, **13**, 1-9
- Buckup, L. e Bond-Buckup, G. (1999), *Os Crustáceos do Rio Grande do Sul*. Editora da Universidade UFRGS, Porto Alegre
- Bueno, A.A.P.; Bond-Buckup, G. e Ferreira, B. D. P. (2003), Estrutura da Comunidade de Invertebrados Bentônicos em dois Cursos d.água do Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, **20**, 115-125
- Buss. D. F.; Baptista, D.F.; Nesimian, J.I. (2003), Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. *Caderno Saúde Pública*, **19**, 465-473

- Buss, D. F. ; Baptista, D. F. ; Nessimian, J. L. e Egler, M. (2004), Substrate specificity, environmental degradation and disturbance structuring macroinvertebrate assemblages in neotropical streams. *Hydrobiologia*, **518**, 179-188
- Buss, D. F. ; Baptista, D. F. ; Silveira, M. P. ; Nessimian, J. L. e Dorville, L. F. M. (2002), Influence of water chemistry and environmental quality on the macroinvertebrate assemblages in an river basin in south-east Brazil. *Hydrobiologia*, **481**, 125-136
- Calado, S. C. M.; Menezes, M. S. e Baldan, L. T. (2006), Composição Espacial e Temporal da Taxocenose de Macroinvertebrados do rio do Pinto, Morretes – Pr. Monografia de conclusão de curso, Centro Universitário Positivo, Curitiba, Brasil
- Callisto, M. ; Moretti, M. e Goulart, M. D. C (2001), Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, **6**, 71-82
- Callisto, M. ; Ferreira, W. ; Moreno, P. ; Goulart, M. D. C. e Petrucio, M. (2002), Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). *Acta Limnologica Brasiliensia*, **14**, 91-98
- Callisto, M. ; Goulart, M. ; Medeiros, A. O. ; Moreno, P. e Rosa, C. A. (2005), Diversity assessment of benthic macroinvertebrates, yeasts and microbiological indicators along a longitudinal gradient in Serra do Cipó, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, **64**, 743-755
- Carvalho, E.M. e Uieda, V.S. (2006), Rotas de colonização de macroinvertebrados bentônicos em um riacho do sudeste do Brasil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, **18**, 367-376
- Corgosinho, P.H.C.; Calixto, L.S.F.; Fernandes, P.L.; Gagliardi, L.M. e Balsamão V.L.P. (2004), Diversidade de habitats e padrões de diversidade e abundância do bentos ao longo de um afluente do reservatório de Três Marias, MG., *Arq. Inst. Biol.*, **71**, 227-232
- Czerniawska-Kusza, I. (2005), Comparing modified biological monitoring working party score system and several biological indices based on macroinvertebrates for water-quality assessment, *Limnologica*, **35**, 169-176
- Cao, Y., Bark, A. W. e Williams, W. P. (1996), Measuring the responses of macroinvertebrate communities to water pollution: a comparison of multivariate approaches, biotic and diversity indices, *Hydrobiologia*, **341**, 1-19

- Cairns, J. e Pratt, J. R. (1993), A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. In- *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York, pp. 10-27
- Cummis, K. W. (1973), Trophic relations of aquatic insects. *Annu. Rev. Entomol.*, **18**, 183-206
- Cummis, K. W. (1974), Structure and function of stream ecosystems. *BioScience*, **24**, 631-641
- Cummins, K. W. e Klung, M. J. (1979), Feeding ecology of stream invertebrates. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, **10**, 147-172
- Cummins, K. W. e Wilzbach, M. A. (1985), Field procedures for the analysis of functional feeding groups in stream ecosystems. , University of Maryland, Frostburg, EUA
- Cummins, K. W.; Merrit, R. W. e Andrade, P. C. N. (2005), The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, **40**, 69-89
- Chandler, J. R. (1970), A biological approach to water quality management. *Water Pollution Control*, **69**, 415-421
- Carrera, C. e Fierro, K. (2001), *Manual de Monitoreo: los Macroinvertebrados Acuáticos como Indicadores de la Calidad Del Agua*. EcoCiência, Quito
- Chacón, M.M. e Segnini, S. (1996), Reconocimiento Taxonomico de las Nayades del Orden Ephemeroptera en la Deriva de dos Rios de Alta Montaña en el Estado Merida, Venezuela. *Bol. Entomol. Venez. N.S.* **11**, 103 – 122
- Costa, J. M.; De Souza, L.O.I. e Oldrini, B. B., (2004), Chave para Identificação das Famílias e Gêneros das Larvas Conhecidas de odonata do Brasil: Comentários e Registros Bibliográficos (Insecta, Odonata). *Publicações Avulsas do Museu Nacional*, **99**, 1 – 44
- Gonçalves, F.B. e Aranha, J.M.R. (2004), Ocupação espaço-temporal pelos macroinvertebrados bentônicos na bacia do rio Ribeirão, Paranaguá, PR (Brasil). *Acta Biol. Par.*, **33**, 181-190
- Griffith, M. B.; Hill, B. H.; McCormick, F. H.; Kaufmann, P. R.; Herlihy, A. T. e Selle A. R. (2005), Comparative application of indices of biotic integrity based on periphyton, macroinvertebrates, and fish to southern Rocky Mountain streams. *Ecological Indicators*, **5**, 117-136

- Hilsenhoff, W. L. (1977), *Use of arthropods to evaluate water quality of streams. Technical Bulletin Nº 100*. U.S. Department of Nature Research, Washigton
- Hilsenhoff, W.L. (1988), Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *J. North Am. Benthological Soc.*, **7**,65-68
- Iliopoulou-Georgudaki, J.; Kantzaris, V.; Katharios, P.; Kaspiris, P.; Georgiadis, Th e Montesantou, B. (2003), An application of different bioindicators for assessing water quality: a case study in the rivers Alfeios and Pineios (Peloponnisos, Greece). *Ecological Indicators*, **2**, 345-360
- Junqueira, M. V.; Amarante, M.C.; Dias, C.F.S. e França, E.S. (2000), Biomonitoramento da qualidade das Águas do Alto Rio Velhas (MG/ BR) Através de Macroinvertebrados. *Acta Limnológica Brasileira*, **12**, 73-87
- Kikuchi, R. M. e Uieda, V. S. (1998), Composição da comunidade de invertebrados de um ambiente lótico tropical e sua variação espacial e temporal. In-*Ecologia de insetos aquáticos. Series Oecologia Brasiliensis, Vol 5*, ed. J.L. Nessimian e A. L. Carvalho. PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, pp. 157-173
- Kolkwitz, R. e Marsson, M. (1908), Ökologie der pflanzlichen saprobien. *Berichte Der Deutschen Botanischen Gesellschaft*, **26A**, 505-519
- Kolkwitz, R. e Marsson, M. (1909), Ökologie der teirischen Saprobien. Beirträge zur Lehre von des biologischen Gewasserbeurteilung. *Internationale Revue der gasamten Hydrobiologie und hydrographie*, **2**, 126-152
- Krebs, C.J., (1989), *Ecological Methodology*. Harper & Row, New York
- Koeppen, W. (1948), *Climatologia versão para o espanhol de Pedro, R. Hendrichs Pérez*. Fondo de Cultura Econômica, México
- Karr, J.R. (1981), Assessment of Biotic Integrity Using Fish Communities. *Fisheries*, **6**, 21-27
- Loyola, R. G. N. e Brunkov, R. F., (1999), *Monitoramento da qualidade das águas de afluentes da margem esquerda do reservatório de Itaipu. Período: Fevereiro de 1996 a agosto de 1997*.IAP, Curitiba
- Loyola, R. G. N. (2000), Atual estágio do IAP no uso de índices biológicos de qualidade. In- *Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação*.ACIESP, São Paulo, pp. 46-52

- Linke, S; Norris, R. H.; Faith D. I. P. e Stockwell, D., (2005), ANNA: A new prediction method for bioassessment programs. *Freshwater Biology*, **50**, 147–158
- Lopretto, E.C. e Tell, G. (1995), *Ecossistemas de aguas continentales – Metodologias para su estudio. Tomo II e III*. Ediciones Sur, La Plata
- Moulton, T. P. (1998), Saúde e integridade do ecossistema e o papel dos insetos aquáticos. In-*Ecologia de insetos aquáticos. Series Oecologia Brasiliensis, Vol 5*, ed. J.L. Nessimian e A. L. Carvalho. PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, pp. 281-298
- Metcalfe, J. L. (1989), Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: History and present status in Europe. *Environmental Pollution*, **60**, 101-139
- Mccafferty, W.P. (1981), *Aquatic Entomology - The Fishermen's and Ecologists' Illustrated Guide to Insects and Their Relatives*. Jones and Bartlett Publishers Inc, Boston
- Merrit, R.W. e Cummins, K.W. (1996), *An Introduction to the Aquatic Insects of North America. 3ª ed.*, Kendall/ Hunt Publishing Company, Dabucye Iowa
- Nieser, N. E De Melo, A. L. (1997), *Os heterópteros aquáticos de Minas Gerais . Guia Introdotório com chave de Identificação para as espécies de Nepomorpha e Gerromorpha*. Editora UFMG, Belo Horizonte
- Olifiers, M. H.; Dorvillé, L. F. M.; Nessimian, J. L. e Hamada, N. (2004), A key to Brazilian genera of Plecoptera (Insecta) based on nymphs *Zootaxa*, **651**, 1–15
- Pérez, G. R. (1988), *Guia para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos Del Departamento de Antioquia*. Editorial Presencia Ltda, Bogotá
- De Pauw, N eHawkes, H. A.(1993), Biological Monitoring of river water quality. In-*River water quality monitoring and control*, ed. W.J. Walley e S. Judd. Aston University, Birmingham, pp. 87-112
- Resh, V. H. e Jackson, J. K. (1993), Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. In-*Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*, ed. D.M. Rosenberg e V.H. Resh. Chapman & Hall, New York, pp. 195-233

- Rosenberg, D. M. e Resh, V. H. (1993), *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York
- Roque, F.O.; Trivinho-Strixino, S.; Strixino, G.; Agostinho, R.C. e Fogo, J.C. (2003), Benthic macroinvertebrates in streams of the Jaraguá State Park (Southeast of Brazil) considering multiple spatial scales. *Journal of Insect Conservation*, **7**, 63-72
- Semenchenko, V. P. e Moroz, M. D. (2005), Comparative analysis of biotic indices in the monitoring system of running water in a Biospheric Reserve. *Water Resources*, **32**, 200-203
- Silveira, M. P; Queiroz, J. F. e Boeira, R. C. (2004), *Protocolo de coleta e preparação de amostras de macroinvertebrados bentônicos em riachos. Comunicado Técnico 19*. Embrapa, Jaguariúna
- Silveira, M. P. (2004), *Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios, Documentos 36*. Embrapa, Jaguariúna
- Simberloff, D. e Dayan, T. (1991), The guild concept and the structure of ecological communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **22**, 115-143
- Simpson, J.C e Norris, R.H. (2000), Biological assessment of river quality: development of AusRivAS models and outputs. In-*Assessing the Biological Quality of Fresh Waters: RIVPACS and Other Techniques*, ed. J.F. Wright, D.W. Sutcliffe e M.T. Furse. Freshwater Biological Association, Ambleside , pp. 125-142
- Silva, P. S. C. (2005), Revisão dos principais índices bióticos utilizados em monitoramento ambiental através de macroinvertebrados bentônicos. Monografia de conclusão de curso, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil
- Thorne, R. e Williams, P. (1997), The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. *Freshwater Biology*, **37**, 671–686
- Trivinho-Strixino, S. e Strixino, G. (1995), *Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo - Guia de Identificação e Diagnose dos Gêneros*. Editora da Universidade de São Carlos, São Carlos
- Timm, H.; Ivask, M. e Möls, T. (2001), Response of macroinvertebrates and water quality to long-term decrease in organic pollution in some Estonian streams during 1990-1998. *Hydrobiologia*, **464**, 153-164

- Vannote, R.L.; Minshall, G.W.; Cummins, K.W.; Sedell, J.R. e Cushing, C.E. (1980), The River Continuum Concept . *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **37**, 130 - 137
- Walley, W. J. e Hawkes, H. A. (1997), A computer-based development of the Biological Monitoring Working Party score system incorporating abundance rating, site type and indicator value. *Water Research*, **31**, 201-210
- Wiggins, G. B. (1996), *Larvae of the North American Caddisfly Genera (Trichoptera)*. 2^o ed. University of Toronto Press, Toronto
- Washington, H. G. (1984), Diversity, biotic and similarity indices: a review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research*, **18**, 653-694
- Woodwiss, F. S. (1964), The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chem. Ind.*, 443-447
- Wright, J.F., D.W. Sutcliffe e M.T. Furse (2000), *Assessing the Biological Quality of Freshwaters: RIVPACS and similar techniques*. Freshwater Biological Association, Londres
- Zar, J.H. (1999), *Biostatistical Analysis*, 4.ed. Editora Prentice-Hall do Brasil Ltda., Rio de Janeiro

ANEXOS

ANEXO I

TABELA DE PONTUAÇÃO DO GRAU DE TOLERÂNCIA PARA OS GRUPOS DE MACROINVERTEBRADOS SEGUNDO O ÍNDICE “BIOLOGICAL MONITORING WORK PARTY SYSTEM”

Famílias	Pontuação
Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Potamanathidae, Ephemeridae, Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae, Chloroperlidae, Aphelocheridae, Phryganidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae, Leptodostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae, Athericidae, Blephareceridae, Calamoceratidae, Helicopsychidae, Megapodagrionidae	10
Astacidae, Lestidae, Calopterygidae, Gomphidae, Cordulegastridae, Aeshnidae, Corduliidae, Libellulidae, Psychomyidae, Philopotamidae, Glossosomatidae	8
Ephemerellidae, Prosopistomatidae, Nemouridae, Grypopterygidae, Rhyacophilidae, Polycentropodidae, Limnephelidae, Ecnomidae, Hydrobiosidae, Pyralidae, Psephenidae	7
Neritidae, Viviparidae, Ancylidae, Thiaridae, Unionidae, Mycetopodidae, Hyriidae, Corophilidae, Gammaridae, Hyalellidae, Atyidae, Palaemonidae, Trichodactilidae, Platycnemididae, Coenagrionidae, Leptohyphidae	6
Oligoneuridae, Polymitarcidae, Dryopidae, Elmidae (Elminthidae), Helophoridae, Hydrochidae, Hydraenidae, Clambidae, Hydropsichidae, Tipulidae, Simluidae, Planariidae, Dendrocoelidae, Dugesiidae, Aeglidae	5
Baetidae, Caenidae, Haliplidae, Curculionidae, Chrysomelidae, Tabanidae, Stratiomyidae, Empididae, Dolichodidae, Dixidae, Ceratopogonidae, Anthomyiidae, Limoniidae, Psychodidae, Sciomyzidae, Rhagionidae, Syalidae, Corydalidae, Hydracarina	4
Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Limnocoeridae, Pleidae, Notonectidae, Corixidae, Veliidae, Helodidae, Hydrophilidae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Gyrinidae, Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae, Bythinellidae, Sphaeridae, Glossiphonidae, Hirudidae, Erphobdelliidae, Asellidae, Ostracoda	3
Chironomidae, Culicidae, Ephydriidae, Thaumaleidae	2
Oligochaeta (todas as classes), Syrphidae	1

ANEXO II

TABELA COM VALORES DOS ESCORES DE SENSIBILIDADE PARA AS FAMÍLIAS SEGUNDO HILSENHOFF FIELD BIOTIC INDEX (FOX, 2000).

Plecoptera		Trichoptera		Amphipoda	
Capniidae	1	Brachycentridae	1	Gammaridae	4
Chloroperlidae	1	Calamoceratidae	3	Hyaellidae	8
Leuctridae	0	Glossosomatidae	0	Talitridae	8
Nemouridae	2	Helicopsychidae	3		
Perlidae	1	Hydropsychidae	4	Isopoda	
Perlodidae	2	Hydroptilidae	4	Asellidae	8
Pteronarcyidae	0	Lepidostomatidae	1		
Taeniopterygidae	2	Leptoceridae	4	Decapoda	6
		Limnephilidae	4		
Ephemeroptera		Molannidae	6	Acariformes	4
Baetidae	4	Odontoceridae	0		
Baetiscidae	3	Philpotamidae	3	Mollusca	
Caenidae	7	Phryganeidae	4	Lymnaeidae	6
Ephemerellidae	1	Polycentropodidae	6	Physidae	8
Ephemeridae	4	Psychomyiidae	2	Sphaeriidae	8
Heptageniidae	4	Rhyacophilidae	0		
Leptophlebiidae	2	Sericostomatidae	3	Oligochaeta	8
Metretopodidae	2	Uenoidae	3		
Oligoneuriidae	2			Hirudinea	
Polymitarcyidae	2	Diptera		Bdellidae	10
Potomanthidae	4	Athericidae	2	<i>Helobdella</i>	10
Siphonuridae	7	Blephariceridae	0		
Tricorythidae	4	Ceratopogonidae	6	Polychaeta	
		Chironomini	8	Sabellidae	6
Odonata		Outros Chironomidae	6		
Aeshnidae	3	Dolichopodidae	4	Turbellaria	4
Calopterygidae	5	Empididae	6	Platyhelminthidae	4
Coenagrionidae	9	Ephydriidae	6		
Cordulegastridae	3	Muscidae	6	Coelenterata	
Corduliidae	5	Psychodidae	10	Hydriidae	
Gomphidae	1	Simuliidae	6	<i>Hydra</i> sp.	5
Lestidae	9	Syrphidae	10		
Libellulidae	9	Tabanidae	6		
Macromiidae	3	Tipulidae	3		
Megaloptera		Coleoptera			
Corydalidae	0	Dryopidae	5		
Sialidae	4	Elmidae	4		
		Psephenidae	4		
Lepidoptera					
Pyalidae	5	Collembola			
		<i>Isotomurus</i> sp.	5		
Neuroptera					
Sisyridae					
<i>Climacia</i> sp.	5				

ANEXO III

LISTA DE TAXA

PONTO 01

	04/05	04/05%	07/05	07/05%	10/05	10/05%	02/06	02/06%	04/06	04/06%
Aeshinidae			1	0,11%					1	0,05%
Belostomatidae			2	0,22%						
Baetidae	243	11,46%	126	13,80%	395	45,66%	113	13,80%	16	0,86%
Bivalvia_(pelecypode)			1	0,11%						
Blephareceridae	18	0,85%	25	2,74%	33	3,81%	1	0,12%	144	7,77%
Caenidae	5	0,24%	1	0,11%			1	0,12%	5	0,27%
Calamoceratidae	77	3,63%	7	0,77%	1	0,12%			10	0,54%
Calopterygidae			3	0,33%	2	0,23%			1	0,05%
Ceratopogonidae	14	0,66%	22	2,41%	4	0,46%	1	0,12%	1	0,05%
Chironominae	356	16,78%	221	24,21%	61	7,05%	180	21,98%	961	51,86%
Coenagrionidae	9	0,42%	5	0,55%	1	0,12%				
Corydalidae	3	0,14%	1	0,11%	3	0,35%				
Curculionidae	1	0,05%								
Dryopidae	1	0,05%								
Dulgesiidae	3	0,14%								
Enomidae	1	0,05%	1	0,11%						
Elmidae	339	15,98%	69	7,56%	84	9,71%	211	25,76%	303	16,35%
Empididae	4	0,19%								
Farrodes	4	0,19%								
Gastropoda	1	0,05%								
Glossosomatidae	27	1,27%	4	0,44%			2	0,24%	3	0,16%
Gomphidae			1	0,11%						
Gripopterygidae	17	0,80%	14	1,53%	20	2,31%	1	0,12%	9	0,48%
Gyrinidae									1	0,05%
Helicopsychidae	3	0,14%	6	0,66%			2	0,24%		
Hydracarina	31	1,46%	4	0,44%	1	0,12%			1	0,054%
Hydrobiosidae	5	0,24%							2	0,11%
Hydrophilidae	43	2,03%	29	3,18%	12	1,39%	1	0,12%	16	0,86%
Hydropsychidae	68	3,21%	20	2,19%	31	3,58%	2	0,24%	46	2,48%
Hydroptilidae	9	0,42%								
Helicopsyidae							7	0,85%		
Leptoceridae	145	6,84%	53	5,80%	15	1,73%	10	1,22%	7	0,38%
Leptohiphidae	35	1,65%	52	5,69%	87	10,06%	158	19,29%	111	5,99%
Leptophebiidae			2	0,22%	11	1,27%	1	0,12%	7	0,38%
Libellulidae	6	0,28%	1	0,11%					3	0,16%
Lutrochidae	6	0,28%							3	0,16%
Miroculis	22	1,04%								
Megapodagrionidae			1	0,11%			1	0,12%		
Naucoridae	7	0,33%	1	0,11%			5	0,61%		
Nematoda	1	0,05%								
Oligochaeta	19	0,90%			6	0,69%	6	0,73%	10	0,54%
Orthocladinae	251	11,83%	79	8,67%	25	2,89%	35	4,27%	57	3,08%
Perilestidae									1	0,05%
Perlidae	20	0,94%	7	0,17%	17	1,97%	8	0,98%	5	0,27%
Phlypotamididae	22	1,04%			2	0,23%	2	0,24%	4	0,22%
Polycentropodidae	1	0,05%								
Ppsephenidae	15	0,71%	8	0,88%	1	0,12%	12	1,47%	1	0,05%
Psychodidae	58	2,73%								
Simuliidae	17	0,80%	19	2,08%	43	4,97%	6	0,73%	72	3,89%
Tanypodinae	95	4,48%	49	5,37%	4	0,46%	40	4,88%	40	2,16%
Tassimidae			2	0,22%						
Tipulidae	7	0,33%	41	4,49%	5	0,58%	8	0,98%	10	0,54%
Traverhyphes	39	1,89%								
Trichodactilidae	1	0,05%								
Trichorytopsis	61	2,88%								
Trycorythodes	6	0,28%								
Ulmerithoides	1	0,05%								
Veliidae	4	0,19%	35	3,83%	1	0,12%	5	0,61%	2	0,11%
TOTAL AMOSTRA	2121		913		865		819		1853	

PONTO 02

	04/05	04/05 %	07/05	07/05 %	10/05	10/05 %	02/06	02/06 %	04/06	04/06 %
Belostomatidae							1	0,4 %	1	0,13 %
Baetidae	113	48,71 %	79	20,52 %	183	37,27 %	59	23,6 %	261	34,89 %
Bivalvia_(pelecypode)			1	0,26 %						
Blephareceridae			1	0,26 %					4	0,53 %
Calamoceratidae							8	3,2 %	5	0,67 %
Calopterygidae	5	2,16 %	4	1,04 %	1	0,20 %	15	6 %	3	0,40 %
Ceratopogonidae					1	0,20 %	1	0,4 %		
Chironominae	13	5,60 %	57	14,81 %	101	20,57 %	11	4,4 %	49	6,55 %
Coenagrionidae									2	0,27 %
Corydalidae									1	0,13 %
Dryopidae									1	0,13 %
Dulgesiidae					1	0,20 %			5	0,67 %
Dytiscidae									1	0,13 %
Elmidae	6	2,59 %	108	28,05 %	13	2,64 %	58	23,2 %	259	34,63 %
Gastropoda			1	0,26 %						
Gerridae			2	0,52 %						
Glossosomatidae			1	0,26 %			8	3,2 %		
Gomphidae	4	1,72 %			1	0,20 %			1	0,13 %
Gripopterygidae					5	1,02 %			4	0,53 %
Gyrinidae	1	0,43 %			1	0,20 %				
Hydracarina	64	27,59 %	1	0,26 %						
Hydrobiosidae									1	0,13 %
Hydrophilidae			2	0,52 %					3	0,40 %
Hydropsychidae	9	3,88 %			16	3,26 %	31	12,4 %	11	1,47 %
Hydroptilidae									3	0,40 %
Lleptoceridae	4	1,72 %	1	0,26 %					5	0,67 %
Leptohiphidae			23	5,97 %	19	3,87 %	5	2 %	29	3,88 %
Leptophebiidae			1	0,26 %	1	0,20 %			5	0,67 %
Libellulidae	1	0,43 %					1	0,4 %		
Oligochaeta	3	1,29 %	17	4,42 %	7	1,46 %	2	0,8 %	13	1,74 %
Orthocladinae			16	4,16 %	9	1,83 %	11	4,4 %	31	4,14 %
Palaemonidae	1	0,43 %	1	0,26 %			8	3,2 %		
Platelminte			1	0,26 %			2	0,8 %		
Perlidae									3	0,40 %
Phylopotamidae					3	0,61 %			2	0,27 %
Psephenidae			5	1,30 %	4	0,81 %	6	2,4 %		
Psychodidae									19	2,54 %
Simuliidae			13	3,38 %	117	23,83 %	2	0,8 %	18	2,41 %
Tanypodinae	1	0,43 %	29	7,53 %	2	0,41 %	7	2,8 %	1	0,13 %
Tipulidae	4	1,72 %	17	4,42 %	5	1,02 %	2	0,8 %	3	0,40 %
Veliidae	3	1,29 %	4	1,04 %	1	0,20 %	12	4,8 %	4	0,53 %
TOTAL AMOSTRA	232		385		491		250		748	