

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”
Centro de Energia Nuclear na Agricultura**

**Efeitos da resolução taxonômica de invertebrados bentônicos no diagnóstico da
qualidade de ecossistemas lóticos**

Flávia Mazzini

Dissertação apresentada para obtenção do
título de Mestre em Ecologia Aplicada

**Piracicaba
2007**

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

Flávia Mazzini

Bióloga

Efeitos da resolução taxonômica de invertebrados bentônicos no diagnóstico da qualidade de ecossistemas lóticos

Orientador:

Prof. Dr. MARCELO ZACHARIAS MOREIRA

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em Ecologia Aplicada

Piracicaba

2007

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
DIVISÃO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - ESALQ/USP**

Mazzini, Flávia

Efeitos da resolução taxonômica de invertebrados bentônicos no diagnóstico da
qualidade de ecossistemas lóticos / Flávia Mazzini. - - Piracicaba, 2007.
93 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2007.
Bibliografia.

1. Bento de água doce 2. Chironomidae – Identificação 3. Ecossistemas lóticos –
Qualidade 4. Invertebrados 5. Rios I. Título

CDD 574.52632

“Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor”

*À minha querida avó (in memoriam) pelas
orações e pelo eterno apoio.*

Dedico

AGRADECIMENTOS

Acima de tudo, a Deus por me conceder a vida e me permitir desfrutá-la com saúde.

Ao Prof. Dr. Marcelo Zacharias Moreira por acreditar e me incentivar no desenvolvimento deste projeto e por ter aceitado a árdua tarefa de me orientar e à sua esposa Silvia, pelo carinho e apoio.

À Dr^a. Mônica Luisa Kuhlmann pela acolhida, por todos os ensinamentos, pelo apoio, paciência e compreensão e sobretudo pela amizade e incentivo em todas as etapas deste trabalho.

À Helena Mitiko Watanabe pela valiosa amizade e pelos conselhos sempre pertinentes.

À Prof^a. Dr^a. Susana Trivinho Strixino (UFSCar) pelo auxílio na identificação de alguns gêneros de Chironomidae.

À Dr^a. Káthia Cristhina Sonoda pelos ensinamentos e apoio no desenvolvimento do estudo piloto e pela prestatividade.

Ao Prof. Dr. Plínio Barbosa de Camargo pela ajuda nas atividades de campo do projeto piloto e pelas importantes considerações sobre variáveis ambientais.

Ao Prof. Dr. Hilton Thadeu Zarate do Couto pelas sugestões de análises estatísticas.

Ao Eduardo Gimenes Martins pelo material cedido para a complementação de algumas análises.

Ao Fabiano Pupim pela elaboração cartográfica e à Cátia Casagrande pelo auxílio com os mapas do projeto piloto.

À Flávia Bueno pela revisão do abstract.

À Fabiana Cristina Fracassi (Laboratório de Ecologia Isotópica) pela ajuda nos trabalhos de laboratório durante o estudo piloto.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada – Interunidades (CENA/ESALQ) pela oportunidade.

À CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental), pela disponibilização do material e pelo apoio estrutural.

À todos do laboratório do Setor de Comunidades Aquáticas (CETESB) que direta ou indiretamente contribuíram para a execução deste trabalho.

À Coordenação do Programa Bolsa Mestrado (Secretaria da Educação do Estado de São Paulo) pelo auxílio financeiro e por propiciar o meu aperfeiçoamento acadêmico.

Ao Luiz Carlos Tozetto, Coordenador da Oficina Pedagógica (Diretoria de Ensino Norte 1), pela compreensão e pelo apoio.

Aos meus pais, Rose e Nilson, e ao meu avô, Leopoldo, pelas lições de vida, que contribuíram muito na minha formação, pelas orações e paciência.

À querida tia Bete, pelas experiências compartilhadas e pelo forte apoio em todos os momentos.

E um agradecimento especial:

Ao meu querido companheiro, Bruno, por me proporcionar tranquilidade nos momentos de desespero, ser meu alicerce nos momentos de dificuldade, pela presença constante e, sobretudo, por seu amor.

SUMÁRIO

RESUMO.....	7
ABSTRACT.....	8
LISTA DE FIGURAS.....	9
LISTA DE TABELAS.....	13
1 INTRODUÇÃO.....	14
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	20
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	26
3.1 Pontos de coleta.....	26
3.2 Variáveis ambientais.....	28
3.3 Variáveis bióticas.....	30
3.3.1 Metodologia de coleta e análise do material.....	30
3.4 Tratamento dos dados.....	31
3.4.1 Variáveis ambientais.....	31
3.4.2 Comunidade bentônica.....	33
3.4.2.1 Estrutura da comunidade.....	33
3.4.2.2 Dado referência.....	36
3.4.2.3 Escolha e adequação das métricas.....	36
4 RESULTADOS.....	40
4.1 Variáveis ambientais.....	40
4.2 Comunidade bentônica.....	46
4.2.1 Estrutura da comunidade.....	46
4.2.2 Dado referência.....	56
4.2.3 Escolha e adequação das métricas.....	56
5 DISCUSSÃO.....	66
6 CONCLUSÕES.....	76
REFERÊNCIAS.....	77
ANEXOS.....	88

RESUMO

Efeitos da resolução taxonômica de invertebrados bentônicos no diagnóstico da qualidade de ecossistemas lóticos

Nas últimas décadas, tem-se observado uma expressiva queda da qualidade ambiental e perda de biodiversidade nos ecossistemas aquáticos em função de múltiplos impactos advindos de atividades antrópicas. Dessa forma, considerando-se que a estrutura das comunidades pode ser alterada por tais perturbações, diversos métodos têm sido propostos para avaliações da qualidade nesses ecossistemas, destacando-se, entre eles, o uso dos macroinvertebrados bentônicos. Alguns estudos empregando estes indicadores defendem a sua identificação ao nível genérico por fornecer maior número de informações, resultar em classificações ambientais mais confiáveis e apresentar melhor capacidade de distinção entre os pontos, quando comparado aos níveis de resolução mais abrangentes. Entretanto, na maioria dos trabalhos a identificação desse grupo restringe-se ao nível de família, principalmente em função da economia nos recursos despendidos durante a identificação o que não se justifica caso este nível não retenha informações suficientes para que os objetivos sejam alcançados. Neste trabalho, esse conflito foi avaliado através da comparação de avaliações biológicas decorrentes da aplicação de índices estruturais baseados na identificação de Chironomidae, ao nível genérico com o de sub-família/tribo. Foram utilizadas amostras de organismos bentônicos, bem como os dados físicos, químicos e microbiológicos coletados em sete pontos de amostragem que fizeram parte de vários projetos da CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental), conduzidos ao longo de diferentes anos e classificados, de acordo com o ICB_{RIO} (Índice da Comunidade Bentônica para rios) em ambientes de qualidade péssima, ruim, regular, boa e ótima. As coletas foram padronizadas em relação ao período (inverno) e ao tipo de hábitat amostrado (margem deposicional). As amostras foram obtidas em triplicata com o auxílio de pegadores (Ponar e Petersen modificado) e o material selecionado em rede com abertura de malha 0,5 mm. A contagem e identificação dos organismos foram feitas com o auxílio de estereomicroscópio, microscópio óptico e bibliografia especializada. Para definir o gradiente de qualidade, as variáveis ambientais foram submetidas a uma Análise de Agrupamento pelo método de Ward, empregando-se a Distância Euclidiana Simples. Já os valores de densidade foram reunidos em uma matriz de distância de Bray-Curtis agrupada pelo método de média de grupo não ponderada a fim de verificar o grau de similaridade entre os pontos e se o nível de identificação taxonômica interfere nas associações formadas. Com o intuito de verificar a sensibilidade do nível taxonômico do dado ao gradiente de qualidade ambiental, bem como testar a possível influência do refinamento taxonômico na sensibilidade do ICB_{RIO} foram empregadas as métricas Riqueza, Diversidade de Shannon-Wiener, Índice de Comparação Sequencial, Dominância de Grupos Tolerantes e Riqueza de Táxons Sensíveis. Tendo por objetivo o diagnóstico das condições ambientais, com redução de custos e tempo de manipulação das amostras, mas com informações relevantes que subsidiem os tomadores de decisão, o presente trabalho vem descartar o emprego do nível de resolução genérico na identificação das larvas de Chironomidae. Os resultados expostos confirmaram a aplicabilidade do ICB_{RIO} com a identificação deste grupo aos níveis de sub-família/tribo na avaliação da qualidade ambiental, demonstrando não serem necessárias eventuais alterações nos seus moldes.

Palavras-chave: Qualidade ambiental; Rios; Macroinvertebrados bentônicos; Resolução taxonômica

ABSTRACT

Effects of taxonomic resolution of benthic invertebrates in the assessment of lotic ecosystem's quality

In the last decades, it has been observed an expressive deterioration of the environmental quality and biodiversity loss in the aquatic ecosystems as function of anthropogenic activities. Considering that communities' structure can be altered by such disturbances, several methods have been proposed for quality assessment in those ecosystems, standing out, among them, the use of the benthic macroinvertebrates. Some studies using these indicators defend the generic level identification as they supply more information, result in more reliable environmental classifications and present better distinction capacity among sites, when compared to broader levels. However, in most of the works the identification of this group is limited to the family level, mainly due to resources saving during the identification, which is not justified in the case this level misses information to classification aims. In this work, comparison of current biological evaluations through Chironomidae identification structural indexes at the generic level with the one at sub-family/tribe was evaluated. Benthic organisms samples, as well as physical, chemical and microbiological data were collected in seven sampling sites, from several projects taken along different years by CETESB (Company of Technology of Environmental Sanitation), which classified the environment as, according to ICB_{RIO} (Benthic Community Index for rivers), worst, bad, regular, good and excellent quality. The collections were standardized to winter period and to type of sample habitat (depositional river margin). Triplicates were obtained with modified Ponar and Petersen grabs on retained material by 0.5mm-mesh sieve. Counting and identification based on specialized literature were done with the stereomicroscope, and optical microscope. To define the quality gradient, the environmental variables were submitted to a Cluster Analysis by the Ward method, using the simple Euclidean Distance. Density values were lumped on a Bray-Curtis distance matrix by the Unweighted Pair Group method in order to verify the similarity degree among the points and the interferences of taxonomic identification level on the formed associations. Aiming to check the sensibility of the data taxonomic level to the environmental quality gradient, as well as to test the possible influence of taxonomic refinement in the ICB_{RIO}'s sensibility, several metrics (Richness, Shannon-Wiener Diversity Index, Sequential Comparison Index, Dominance of Tolerant Groups and Richness of Sensitive Taxa) were used. Seeking the diagnosis of the environmental conditions, reducing costs and manipulation time of the samples, but keeping relevant information to subsidize the policy managers, the present work discards the need of the generic resolution level in the Chironomidae larvae identification. The exposed results confirmed the applicability of ICB_{RIO} with the identification of this group at sub-family/tribe levels on the environmental quality assessment, demonstrating no need of eventual modification in the method.

Keywords: Environmental quality; Rivers; Benthic macroinvertebrates; Taxonomic resolution

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Mapa das Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos, com a localização dos pontos de amostragem (modificado do Programa Biota/Fapesp).....	27
Figura 2 - Dendrograma referente ao agrupamento dos pontos de coleta com base nas variáveis ambientais.....	43
Figura 3 - Gráficos Box Whisker gerados para cada variável ambiental analisada em relação aos conjuntos formados pelo agrupamento.....	45
Figura 4 - Abundância relativa média da taxocenose Chironomidae nos pontos de amostragem.....	47
Figura 5 - Abundância relativa média dos gêneros pertencentes à família Chironomidae nos pontos de amostragem.....	48
Figura 6 - Valor médio de Riqueza (S) obtido para cada ponto de coleta nos dois tratamentos taxonômicos.....	49
Figura 7 - Valor médio do Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H') obtido para cada ponto de coleta nos dois tratamentos taxonômicos.....	50
Figura 8 - Valor médio do Índice de Comparação Sequencial (ICS) obtido para cada ponto de coleta nos dois tratamentos taxonômicos.....	50
Figura 9 - Valor médio de Dominância (DOM) obtido para cada ponto de coleta nos dois tratamentos taxonômicos.....	51
Figura 10 - Valor médio de Riqueza de Chironomidae (S_{Chi}) obtido para cada ponto de coleta nos dois tratamentos taxonômicos.....	51
Figura 11 - Dendrograma referente ao agrupamento dos pontos de coleta a partir da composição da comunidade bentônica identificada de acordo com o tratamento I.....	52
Figura 12 - Gráficos Box Whisker gerados para os principais táxons analisados pelo agrupamento no tratamento I.....	53
Figura 13 - Dendrograma referente ao agrupamento dos pontos de coleta a partir da composição da comunidade bentônica identificada de acordo com o tratamento II.....	54
Figura 14 - Gráficos Box Whisker gerados para os principais táxons analisados pelo	

- agrupamento no tratamento II..... 55
- Figura 15 - Dendrograma referente ao agrupamento dos pontos de coleta a partir da composição da comunidade bentônica identificada de acordo com o tratamento II e com a eliminação dos gêneros de Chironomidae considerados raros..... 56
- Figura 16 - Intervalos de Confiança do Índice Riqueza (S) obtidos ao longo do gradiente de qualidade ambiental, nas cinco abordagens. Abordagem A = Pontos classificados com base no ICB_{RIO} , adequado ao tratamento taxonômico I; Abordagem B = Pontos classificados com base no ICB_{RIO} , adequado ao tratamento taxonômico II; Abordagem C = Pontos classificados com base no ICB_{RIO} , adequado ao tratamento taxonômico II e com a substituição dos valores de S pelos de S_{Chi} ; Abordagem D = Pontos classificados com base no ICB_{RIO} , adequado ao tratamento taxonômico II e com a substituição dos valores de S pelos de S_{sens} ; Abordagem E = Pontos classificados com base no ICB_{RIO} , adequado ao tratamento taxonômico II e com as substituições dos valores de S e S_{sens} pelos de S_{Chi} e S_{sens} , respectivamente..... 61
- Figura 17 - Intervalos de Confiança do Índice de Comparação Sequencial (ICS) obtidos ao longo do gradiente de qualidade ambiental, nas cinco abordagens Abordagem A = Pontos classificados com base no ICB_{RIO} , adequado ao tratamento taxonômico I; Abordagem B = Pontos classificados com base no ICB_{RIO} , adequado ao tratamento taxonômico II; Abordagem C = Pontos classificados com base no ICB_{RIO} , adequado ao tratamento taxonômico II e com a substituição dos valores de S pelos de S_{Chi} ; Abordagem D = Pontos classificados com base no ICB_{RIO} , adequado ao tratamento taxonômico II e com a substituição dos valores de S_{sens} pelos de S_{sens} ; Abordagem E = Pontos classificados com base no ICB_{RIO} , adequado ao tratamento taxonômico II e com as substituições dos valores de S e S_{sens} pelos de S_{Chi} e S_{sens} , respectivamente..... 62
- Figura 18 - Intervalos de Confiança do Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H') obtidos ao longo do gradiente de qualidade ambiental, nas cinco abordagens. Abordagem A = Pontos classificados com base no ICB_{RIO} , adequado ao

tratamento taxonômico I; Abordagem B = Pontos classificados com base no ICB_{RIO}, adequado ao tratamento taxonômico II; Abordagem C = Pontos classificados com base no ICB_{RIO}, adequado ao tratamento taxonômico II e com a substituição dos valores de S pelos de S_{Chi}; Abordagem D = Pontos classificados com base no ICB_{RIO}, adequado ao tratamento taxonômico II e com a substituição dos valores de Ssens pelos de Ssens'; Abordagem E = Pontos classificados com base no ICB_{RIO}, adequado ao tratamento taxonômico II e com as substituições dos valores de S e Ssens pelos de S_{Chi} e Ssens', respectivamente..... 63

Figura 19 - Intervalos de Confiança da Dominância de Grupos Tolerantes (T/DT) obtidos ao longo do gradiente de qualidade ambiental, nas cinco abordagens. Abordagem A = Pontos classificados com base no ICB_{RIO}, Adequado ao tratamento taxonômico I; Abordagem B = Pontos classificados com base no ICB_{RIO}, adequado ao tratamento taxonômico II; Abordagem C = Pontos classificados com base no ICB_{RIO}, adequado ao tratamento taxonômico II e com a substituição dos valores de S pelos de S_{Chi}; Abordagem D = Pontos classificados com base no ICB_{RIO}, adequado ao tratamento taxonômico II e com a substituição dos valores de Ssens pelos de Ssens'; Abordagem E = Pontos classificados com base no ICB_{RIO}, adequado ao tratamento taxonômico II e com as substituições dos valores de S e Ssens pelos de S_{Chi} e Ssens', respectivamente..... 64

Figura 20 - Intervalos de Confiança da Riqueza de Táxons Sensíveis (Ssens) obtidos ao longo do gradiente de qualidade ambiental, nas cinco abordagens. Abordagem A = Pontos classificados com base no ICB_{RIO}, adequado ao tratamento taxonômico I; Abordagem B = Pontos classificados com base no ICB_{RIO}, adequado ao tratamento taxonômico II; Abordagem C = Pontos classificados com base no ICB_{RIO}, adequado ao tratamento taxonômico II e com a substituição dos valores de S pelos de S_{Chi}; Abordagem D = Pontos classificados com base no ICB_{RIO}, adequado ao tratamento taxonômico II e com a substituição dos valores de Ssens pelos de Ssens'; Abordagem E = Pontos classificados com base no ICB_{RIO}, adequado ao tratamento taxonômico

II e com as substituições dos valores de S e Ssens pelos de S_{Chi} e $S_{sens'}$,
respectivamente..... 65

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Classificação, localização e ano de amostragem dos pontos adotados.....	26
Tabela 2 - Índice da Comunidade Bentônica para rios (ICB _{RIO}).....	28
Tabela 3 - Metodologia analítica das variáveis físicas e químicas da água e do sedimento...	29
Tabela 4 - Valores-guias estabelecidos pelo “Canadian Council of Ministers of the Environment”.....	31
Tabela 5 - Relação dos índices descritores da comunidade bentônica com a descrição do cálculo e as respostas esperadas frente a perturbações ambientais.....	33
Tabela 6 - Classificação da qualidade das águas, com base no ICB _{RIO} , nos pontos cujas amostras foram empregadas na avaliação da sensibilidade ao gradiente ambiental.....	37
Tabela 7 - Valores das variáveis ambientais analisadas em cada ponto de coleta.....	40
Tabela 8 - Resultados dos índices descritores da comunidade calculados para todos os pontos nos tratamentos I e II com base no valor médio das unidades amostrais.....	48
Tabela 9 - Valores do Coeficiente de Variação (CV) para os índices de estrutura da comunidade bentônica, obtidos a partir das unidades amostrais de cada ponto, identificadas de acordo com os tratamentos I e II.....	57
Tabela 10 - Adequação das faixas de valores das métricas empregadas no cálculo do Índice da Comunidade Bentônica para rios (ICB _{RIO}), ao refinamento taxonômico (gênero).....	58
Tabela 11 - Classificação dos pontos de coleta adotados no presente estudo e por Martins (2006), a partir do ICB _{RIO} : original (I); com as faixas das métricas adequadas à identificação genérica (II); com a substituição do S pelo S _{Chi} (III); com a substituição do Ssens pelo Ssens' (IV) e com base na substituição do S e Ssens, respectivamente, pelo S _{Chi} e Ssens' (V).....	59

1 INTRODUÇÃO

Desde o início da civilização, a sociedade humana tem explorado os benefícios naturais fornecidos pelos sistemas lóticos. O uso conflitante desses recursos (fornecimento de água potável *versus* depósito de efluentes domésticos e industriais) e o aumento de sua demanda, em função do crescimento populacional, têm contribuído para uma queda expressiva da qualidade da água e perda de biodiversidade aquática, tornando essencial o seu monitoramento e o controle de sua qualidade (BRAGA et al., 2006). O monitoramento emprega o conhecimento da estrutura e da dinâmica dos ecossistemas aquáticos como ferramenta para formulação de estratégias de manejo que viabilizem a sua utilização racional, bem como para o controle da qualidade da água e a recuperação dos ecossistemas degradados.

Os métodos tradicionais de avaliação das condições gerais dos ambientes aquáticos estão baseados em variáveis físicas, químicas e microbiológicas analisadas em amostras de água superficial. Esse monitoramento traz algumas vantagens na avaliação de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos, como a identificação imediata de modificações nas propriedades físicas e químicas da água, a detecção precisa da variável modificada e a determinação destas concentrações alteradas. Entretanto, tais análises fornecem somente uma fotografia momentânea do que pode ser uma situação altamente dinâmica, o que faz com que variações significativas entre dois instantes de amostragem deixem de ser consideradas (WHITFIELD, 2001).

O biomonitoramento utiliza-se de respostas de organismos vivos para avaliar mudanças no ambiente com o objetivo de empregar tal informação num programa de controle de qualidade (ROSENBERG; RESH, 1993) e tem sido cada vez mais incorporado em redes de monitoramento em complemento ao planejamento tradicional.

De acordo com Wilhm e Dorris (1968), as substâncias químicas que afetam a qualidade da água são numerosas e variam contínua e irregularmente em concentração. Dessa forma, atualmente, é reconhecido que para se compreender a estrutura de sistemas lóticos é necessário considerar a sua biota (LORENZ et al., 1997). As comunidades biológicas refletem a integridade ecológica dos ecossistemas, fornecendo uma medida agregada dos impactos decorrentes de diferentes agentes antrópicos, que podem vir a exibir efeitos aditivos, sinérgicos ou antagonísticos (BARBOUR et al., 1999). Além disso, respondem a níveis de contaminantes não detectáveis pela metodologia química e fornecem evidências de efeitos deletérios decorrentes das alterações promovidas pelo homem.

A hipótese fundamental ao adotar-se organismos indicadores (populações, assembleias de espécies ou comunidades) para avaliação da qualidade da água é que a presença do indicador reflete seu ambiente. Deste modo, sua presença em abundância significa que suas necessidades físicas, químicas e nutricionais estão sendo satisfeitas. Portanto, se os fatores ambientais limitantes da espécie em questão são conhecidos, a presença do organismo indicará condições ambientais específicas (JOHNSON et al., 1993).

Dessa forma, considerando-se que a estrutura das comunidades pode ser alterada por perturbações ambientais, quer sejam físicas, químicas ou biológicas, diversos métodos têm sido propostos para avaliar a qualidade da água, destacando-se, entre eles, o estudo dos macroinvertebrados bentônicos (QUEIROZ et al., 2000).

Esses organismos são abundantes em todos os tipos de sistemas aquáticos, vivendo enterrados na areia e na lama, presos à superfície de rochas, sobre o sedimento orgânico do fundo ou escondidos nos espaços existentes entre seixos e pedras. Devido a essa preferência de hábitat e à baixa motilidade, geralmente, permanecem em uma área mais restrita, o que favorece uma análise espacial eficiente dos efeitos de poluentes ou de perturbações físicas do meio. No decorrer de seu ciclo de vida estão continuamente sujeitos a todo o rigor do ambiente local. Este ciclo, que pode variar de semanas a poucos anos, é considerado relativamente longo e possibilita a elucidação de padrões temporais de alterações causadas por perturbações. Podem ser distribuídos em quatro categorias funcionais principais: fragmentadores, coletores, raspadores e predadores e, de acordo com a identificação dessas categorias, prover uma visão do distúrbio ambiental. Em geral, um aumento na proporção de raspadores pode indicar uma entrada de nutrientes do sistema (água), enquanto um aumento no número de coletores pode indicar um enriquecimento orgânico (MANDAVILLE, 2000).

Entre os macroinvertebrados bentônicos, a família Chironomidae (Diptera) é a mais amplamente distribuída e, freqüentemente, o grupo de insetos mais abundante em ambientes aquáticos (PINDER, 1986). Em função disso, e também devido a sua conhecida sensibilidade a alterações na qualidade da água, esses organismos têm sido empregados na classificação trófica de lagos (JOHNSON et al., 1993; LINDEGAARD, 1995).

Esta família compõe-se de 11 sub-famílias e aproximadamente 355 gêneros (MENDES, 2006). Na região Neotropical destacam-se 709 espécies distribuídas em 155 gêneros (SPIES; REISS, 1996).

No Brasil ocorrem cinco sub-famílias, todas elas representadas no Estado de São Paulo: Telmatogetoninae, Tanypodinae, Podonominae, Orthoclaadiinae e Chironominae (MENDES, 2006).

Embora Chironomidae compreenda grande proporção de espécies em ambientes lóticos, sua utilização no diagnóstico da qualidade da água ainda é intensamente questionada principalmente pelo fato dos rios comportarem uma comunidade muito mais diversa do que a zona profunda de lagos e por apresentarem amplo gradiente de condições ambientais, o que dificulta a amostragem e a identificação taxonômica (PINDER, 1986). De acordo com Rabeni (2001), além da dificuldade em definir o estágio larval, a identificação de Chironomidae ao nível genérico ou específico despende metade do tempo gasto para identificar toda a amostra.

Atualmente, na maioria dos trabalhos, a identificação desses organismos restringe-se ao nível de família, sub-família ou tribo. Entretanto, uma análise detalhada da comunidade de Chironomidae pode prover muita informação sobre a qualidade da água (LENAT, 1983).

Segundo Lenat e Resh (2001), a identificação ao nível de família pode ocultar o verdadeiro diagnóstico de uma análise de qualidade da água, resultando em uma perda considerável de informação e induzindo a interpretações errôneas da realidade.

Teoricamente, se espécies estão reunidas num nível taxonômico mais abrangente, uma avaliação ecológica só é possível se as necessidades das diferentes espécies pertencentes a este nível são conhecidas e similares. Porém, espécies pertencentes a um mesmo gênero podem apresentar diferentes necessidades ecológicas e, portanto, suas respostas aos diferentes fatores impactantes podem variar amplamente (MOOG, 1995 apud SCHMIDT-KLOIBER; NIJBOER, 2004).

Além disso, ao empregar-se a identificação taxonômica ao nível de família, um importante componente do monitoramento biológico é perdido, a avaliação dos táxons raros. Lenat e Resh (2001) referindo-se a estudos feitos na bacia do Rio Roanoke, na Carolina do Norte, enfatizam que ao nível de família os táxons raros foram negligenciados, mas 18 táxons incomuns foram registrados ao nível genérico e 39 foram identificados numa combinação de níveis de identificação genérico e específico.

Em populações e comunidades ecológicas, as espécies raras referem-se aquelas que apresentam baixa abundância e/ou baixo padrão de distribuição (RESH et al., 2005). Muitos pesquisadores removem as espécies raras do conjunto de dados, pois acreditam contribuir pouco

para o estudo da comunidade e acrescentar erros as análises estatísticas (BARBOUR; GERRITSEN, 1996; RODRIGUEZ; LEWIS, 1997; BRAZNER; BEALS, 1997). Outros têm criticado essa estratégia em função da perda de informações valiosas (CAO et al. 1998; LENAT; RESH, 2001; SCHMIDT-KLOIBER; NIJBOER, 2004). De acordo com Cao et al. (1998) as espécies raras são fundamentais para a avaliação biológica da qualidade da água. Conseqüentemente, sua deleção pode prejudicar a sensibilidade de métodos baseados em respostas da comunidade para detectar mudanças ecológicas.

Tais abordagens sugerem que a identificação deve atingir o menor nível praticável, ou seja, gênero ou espécie, dependendo do estágio de vida dos organismos coletados e do número de vezes que um ponto é amostrado.

Há, entretanto, restrições financeiras e temporais limitando a aplicação do nível taxonômico mais refinado, genérico-específico (STRIBLING et al., 2003) em redes de monitoramento. De acordo com Furse et al. (1984), o custo da identificação ao nível de família é geralmente menor quando comparado à identificação ao nível genérico ou específico.

A identificação ao menor nível taxonômico é difícil e só atingida por especialistas, que têm se tornado cada vez mais escassos (CRANSTON; HILLMAN, 1992). Além disso, a contagem de indivíduos identificados até o nível específico consome muito tempo e o número de chaves de identificação ao nível específico ou genérico é reduzido, especialmente no Brasil. No Estado de São Paulo, o projeto Biota-Fapesp identificou uma grande lacuna no conhecimento dos invertebrados dulciaquícolos (JOLY; BICUDO, 1999).

Frente à necessidade cada vez maior de métodos rápidos e de baixo custo para avaliar a qualidade da água, a identificação a um nível taxonômico mais abrangente tem sido justificada pelos seguintes fatores (SCHMIDT-KLOIBER; NIJBOER, 2004):

- Relação custo-benefício;
- Falta de tempo ou de recursos humanos;
- Falta de especialistas em taxonomia e de chaves de identificação para alguns grupos taxonômicos;
- Falta de informação sobre as necessidades ecológicas das espécies de alguns grupos de invertebrados aquáticos.

Segundo Bailey et al. (2001), descrições da variação entre comunidades baseadas em estatística multivariada, principalmente do contraste entre comunidades de referência e aquelas

expostas a algum tipo de poluição, têm demonstrado que a identificação ao nível de família prove resolução suficiente para avaliações biológicas sensíveis e precisas em um menor período de tempo que aquele necessário para a identificação genérica e específica.

Embora, em diversos estudos, as análises multivariadas tenham mostrado que os resultados obtidos ao nível de família são equivalentes àqueles obtidos a partir de análises ao nível genérico ou específico (FURSE et al., 1984; BOWMAN; BAILEY, 1997; BAILEY et al., 2001), esses resultados podem ser questionados (ARSCOTT et al., 2006).

Para Guerold (2000), o emprego da identificação ao nível específico, genérico ou de família depende dos objetivos do estudo. Se o foco do estudo é detectar o impacto de uma perturbação na comunidade de macroinvertebrados, a identificação ao nível de família pode ser utilizada, mesmo que a interpretação ecológica seja arriscada. Já, se o intuito é conhecer a magnitude do impacto na comunidade, a identificação ao menor nível taxonômico torna-se estritamente necessária.

Neste trabalho, esse conflito foi avaliado através da comparação de avaliações biológicas decorrentes da aplicação de índices estruturais baseados na identificação dos organismos pertencentes à família Chironomidae, ao nível de gênero com o de sub-família/tribo. Tal estudo é imprescindível, principalmente ao tentar-se compatibilizar a necessidade de reduzir o custo e o tempo despendido com análises taxonômicas precisas, sem que ocorram perdas significantes de informação na detecção de mudanças nas assembléias expostas a ambientes impactados. Dessa forma, ao mesmo tempo em que se contribui para o diagnóstico das condições ambientais, proporcionando informações científicas relevantes que subsidiem os tomadores de decisão, poupa-se recursos que poderão ser empregados em réplicas espaciais ou em um maior número de pontos amostrais, o que, de acordo com Sanders et al. (1983), caracteriza o monitoramento da qualidade da água.

Nesse sentido, o presente trabalho tem como objetivo testar a possível influência dos diferentes níveis de identificação taxonômica (sub-família/tribo e gênero) na sensibilidade de índices descritores da estrutura das comunidades bentônicas e, de acordo com os resultados obtidos, propor um novo índice multimétrico para a avaliação da qualidade da água em ambientes lóticos de médio porte.

Este estudo foi desenvolvido junto à Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) e fez parte de sua meta de desenvolvimento de metodologia com vistas ao diagnóstico ambiental.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Embora, no campo do monitoramento biológico da qualidade da água, haja vários estudos abordando temas como o planejamento do programa de avaliação, as metodologias de coleta no campo, o processamento das amostras em laboratório e a análise dos dados, uma das questões mais contenciosas tem sido a resolução taxonômica.

Diversos autores recomendam a identificação ao nível específico para assegurar uma caracterização detalhada da composição da comunidade, evitando perda de informação devido à omissão de certos táxons, e mostrar mais fielmente a relação entre as populações que compõem a comunidade e o ambiente (RESH; MCELRAVY, 1993; VERDONSCHOT, 2000; LENAT; RESH, 2001; KING; RICHARDSON, 2002; ADRIAENSSENS, 2004). Por outro lado, tal esforço consome muito tempo e dinheiro e alguns autores (BOWMAN; BAILEY, 1997; GAYRAUD et al., 2003) consideram que a perda de informação ao identificar-se até o nível genérico, ou mesmo até o nível de família, é geralmente pequena tornando desnecessária, portanto, a identificação ao nível específico.

Para Roach et al. (2001) a identificação até o nível de família seria suficiente para detectar perturbações na comunidade de macroinvertebrados, porém, para interpretações ecológicas tornar-se-ia necessário um nível de identificação mais detalhado.

Marshall et al. (2006) amostraram 29 pontos num tributário da bacia Murray-Darling, Austrália, caracterizado por baixa diversidade de macroinvertebrados, recobrando ampla diversidade de condições lóticis, o que foi refletido por diferenças na composição da assembléia de organismos e na riqueza. O gasto extra despendido na identificação dos macroinvertebrados ao nível específico foi quantificado através dos benefícios que estes dados ofereceram ao permitir a discriminação entre os pontos e fornecer estimativas acuradas da riqueza de espécies em cada local amostrado. Os autores argumentam que pouca informação foi perdida ao empregar-se a identificação ao nível genérico ou de família e que a riqueza de espécies foi muito bem representada pelas riquezas de gênero, família e ordem. Além disso, os gastos com tempo e taxonomistas especializados foram maiores para a identificação aos níveis específicos e genéricos do que para o nível de família. Seus resultados, portanto, apontaram a identificação taxonômica ao nível de família, em sistemas lóticis pouco diversos em relação à fauna bentônica, como a mais apropriada em termos de custo/benefício.

Bailey et al. (2001) revisaram os tipos de estudos e questões para os quais a identificação ao nível específico seria essencial e examinaram em quais circunstâncias a informação taxonômica ao nível mais abrangente (família) seria suficiente ou melhor indicada. Eles propuseram um método para o processamento das amostras de macroinvertebrados em avaliações biológicas. A partir de subamostragens de 200 a 500 organismos, é feito o registro da composição e estrutura da comunidade ao nível de família e estes dados são empregados em análises multivariadas da comunidade ou no cálculo de índices. Numa segunda etapa, a montagem de uma pequena lista de táxons baseada em prévios conhecimentos sobre determinados gêneros ou espécies relevantes ao contexto de um estudo particular (agente impactante) e ocorrentes no hábitat estudado, torna desnecessária a identificação de todos os organismos ao menor nível praticável (gênero ou espécie) e, ao mesmo tempo, fornece um diagnóstico sensível, preciso e eficiente da comunidade.

Os autores argumentam que a determinação do nível taxonômico adequado às avaliações biológicas da qualidade da água deve basear-se em três questões principais:

- se a identificação ao nível específico ou genérico acrescenta mais informações relevantes à descrição da variação entre comunidades de macroinvertebrados bentônicos do que a identificação a um nível de resolução mais abrangente;
- se os desvios em relação às características dos habitats de referência são mais facilmente detectados com a identificação ao nível genérico/específico;
- se há recursos suficientes para garantir a manutenção das amostragens e a qualidade dos dados.

Apesar da identificação ao nível genérico ou específico prover descrições da comunidade mais significativas do que a identificação ao nível de família, permitindo melhor detecção de desvios em relação às condições de referência, é necessário julgar-se cuidadosamente a relação custo/benefício decorrente de tal identificação.

Lenat e Resh (2001) também fizeram uma revisão de algumas aplicações das informações derivadas de diversos níveis de resolução taxonômica e recomendaram níveis de identificação apropriados a cada situação. Eles relacionam a dificuldade de identificação em nível específico ao número reduzido de laboratórios com especialistas e, principalmente, a usual coleta de estágios imaturos, uma vez que a classificação das espécies baseia-se nas características morfológicas dos insetos adultos. Entretanto, afirmam que com maior acúmulo do conhecimento, os dados

específicos mostrariam grandes diferenças em relação aos dados provenientes da identificação ao nível de família. Apesar de concluírem que a identificação taxonômica ao nível específico ou genérico provê maiores benefícios ao monitoramento biológico, os autores indicam situações em que a identificação ao nível de família pode ser empregada, ou seja, quando o número de especialistas em taxonomia for reduzido; um grande número de pontos deva ser amostrado a cada ano com restrições na equipe de coleta e nos recursos; o objetivo do estudo for simplesmente distinguir habitats de referência e ambientes impactados de acordo com duas ou três classes de qualidade da água ou; as amostragens forem feitas em habitats com baixa riqueza de táxons.

Arscott et al. (2006) numa análise regional e espacial da fauna bentônica de córregos em Nova Iorque procuraram determinar se o nível de resolução taxonômica afeta a relação estatística entre a assembléia de macroinvertebrados e as variáveis ambientais. Para isso, excetuando-se os indivíduos muito pequenos, danificados, pouco conhecidos e os nematodas e oligoquetas identificados ao nível de família ou ordem, a maioria dos 543 organismos amostrados foi identificada ao nível genérico ou específico.

A similaridade da composição da comunidade, identificada em diferentes níveis de resolução taxonômica, entre os pontos de amostragem foi analisada através da distância matricial de Bray-Curtis. A partir dos resultados, os autores enfatizam que a identificação ao nível taxonômico mais abrangente (família ou ordem) mascarou importantes diferenças na comunidade entre os pontos amostrados.

Por fim, concluem que a informação expressa em diversos níveis de resolução tem sua relevância definida em função da escala geográfica do estudo, da complexidade taxonômica, da dicotomia estatística entre índices multimétricos e análises multivariadas e do grau de inclusão dos táxons raros no conjunto de dados. Se o objetivo de um estudo é quantificar e prever diferenças entre pontos menos impactados ou com impactação moderada e locais mais impactados, com estressores potenciais diferentes, os esforços taxonômicos devem ser maximizados. Por outro lado, se o intuito principal é distinguir ambientes impactados de ambientes “saudáveis” e os recursos financeiros são limitados, a identificação ao nível de família torna-se apropriada.

Em seu estudo, Guerold (2000) analisou as assembléias de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera de cinco córregos acidificados e três córregos de referência, que expressam a condição ideal da comunidade, durante 1 ano, compondo listas quantitativas da fauna, e comparou

quatro índices de diversidade, três de similaridade e a riqueza quando calculados para os níveis de identificação específico, genérico e de família. Os resultados mostraram que a identificação ao nível taxonômico mais abrangente (família) subestimou todos os índices, com exceção do índice de Jaccard que foi superestimado. Tal resultado foi geralmente mais expressivo para comunidades de habitats de referência do que para córregos impactados. Conseqüentemente, o autor conclui que determinações ao nível de família tornam a interpretação dos valores das métricas muito arriscada, especialmente quando os índices forem utilizados para avaliar a qualidade da água e as alterações na comunidade de macroinvertebrados.

Schmidt-Kloiber e Nijboer (2004) testaram a aplicação de um sistema de avaliação multimétrico, baseado na identificação ao nível específico, utilizando dados provenientes de um nível de resolução taxonômica mais abrangente. Este sistema multimétrico foi desenvolvido para distribuir os diferentes córregos europeus em cinco classes de qualidade ecológica, de péssima (1) a ótima (5).

A comparação dos diferentes níveis de resolução taxonômica deu-se a partir do emprego de três conjuntos de dados:

- dados originais (nível específico): as listas de táxons originais foram utilizadas sem nenhuma adequação;
- nível genérico: as abundâncias de todas as espécies foram resumidas a seu respectivo gênero. Este procedimento foi adotado mesmo quando se atestou a presença de uma única espécie pertencente a determinado gênero. O nível de família só foi mantido caso nenhum gênero tenha sido identificado;
- nível de família: as abundâncias de todas as espécies e gêneros foram resumidas a sua respectiva família. Este procedimento foi adotado mesmo quando se verificou a presença de um único gênero ou de apenas uma espécie pertencente à determinada família. Os níveis mais abrangentes (ordens e classes) só foram mantidos caso nenhuma família tenha sido identificada.

Além de verificar se houve diferença na classificação da qualidade da água com diferentes resoluções taxonômicas, observou-se a dimensão do desvio da classe ecológica original e se tal desvio foi unidirecional. Para as análises foram utilizados dados provenientes de quatro córregos.

Foi demonstrado que a classificação de um habitat a uma classe ecológica varia se diferentes níveis de resolução taxonômica são utilizados. Desvios em ambas as direções

(altas/baixas classes de qualidade ecológica) foram observados. Na maioria dos casos a divergência foi de apenas uma classe de qualidade ecológica, mas ocasionalmente ocorreram desvios maiores. As causas das alterações nas avaliações foram investigadas observando-se separadamente as métricas utilizadas na composição do sistema multimétrico. Algumas das métricas investigadas basearam-se em informações autoecológicas de níveis específicos e não foram aplicáveis a níveis taxonômicos mais abrangentes. Outras métricas adequaram-se ao nível mais abrangente e mostraram distinções razoáveis entre as classes de qualidade ecológica.

Concluiu-se, entretanto, que o sistema multimétrico empregado não foi aplicável quando se utiliza dados provenientes de níveis taxonômicos mais abrangentes (família e gênero).

Já Karr e Chu (1999 apud GABRIELS et al., 2005) consideraram o nível genérico suficiente para o desenvolvimento de um índice multimétrico e que o nível de família também pode ser empregado em caso de tempo e recursos financeiros limitados.

Rabeni e Wang (2000) compararam a sensibilidade de métricas, comumente empregadas em avaliações biológicas, para detectar a contaminação orgânica de córregos utilizando conjuntos de dados que se diferenciavam apenas pela inclusão ou exclusão dos organismos pertencentes à família Chironomidae, identificados ao nível genérico. Foram avaliadas situações em duas ecoregiões do Missouri, E.U.A., onde Chironomidae compõe em média 32 e 42% do número total de indivíduos. As coletas foram feitas em córregos de referência e degradados por entrada de material orgânico proveniente de atividade agrícola. Apesar de, geralmente, ser necessária a identificação de Chironomidae ao nível genérico ou específico para seu emprego efetivo em métricas como riqueza, índice biótico e índice de diversidade, os autores argumentaram que a eliminação desse grupo não reduz a sensibilidade da avaliação biológica. Em contrapartida, os recursos (tempo e dinheiro) podem ser redirecionados à análise de um maior número de amostras. Por fim, para os córregos estudados, onde o grupo Chironomidae demonstrou baixa sensibilidade aos efeitos antropogênicos, sugeriram incluir na análise das métricas descritoras da comunidade apenas os componentes da fauna que respondem de forma consistente aos agentes impactantes e eliminar os grupos que, mesmo abundantes, apresentaram pouca habilidade para responder às pressões antropogênicas, como a família Chironomidae.

No Brasil, ao estudar a composição taxonômica das larvas de Chironomidae em córregos do Estado de São Paulo sujeitos a diferentes usos do solo, Roque et al. (2000) concluíram que o emprego desse grupo como tolerante e generalista não contribui para as avaliações ambientais,

uma vez que há elevada variação na ocorrência de seus gêneros em áreas impactadas e não impactadas. Conseqüentemente, os autores propuseram a identificação dos organismos ao nível de sub-família e/ou tribo e sugerem, inclusive, a atribuição de diferentes pesos em índices bióticos. Dessa forma, haveria um grande ganho em informação sem que o desperdício de tempo seja muito maior, já que a identificação nos níveis sugeridos não é muito trabalhosa e, ao mesmo tempo, obtém-se informações que permitem uma análise mais segura da qualidade da água.

3 MATERIAL E MÉTODOS

As amostras de organismos bentônicos, bem como os dados físicos, químicos e microbiológicos fornecidos para este trabalho fizeram parte de vários projetos da CETESB, conduzidos ao longo de diferentes anos. Os relatórios técnicos resultantes destes estudos já se encontram disponíveis na biblioteca e/ou no site da instituição (www.cetesb.sp.org.br).

3.1 Pontos de coleta

Os sete pontos de coleta adotados, bem como sua localização e o ano em que foram realizadas as coletas, estão relacionados na tabela 1. A figura 1 permite visualizar a distribuição dos pontos nas respectivas Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI).

Tabela 1 - Classificação, localização e ano de amostragem dos pontos adotados

Classe ICB _{RIO}	Classe Decreto 10.755/77	Ponto	Localização	UGRHI (1)	Ano
Péssima	4	Rio Pinheiros (PINH02)	Lat.(S) 23°42'18" Long.(O) 46°40'32" Junto a Usina Elevatória de Pedreira, em São Paulo	6	2002
Ruim	2	Rio Piracicaba (PIRA05)	Lat.(S) 22°42'31" Long.(O) 47°20'25" Um quilômetro à jusante do ribeirão Quilombo e à montante do ribeirão Tatu, no município de Americana	5	2004
Regular	2	Rio Paraíba do Sul (PARB04)	Lat.(S) 23°04'59" Long.(O) 45°43'08" Junto à futura régua do DAEE, em Caçapava	2	2004
Boa	2	Rio Mogi-Guaçu (MOGI04)	Lat.(S) 21°55'26" Long.(O) 47°21'32" A montante da barragem de Cachoeira das Emas, em Pirassununga	9	2004

(continua)

Tabela 1 - Classificação, localização e ano de amostragem dos pontos adotados

Classe ICB _{RIO}	Classe Decreto 10.755/77	Ponto	Localização	UGRHI (1)	Ano
Ótima	1	Rio Juquiá (JUQ198)	Lat.(S) 23°55'49" Long.(O) 47°00'92" A montante da SP-57 (estrada de Pedra Lisa), em Juquitiba	11	1998
		Rio Tietê (TIET97)	Lat.(S) 23°33'55" Long.(O) 46°01'28"		1997
		Rio Tietê (TIET03)	Na captação da SABESP, no município Biritiba Mirim	6	2003

⁽¹⁾ Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos.

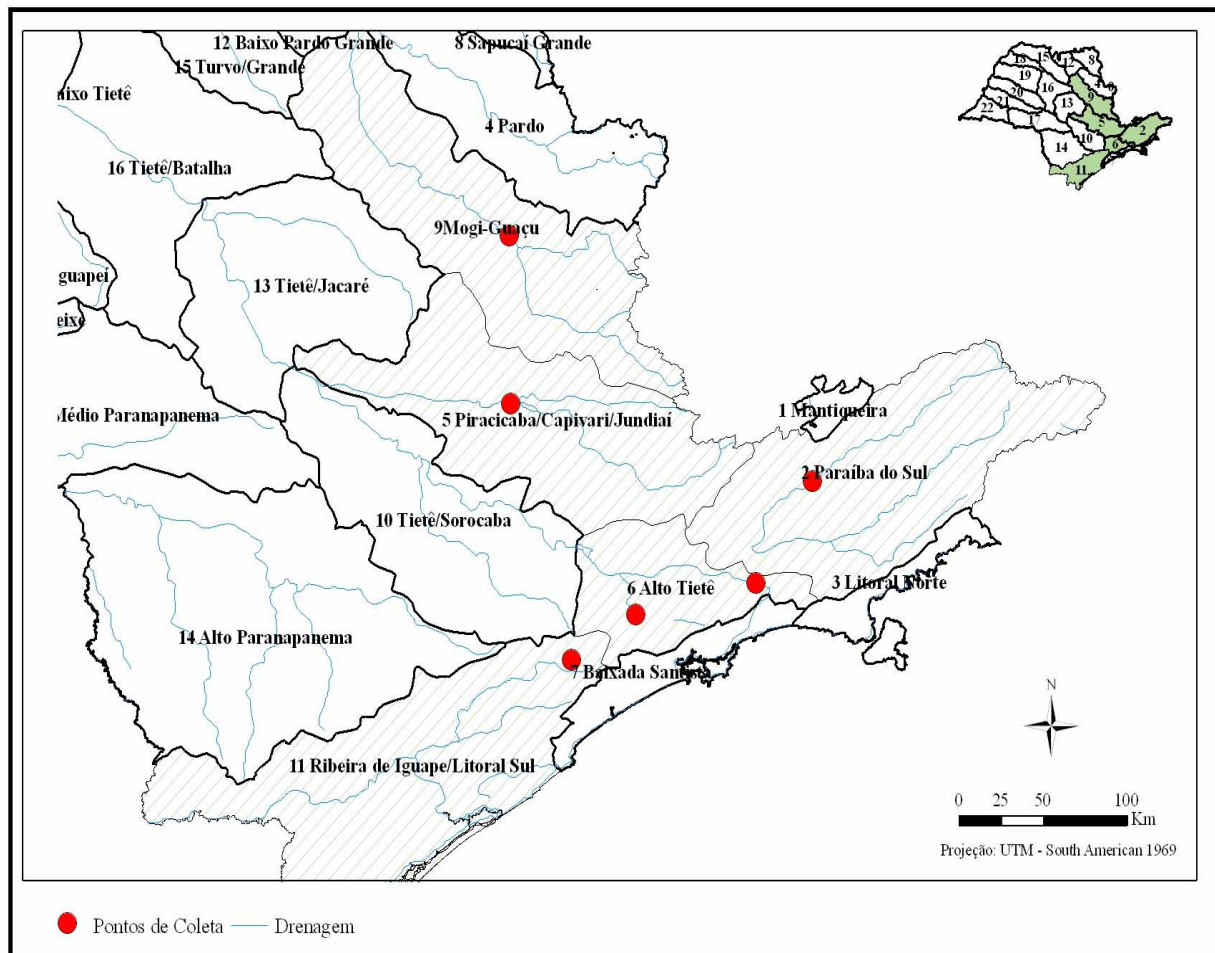


Figura 1 – Mapa das Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos, com a localização dos pontos de amostragem (modificado do Programa Biota/Fapesp)

Para a escolha dos pontos obedeceu-se um ranking de classificação da qualidade baseada no Índice da Comunidade Bentônica (ICB_{RIO}), um índice multimétrico obtido a partir da fusão de diversos índices descritores da estrutura da comunidade bentônica (CETESB, 2006), como: Riqueza (S), Índice de Comparação Seqüencial (ICS), Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H'), Dominância de grupos tolerantes (T/DT) e Riqueza de táxons sensíveis (Ssens). O valor final, que gera o diagnóstico da qualidade do hábitat, corresponde à média aritmética do ranking dos índices parciais, ressaltando-se que, para o cálculo, apenas um dos índices de diversidade (H' ou ICS) é considerado (Tabela 2).

Tabela 2 - Índice da Comunidade Bentônica para rios (ICB_{RIO})

CLASSE	PONTO	S	ICS	H'	T/DT	Ssens
PÉSSIMA	5			AZÓICO		
RUIM	4	≤ 5	≤ 3,00	≤ 1,00	> 0,75	0
REGULAR	3	6 – 13	> 3,00 - ≤ 9,50	> 1,00 - ≤ 1,50	≥ 0,50 - ≤ 0,75	1
BOA	2	14 – 20	> 9,50 - ≤ 20,00	> 1,50 - ≤ 2,50	> 0,25 - < 0,50	2
ÓTIMA	1	≥ 21	> 20,00	> 2,50	≤ 0,25	≥ 3

Optou-se pela adoção de três pontos com nível de classificação ótimo em função da necessidade de se conhecer o estado ideal da comunidade bentônica e, dessa forma, estabelecer faixas de qualidade inferiores para os demais ambientes estudados.

3.2 Variáveis ambientais

Fatores físicos e químicos do ambiente estão entre os determinantes mais fortes da estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em qualquer localidade (ROSENBERG et al., 1997). Conseqüentemente, a análise destas variáveis na água e no sedimento, pode fornecer subsídios para compreender a distribuição destes organismos nos ecossistemas aquáticos.

Os parâmetros mensuráveis utilizados neste estudo, que afetam direta ou indiretamente a composição da comunidade bentônica, bem como a descrição da metodologia empregada na sua análise, estão relacionados na tabela a seguir:

Tabela 3 - Metodologia analítica das variáveis físicas e químicas da água e do sedimento

Parâmetros	Descrição da metodologia	Referência bibliográfica
Água		
pH	Medidor de pH portátil marca WTW, modelo pH 197	APHA/AWWA/WEF - 1998
OD (água de fundo)	Oxímetro marca WTW, modelo OXI 197	APHA/AWWA/WEF - 1998
Temperatura (água de fundo)	Termômetro	APHA/AWWA/WEF - 1998
Transparência	Disco de Secchi (disco branco de metal com 30cm de diâmetro)	APHA/AWWA/WEF - 1998
Velocidade de Fluxo	Molinete	APHA/AWWA/WEF - 1998
Condutividade	Condutímetro ORION, modelo 160	APHA/AWWA/WEF - 1998
Clorofila <i>a</i>	Norma técnica CETESB L5.306 – Determinação de pigmentos fotossintetizantes Clorofila a –A,B,C e Feofitina a.	CETESB - 1990
Coliformes termotolerantes	Métodos de análises baseados na 20 ^a edição do “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater”	APHA/AWWA/WEF - 1998
Fósforo total	Colorimetria automática com molibdato de amônio e ácido ascórbico – Método 4500-P	APHA/AWWA/WEF - 1998
Nitrogênio amoniacal (água de fundo)	Colorimetria automática com salicilato de sódio	APHA/AWWA/WEF - 1998
Sedimento		
Metais	Procedimentos de análises baseados nos métodos 3051 (USEPA-SW 846) e 3111 (APHA)	APHA/AWWA/WEF - 1998 USEPA - 1994
Resíduos	Procedimentos de análises baseados nos métodos USEPA - SW 846	USEPA - 1986
Pesticidas Organoclorados	Método de análise segundo USEPA-Método 8081B	USEPA - 1998
Umidade	Procedimentos de análises baseados nos métodos USEPA - SW 846	USEPA - 1986
PCBs	Método de análise segundo USEPA 8082	USEPA - 1998
Granulometria	Método de análise segundo norma CETESB L6.160/95	CETESB - 1995

As análises dessas variáveis foram feitas pelos Laboratórios do Departamento de Análises Ambientais (EA) da CETESB.

3.3 Variáveis bióticas

3.3.1 Metodologia de coleta e análise do material

As coletas foram padronizadas em relação ao período (inverno) e ao tipo de hábitat amostrado (margem deposicional), de forma a diminuir as influências das variações temporais e espaciais sobre os resultados.

As amostras foram coletadas, em triplicata, com pegadores (Ponar e Petersen modificado) e acondicionadas em sacos plásticos resistentes, revestidos com um segundo saco devidamente etiquetado por fora. Ainda em campo, foram fixadas com formaldeído 40% neutralizado, em volume suficiente para que a concentração final de cada amostra ficasse entre 4 e 10%.

No laboratório, o material foi lavado sob água corrente, em rede com abertura de malha 0,5 mm. e colocado em potes de vidro devidamente etiquetados. Em seguida, adicionou-se o conservante (etanol 70° GL) em volume suficiente para preencher mais de 50% do frasco, e o corante, 10mL de solução de rosa de bengala.

Após a preparação, as amostras foram dispostas em placas de Petri para triagem à lupa com auxílio de pinças e os organismos capturados foram armazenados em frascos de vidro etiquetados e preenchidos com álcool 70° GL.

A contagem e identificação dos organismos ao nível de sub-família/tribo para as larvas de Chironomidae e ao nível de família para o restante da biota (tratamento I) foram feitas com o auxílio de estereomicroscópio, microscópio óptico e bibliografia especializada (MERRITT; CUMMINS, 1984; PENNAK, 1989; THORP; COVICH, 1991; BRINKHURST; MARCHESE, 1992; WIGGINS, 1996; CARVALHO; CALIL, 2000; FERNÁNDEZ; DOMÍNGUEZ, 2001).

Para a identificação, das larvas de Chironomidae, ao nível genérico (tratamento II) foram confeccionadas lâminas semi-permanentes, conforme procedimento descrito por Trivinho-Strixino & Strixino (1995), e utilizadas as chaves contidas nesta mesma referência e as de Epler (1995) e Paggi (2001).

3.4 Tratamento dos dados

3.4.1 Variáveis ambientais

A análise das variáveis ambientais foi feita por meio de comparações entre os resultados obtidos e os padrões de qualidade estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 (CETESB, 2006).

O grau de contaminação química do sedimento, com vistas à proteção da vida aquática, foi classificado segundo os valores guias estabelecidos pelo “Canadian Council of Ministers of the Environment” (CCME, 2001 apud CETESB, 2006), conforme demonstra a tabela 4. Baseados em concentrações totais e na probabilidade de ocorrência de efeito deletério sobre a biota, o menor limite - TEL (Threshold Effect Level) - corresponde a concentração abaixo da qual raramente são esperados efeitos adversos para os organismos. O maior limite - PEL (Probable Effect Level) representa a concentração acima da qual é freqüentemente esperado o citado efeito adverso para os organismos. Na faixa entre TEL e PEL situam-se os valores onde ocasionalmente tais efeitos são esperados (CETESB, 2006).

Tabela 4 - Valores-guias estabelecidos pelo “Canadian Council of Ministers of the Environment”

Variáveis	Unidade	TEL (1)	PEL (2)
Metais			
Arsênio	µg/g	5,9	17
Cádmio	µg/g	0,6	3,5
Chumbo	µg/g	35	91,3
Cobre	µg/g	35,7	197
Cromo	µg/g	37,3	90
Mercúrio	µg/g	0,17	0,486
Níquel	µg/g	18	35,9
Zinco	µg/g	123	315
Pesticidas Organoclorados			
BHC, gama (Lindane)	µg/kg	0,94	1,38
Clordano	µg/kg	4,5	8,9
DDD, p, p’-	µg/kg	3,54	8,51
DDE, p, p’-	µg/kg	1,42	6,75
DDT, p, p’-	µg/kg	1,19	4,77
Dieldrin	µg/kg	2,85	6,67
Endrin	µg/kg	2,67	62,4
Heptacloro epóxido	µg/kg	0,6	2,74
Compostos clorados			
PCB’s totais	µg/kg	34,1	277

Fonte: CETESB (2006).

(1) “Threshold Effect Level” = concentrações abaixo deste valor são raramente associadas a efeitos biológicos adversos.

(2) “Probable Effect Level” = concentrações acima deste valor são freqüentemente associadas a efeitos biológicos adversos.

Para definir o gradiente de qualidade, as variáveis ambientais (físicas, químicas e microbiológicas) foram submetidas a uma Análise de Agrupamento e a uma Análise dos Componentes Principais, empregando-se o software FITOPAC versão 1.6 (SHEPHERD, 2004). Em ambos os casos, os dados foram previamente transformados por standardização.

Para o agrupamento optou-se pelo método de Ward (variância mínima) que, segundo Valentin (2000), é unanimemente considerado como o mais eficiente, embora não apresente o melhor coeficiente cofenético. O Coeficiente de Distância adotado foi a Distância Euclidiana Simples eq. (1).

$$D_{A-B} = \sqrt{(x_{A1} - x_{B1})^2 + (x_{A2} - x_{B2})^2} \quad (1)$$

Onde: x_{A1} = valor da variável 1 na amostra A;

x_{B1} = valor da variável 1 na amostra B;

x_{A2} = valor da variável 2 na amostra A;

x_{B2} = valor da variável 2 na amostra B;

Após o agrupamento também foi calculada a correlação cofenética (VALENTIM, 2000).

As variáveis que, na maioria dos pontos de coleta, apresentaram concentrações abaixo do limite de detecção, não foram detectadas e cujas medições não foram realizadas tiveram que ser suprimidas destas análises.

Ressalta-se que, previamente ao agrupamento, o programa K-means (LEGENDRE, 2001) também foi utilizado a fim de estabelecer o número de grupos que melhor refletiu a variabilidade dos dados.

Para levantar inferências sobre possíveis relações causais, as variáveis biológicas (comunidade bentônica) foram associadas com as variáveis ambientais por uma Análise de Correspondência Canônica. Essa análise multivariada procura explicar a relação entre dois conjuntos de variáveis, encontrando um pequeno número de combinações lineares para cada um dos conjuntos de variáveis, de modo a maximizar as correlações possíveis entre os grupos (TER BRAAK, 1986). Para tanto, montou-se uma matriz com as variáveis ambientais e outra com as densidades médias dos táxons. A significância das relações encontradas entre a matriz ambiental e a matriz taxonômica foi testada por meio do teste de permutação de “Monte Carlo” (TER

BRAAK, 1988). As análises foram efetuadas, utilizando-se o programa Canoco for Windows ver. 4.5.

Além disso, foram feitas a sistematização e a avaliação do conhecimento científico acumulado para tentar relacionar os possíveis efeitos das variáveis ambientais ao gradiente de qualidade.

3.4.2 Comunidade bentônica

3.4.2.1 Estrutura da comunidade

Com o intuito de retratar a distribuição das densidades taxonômicas da taxocenose Chironomidae dentro da comunidade, foi calculada a abundância relativa que corresponde à relação, em porcentagem, entre o número de indivíduos de cada táxon e o número total de indivíduos da amostra. Este cálculo foi feito a partir da média das densidades das três réplicas obtidas para cada ponto amostrado.

A tabela 5 traz uma relação dos índices descritores da comunidade avaliados neste estudo.

Tabela 5 - Relação dos índices descritores da comunidade bentônica com a descrição do cálculo e as respostas esperadas frente a perturbações ambientais

Métricas	Descrição do cálculo	Referencial teórico
Densidade Total (DT)	Número total de indivíduos da amostra calculado a partir da conversão da área do pegador para m ² .	Em função do enriquecimento orgânico espera-se elevados valores de densidade de organismos tolerantes (HELLAWELL, 1989).
Dominância (DOM)	Proporção do táxon mais numeroso em relação ao número total de indivíduos.	Conseqüentemente, a dominância destes táxons deverá ser alta (PLAFKIN et al., 1989). Em contrapartida, sob estresse químico ou físico, a densidade pode reduzir-se drasticamente (RESH; JACKSON, 1993), refletindo também nos valores de dominância.
Riqueza (S)	Soma das categorias taxonômicas encontradas na amostra.	Os valores de riqueza tendem a diminuir a medida em que se intensifica a ação dos estressores antropogênicos (RESH; JACKSON, 1993; YUAN; NORTON, 2003).
Riqueza de Chironomidae (S _{Chi})	A Riqueza de Chironomidae corresponde à soma dos táxons pertencentes a esta família.	Como o índice acima, seu valor tende a diminuir com a deterioração do ambiente (PRATT et al., 1981)

(continua)

Tabela 5 - Relação dos índices descritores da comunidade bentônica com a descrição do cálculo e as respostas esperadas frente a perturbações ambientais

Métricas	Descrição do cálculo	Referencial teórico
Diversidade de Shannon-Wiener (H')	$H' = - \sum p_i \log_2 p_i$, onde: p_i = abundância relativa de cada táxon.	Neste índice os dados de abundância relativa dos táxons são combinados em um único valor que, supostamente, indica o estado da comunidade (WASHINGTON, 1984). Em geral, tal métrica passa a apresentar baixo valor a medida em que decresce a qualidade do ambiente (NORRIS; GEORGES, 1993).
Índice de Comparação Seqüencial (ICS)	Medida de diversidade calculada através de software desenvolvido pelo prof. Dr. Aristotelino Monteiro Ferreira para a CETESB (HENRIQUE-MARCELINO et al., 1992). Por limitações do programa, este índice não é calculado para amostras com densidade total superior a 3000 indivíduos.	Desenvolvido por Cairns e Dickson (1971), este índice é um método rápido de avaliar as conseqüências biológicas decorrentes da poluição (WASHINGTON, 1984) e seu valor diminui diante de impactos ambientais.
Dominância de grupos tolerantes (T/DT)	Expressa pela relação entre a soma do número de indivíduos dos táxons considerados tolerantes (Tubificidae sem queta capilar, Naididae e o gênero <i>Chironomus</i>) e o número total de indivíduos da amostra.	A medida em que se elevam os efeitos da poluição (geralmente orgânica), também aumenta o número de indivíduos tolerantes (BARBOUR et al., 1997).
Riqueza de táxons sensíveis (Ssens)	Corresponde a soma das unidades taxonômicas consideradas sensíveis a perturbações (famílias de Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera e o gênero <i>Stempellina</i>).	Este índice baseia-se no fato de que a poluição elimina táxons com requisitos ambientais mais exigentes (LENAT, 1988).

Para o diagnóstico ambiental, todas as métricas foram calculadas com base nos valores médios de densidade dos táxons das três réplicas obtidas para cada ponto amostrado. Além disso, é necessário salientar que embora o nível taxonômico exigido para o cálculo da Riqueza e do Índice de Diversidade de Shannon-Wiener seja primariamente a espécie, estes índices podem ser obtidos para grupos taxonômicos mais abrangentes (gêneros, famílias e ordens) em estudos de assembléias de invertebrados (BARBOUR et al., 1999; HUGHES, 1978).

Com o intuito de verificar o grau de similaridade entre os pontos, a partir dos dados das populações bentônicas, e se o nível de identificação taxonômica interfere nas associações formadas, foi feita uma análise de agrupamento para cada tratamento, a partir da transformação logarítmica ($\log_{10}(x+1)$) dos dados de densidade, pelo método de média de grupo não ponderada (UPGMA) empregando-se o software FITOPAC versão 1.6 (SHEPHERD, 2004).

O Coeficiente de Distância adotado foi o de Bray Curtis eq. (2).

$$D_{A-B} = \frac{\sum |x_{Ai} - x_{Bi}|}{\sum |x_{Ai} + x_{Bi}|} \quad (2)$$

Onde: x_{Ai} = abundância relativa do táxon i na amostra A;

x_{Bi} = abundância relativa do táxon i na amostra B.

Previamente à análise, foi utilizado o programa K-means (LEGENDRE, 2001) a fim de definir o número significativo de grupos que melhor reflete a variabilidade dos dados.

O algoritmo K-means fornece uma classificação de informações baseada em análises e comparações da distância entre os valores numéricos dos dados (LEGENDRE et al., 2002). Assim, os grupos são formados aleatoriamente, sem a necessidade de uma pré-classificação do conjunto de dados.

Após o agrupamento foi calculado o coeficiente de correlação cofenética (r) para verificar o ajuste entre a matriz de distância e o dendrograma, sendo aceitáveis valores acima de 0,80 (VALENTIM, 2000).

Para o tratamento II o agrupamento foi feito após prévia seleção do conjunto de dados. Foram considerados raros e, portanto, eliminados desta análise, os táxons pertencentes à família Chironomidae que obtiveram abundância relativa inferior a 0,20% e frequência relativa inferior a 20% e que não se destacaram como potenciais indicadores. Dessa forma, foi possível verificar, com base na comparação dos resultados obtidos, a influência dos táxons raros na sensibilidade da análise multivariada em detectar semelhanças entre os pontos amostrados, a partir da composição da comunidade bentônica.

3.4.2.2 Dado referência

A análise das métricas dos locais referência orientou a escolha dos dados referência e dos índices componentes do multimétrico, bem como a definição do nível taxonômico, tendo-se avaliado os seguintes critérios:

- Baixo valor do Coeficiente de Variação (<50%) para o ponto adotado como referência;
- Sensibilidade ao gradiente (diferentes respostas a diferentes estressores);
- Relevância ecológica;
- Fácil compreensão e cálculo.

A fim de definir o dado Referência, os índices foram inicialmente calculados para cada réplica dos pontos cuja qualidade das águas foi classificada como ótima pelo Índice da Comunidade Bentônica (ICB_{RIO}). Dessa forma, os pontos adotados foram JUQI98, TIET97 e TIET03. Em seguida, obteve-se a média dos índices para as réplicas de cada ponto. A partir deste valor médio, encontrou-se o Desvio Padrão (DP) e o Coeficiente de Variação (CV).

Além disso, considerou-se a composição das amostras coletadas no rio Tietê em anos diferentes (1997 e 2003) como um dado referência incorporando variações interanuais (TT), bem como a composição deste com JUQI98 como um dado referência mais global (TTJ), reunindo qualidades consideradas ótimas para bacias hidrográficas diferentes. Nestas composições o CV foi determinado a partir do cálculo das médias dos índices para cada ponto de coleta, tendo esses índices sido calculados com base nos valores médios de densidade dos táxons que compõem as três réplicas de cada ponto.

Assim, tornou-se possível a comparação do grau de dispersão dos índices entre as amostras e as duas composições. Aquele tratamento que se destacou entre os demais, por apresentar o CV inferior a 50% para a maioria das métricas, foi adotado como Referência.

3.4.2.3 Escolha e adequação das métricas

Para verificar a sensibilidade de cada índice e do nível taxonômico dos organismos pertencentes a Chironomidae ao gradiente de qualidade ambiental foram calculados as médias e os intervalos de confiança dos índices. Estes, por sua vez, foram obtidos a partir do valor médio dos táxons para cada ponto. A fim de se obter réplicas para as classes de qualidade da água, as amostras de oito pontos (CRIS03, PIRA03, PIRA02, ATIB03, SOVO02, SAPU05, SOCE03 e

TIET05) abordados por Martins (2006), em seu estudo de refinamento taxonômico, foram gentilmente cedidas para este cálculo. A tabela 6 mostra o conjunto de dados utilizados nestas avaliações.

Tabela 6 - Classificação da qualidade das águas, com base no ICB_{R10} , nos pontos cujas amostras foram empregadas na avaliação da sensibilidade ao gradiente ambiental

CLASSE	PONTO
PÉSSIMA	PINH02
RUIM	PIRA05; PIRA03; CRIS03
REGULAR	PARB04; PIRA02; ATIB03; SOVO02; SAPU05
BOA	MOGI04; SOCE03; TIET05
ÓTIMA	JUQI98; TIET97; TIET03

Para testar a possível influência do refinamento taxonômico (gênero) na sensibilidade do multimétrico (ICB_{R10}), foram redefinidas as faixas de valores de cada índice que o constitui. Para tanto foram utilizados os valores médios e os intervalos de confiança obtidos sob condições ótima (referência) e ruim, de forma a definir, respectivamente, o limite superior e inferior do intervalo nestas classes.

Definidas as faixas para as classes de qualidade opostas (ótima e ruim), passou-se à adequação das faixas para os índices nas condições regular e boa. Para tanto, subtraiu-se o limite inferior dos valores de S, ICS, H' e Ssens, obtidos no referência, dos valores correspondentes ao limite superior destes índices, mensurados na condição ruim. O resultado foi dividido em duas partes, obtendo-se a amplitude das faixas restantes. Por fim, a partir do limite inferior destes índices no referência e de seu limite superior na condição ruim, as faixas intermediárias foram determinadas.

Em relação à adequação das faixas do T/DT para as classes regular e boa, foram feitos cálculos semelhantes aos anteriormente descritos. Entretanto, seu limite inferior, obtido na condição ruim, foi deduzido do seu limite superior, mensurado no referência.

Ressalta-se que o extremo oposto à classe ótima de qualidade ambiental (péssima) representa a condição azóica cujos valores de S e Ssens correspondem a zero e cujos índices de Comparação Seqüencial (ICS), Diversidade de Shannon-Wiener (H') e Dominância de grupos tolerantes (T/DT) não são calculáveis.

Com a adequação das faixas ao nível genérico, refez-se a classificação dos pontos. O cálculo das médias dos índices e dos intervalos de confiança também foi feito, caso a composição das réplicas para as classes de qualidade da água tenham sido alteradas.

A partir da definição do dado referência, foi possível investigar potenciais indicadores a fim de refinar a sensibilidade da métrica Riqueza de táxons sensíveis (Ssens) ao gradiente de qualidade ambiental. Dessa forma, buscou-se inserir no seu cálculo, além das famílias de Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera e do gênero *Stempellina*, os gêneros de Chironomidae cujas ocorrências restringiram-se ao referência e cujos valores de frequência relativa superaram 30% e de abundância relativa 0,30%. Os táxons que se ativeram tanto no dado referência como em outro ponto, com qualidade da água classificada como ótima, também foram considerados nesta análise. Para complementar a escolha, foram observados os valores de tolerância contidos nos trabalhos de Barbour et al. (1997) e Mandaville (2002).

Os cálculos da abundância relativa, frequência e frequência relativa foram realizados para as réplicas do dado referência e para as três réplicas do JUQI98, PIRA05, PARB04 e MOGI04.

Para encontrar a frequência observou-se o número de ocorrência de cada táxon nas réplicas. Já a frequência relativa, em porcentagem, resultou da relação entre a frequência e o tamanho da amostra (número de réplicas).

Selecionados os táxons, o cálculo do Ssens foi feito com base no valor médio dos táxons para cada ponto (Ssens'). Por fim, obteve-se as médias e os intervalos de confiança, de forma a visualizar se a resposta deste índice tornou-se mais sensível ao gradiente de qualidade ambiental, a partir da introdução de novos táxons.

A mesma avaliação foi feita para a Dominância de grupos tolerantes (T/DT), sendo considerados tolerantes aqueles organismos que se restringiram aos pontos em que a qualidade das águas foi classificada como regular e ruim (PARB04 e PIRA05) e cujos valores de densidade, neste último ambiente, foram elevados.

Com os novos valores de Riqueza de táxons sensíveis (Ssens') e de Dominância de grupos tolerantes (T/DT'), foram feitos os testes de sensibilidade destes índices ao gradiente de qualidade ambiental, bem como o teste de sensibilidade do ICB_{RIO}. Neste último caso, o Ssens e o T/DT foram substituídos, respectivamente, pelo Ssens' e pelo T/DT', no cálculo do multimétrico cujas faixas dos índices foram redefinidas em função do refinamento taxonômico.

Além disso, avaliou-se a sensibilidade da métrica Riqueza de Chironomidae, ao gradiente de qualidade ambiental, mensurável em decorrência do refinamento taxonômico (gênero). Dessa forma, fez-se a substituição da Riqueza pela Riqueza de Chironomidae para, em seguida, reclassificar os pontos de acordo com as faixas de valores dos índices (S_{Chi} , H' , ICS, S_{sens} e T/DT) adequadas ao nível genérico. Por fim, refez-se o cálculo das médias desses índices e dos intervalos de confiança, caso a composição das réplicas para as classes de qualidade da água tenham sido alteradas.

Cabe ressaltar que as amostras dos oito pontos (CRIS03, PIRA03, PIRA02, ATIB03, SOVO02, SAPU05, SOCE03 e TIET05) abordados por Martins (2006), também fizeram parte destes estudos.

4 RESULTADOS

4.1 Variáveis ambientais

A tabela 7 traz os resultados obtidos para as variáveis ambientais analisadas nos pontos de coleta.

Tabela 7 - Valores das variáveis ambientais analisadas em cada ponto de coleta

Métrica/Ponto de Coleta	PINH02	PIRA05	PARB04	MOGI04	TIET97	TIET03	JUQI98
Profundidade (m)	3,00	1,60	3,00	1,50	4,33	2,00	1,50
Velocidade (m/s)	••	0,85	0,33	1,16	••	0,61	••
Transparência (m)	0,30	0,20	0,90	0,50	2,50	1,90	1,40
Zona Fótica (m)*	0,81	0,54	2,44	1,35	6,77	5,15	3,79
O.D. sup. (mg/l)	2,20	7,51	2,30	7,50	6,40	7,10	8,30
O.D. fundo (mg/l)	0,80	7,30	2,01	7,54	6,40	7,10	8,30
pH sup.	7,20	7,10	6,45	7,45	••	6,60	6,90
pH fundo	••	7,16	6,47	7,12	••	••	7,00
Temperatura sup. (°C)	30,50	19,20	18,30	18,80	17,70	18,80	22,00
Temperatura fundo (°C)	27,00	19,20	18,30	19,00	17,80	18,80	••
Condutividade sup. (µS/cm)	332,00	176,80	••	69,90	••	30,80	••
Condutividade fundo (µS/cm)	388,00	185,60	129,10	72,40	••	30,50	••
N amoniacal fundo (mg/L)	9,79	1,80	••	0,03	••	0,09	0,02
Clorofila sup. (µg/L)	116,28	••	1,37	0,76	••	4,28	0,46
Colif. fecal sup. (NMP/100mL)	110000,00	180000,00	1000,00	1400,00	••	6,00	5000,00
Ptotal sup. (mg/L)	••	0,77	0,08	0,21	••	••	••
Diâmetro médio sed. (fi)	2,18	3,36	4,66	4,31	3,71	2,91	3,67
Areia (%)	82,17	35,48	36,50	59,86	74,03	81,37	70,64
Silte (%)	10,60	44,35	41,91	26,67	17,17	10,77	16,09
Argila (%)	7,22	20,18	21,59	13,47	8,80	7,87	13,02
Umidade sed. (%)	47,07	58,46	70,60	48,32	43,37	48,60	51,00
Resíduo volátil sed. (%)	4,37	3,73	3,52	3,36	3,97	6,30	5,67
As sed. (µg/g)	••	••	••	••	0,58	0,20	5,41
Cd sed. (µg/g)	0,35	5,10	7,42	6,05	1,13	0,35	0,50
Pb sed. (µg/g)	25,00	43,90	72,90	49,60	33,43	25,00	25,00
Cu sed. (µg/g)	87,30	62,10	35,00	27,90	56,67	3,90	26,00
Cr sed. (µg/g)	46,00	61,20	51,90	36,10	56,23	15,00	25,90
Hg sed. (µg/g)	0,10	0,13	0,06	0,01	0,04	0,10	0,14
Ni sed. (µg/g)	22,40	24,50	18,90	13,90	26,53	3,50	10,00
Zn sed. (µg/g)	159,00	246,00	180,00	81,90	274,00	14,50	52,90
PCBs sed. (µg/Kg)	50,40	-	-	-	6,87	75,30	-
Aldrin sed. (µg/Kg)	-	-	-	-	-	-	-
BHC sed. (µg/Kg)	••	-	-	-	-	••	-
DDE sed. (µg/Kg)	-	-	-	2,50	2,02	2,50	0,07
DDT sed. (µg/Kg)	-	-	-	2,50	3,57	-	-
Dieldrin (µg/Kg)	-	-	-	-	-	1,25	-
Endosulfan (µg/Kg)	••	-	-	-	-	••	-
Endrin (µg/Kg)	-	-	-	-	-	-	-

(continua)

Tabela 7 - Valores das variáveis ambientais analisadas em cada ponto de coleta

Métrica/Ponto de Coleta	PINH02	PIRA05	PARB04	MOGI04	TIET97	TIET03	JUQI98	(conclusão)
Endrin (µg/Kg)	-	-	-	-	-	-	-	-
Heptachlor (µg/Kg)	-	-	-	-	-	-	-	-
Heptachloro epóxido (µg/Kg)	-	-	-	-	-	-	-	-
Hexaclorobenzeno (µg/Kg)	••	-	-	0,95	1,39	••	-	-
Lindane sed. (µg/Kg)	-	-	1,46	-	-	-	-	-
TDE sed. (µg/Kg)	-	-	-	-	-	-	-	-

Notas: Sinal convencional utilizado:

- Dado numérico igual a zero não resultante de arredondamento.

•• Não se aplica dado numérico.

(*) Presença de Luz no leito do rio = Transparência x 2,709 (SCHÄFER, 1985).

Observa-se que os maiores valores de transparência foram registrados nos ambientes de qualidade ótima da água (JUQI98, TIET03 e TIET97), os únicos onde há luz suficiente no substrato do fundo, que possibilite a existência de uma cadeia de pasteio e, conseqüentemente de estrutura mais complexa da comunidade bentônica.

De modo geral, na maioria dos pontos, a concentração de oxigênio dissolvido (O.D.) na superfície e no fundo apresentou valores elevados, inclusive ultrapassando os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 (CETESB, 2006) para a classe 1 de qualidade. As exceções foram os pontos PINH02 e PARB04, cujas baixas concentrações podem estar contribuindo para o empobrecimento da fauna.

A faixa do potencial hidrogeniônico (pH) é estabelecida para todas as classes de qualidade da água pela Resolução CONAMA 357/05, entre os valores 6 e 9. Verifica-se, em todos os pontos onde tal variável foi analisada, que os resultados restringiram-se a essa faixa tanto nas medições obtidas na superfície como no fundo.

Em relação à temperatura, os maiores valores foram obtidos no PINH02, que sofre o lançamento dos efluentes de uma Usina Termoelétrica. Nos demais ambientes a temperatura permaneceu em torno de 17 e 22°C.

A condutividade indica a quantidade de sais existentes na coluna d'água, e, portanto, representa uma medida indireta da concentração de poluentes. Em geral, níveis superiores a 100 µS/cm indicam ambientes impactados. Nos ambientes estudados, os maiores valores de condutividade medidos na superfície e no fundo foram registrados no ponto PINH02. Entretanto, os pontos PIRA05 e PARB04 também apresentaram níveis superiores a 100 µS/cm.

Em termos de nitrogênio amoniacal de fundo, a concentração observada no PINH02 foi bastante elevada, superando em muito as concentrações limites (2,57 e 2,26 mg/L, para pH 7,2 e temperaturas de 26 e 28°C, respectivamente) causadoras de efeito crônico sobre alevinos (EPA, 1999).

Foi também no PINH02 que ocorreu o maior valor de clorofila *a*, indicando ambiente hipereutrofizado. Nos demais pontos foram observadas condições eutrófica (TIET03), mesotrófica (PARB04), oligotrófica (MOGI04) e ultraoligotrófica (JUQI98). Já em termos de concentrações de fósforo total, PIRA05 pôde ser classificado como hipereutrófico, PARB04 como supereutrófico e MOGI04 como eutrófico (CETESB, 2006).

Os pontos PIRA05, MOGI04 e JUQI98 apresentaram valores de coliformes fecais não conformes aos esperados para estes ambientes, de acordo com a Resolução CONAMA 357/05, tendo ficado acima do limite estabelecido para classe 2, que é de 1.000 coliformes fecais por 100mL. Já no TIET03, a análise de coliformes apresentou valor inferior a 200 coliformes fecais por 100 mL, que corresponde ao limite desses organismos em águas de classe 1.

A granulometria dos sedimentos coletados nos pontos PINH02, MOGI04, JUQI98, TIET97 e TIET03 mostrou a predominância da fração arenosa frente às porcentagens de silte e argila, indicando tratar-se de um trecho com baixa sedimentação. Inversamente, nos pontos PIRA05 e PARB04, a composição do sedimento caracterizou-se principalmente pelas frações de silte e argila, tratando-se de um trecho tipicamente deposicional.

Os sedimentos de todos os pontos podem ser caracterizados como inorgânicos, já que apresentaram teores de matéria orgânica (resíduo volátil) inferiores a 10% (ESTEVEZ, 1998).

Nos pontos PINH02, PIRA05, MOGI04, JUQI98, TIET97 e TIET03, os níveis de umidade foram relativamente baixos. Já no PARB04 registrou-se o seu maior valor (70,60%).

Com relação ao grau de contaminação química, observa-se o acúmulo de Cu, Cr, Ni, Zn e PCBs no sedimento do ponto PINH02, tendo suas concentrações ultrapassado o limite de TEL. No PIRA05, os níveis dos mesmos metais, juntamente à concentração de Pb, também ultrapassaram o TEL. No ponto PARB04 os metais Pb, Cr, Ni e Zn tiveram seus valores registrados entre TEL e PEL e o nível de Lindane foi superior ao PEL. Nesse ambiente e nos pontos PIRA05 e MOGI04 também foram registradas elevadas concentrações de cádmio, ultrapassando o limite PEL. Os valores de Pb e dos pesticidas DDE e DDT, detectados no ponto MOGI04, apresentaram níveis superiores ao limite de TEL.

Entre os ambientes de qualidade ótima, apenas no JUQI98 foram registrados valores inferiores ao TEL para todos os compostos detectados. No TIET03, com exceção dos PCBs e do DDE cujos níveis ficaram entre TEL e PEL, os resultados das concentrações para a maioria dos compostos demonstraram-se inferiores ao TEL. Os resultados registrados para Cd, Cu, Cr, Ni, Zn, DDE e DDT, no TIET97, foram superiores ao limite de TEL.

A figura 2 mostra o dendrograma representativo do agrupamento dos pontos de coleta com base nas variáveis: profundidade, transparência, oxigênio dissolvido (fundo e superfície), temperatura de superfície, diâmetro médio do sedimento, porcentagens de areia, silte, argila, umidade e resíduo volátil do sedimento, e concentrações de Cd, Pb, Cu, Cr, Hg, Ni e Zn no sedimento.

O valor do coeficiente de correlação cofenética (r) foi de 0,66, evidenciando a existência de um ajuste regular entre a matriz de distância e o dendrograma obtido. Observa-se que os pontos foram distribuídos em três grupos, de acordo com o algoritmo K-means. O primeiro grupo (G1) compôs-se dos pontos PINH02 e TIET97, o segundo grupo (G2) foi formado pelos pontos JUQI98 e TIET03 e o terceiro (G3) foi constituído pelos pontos PIRA05, PARB04 e MOGI04.

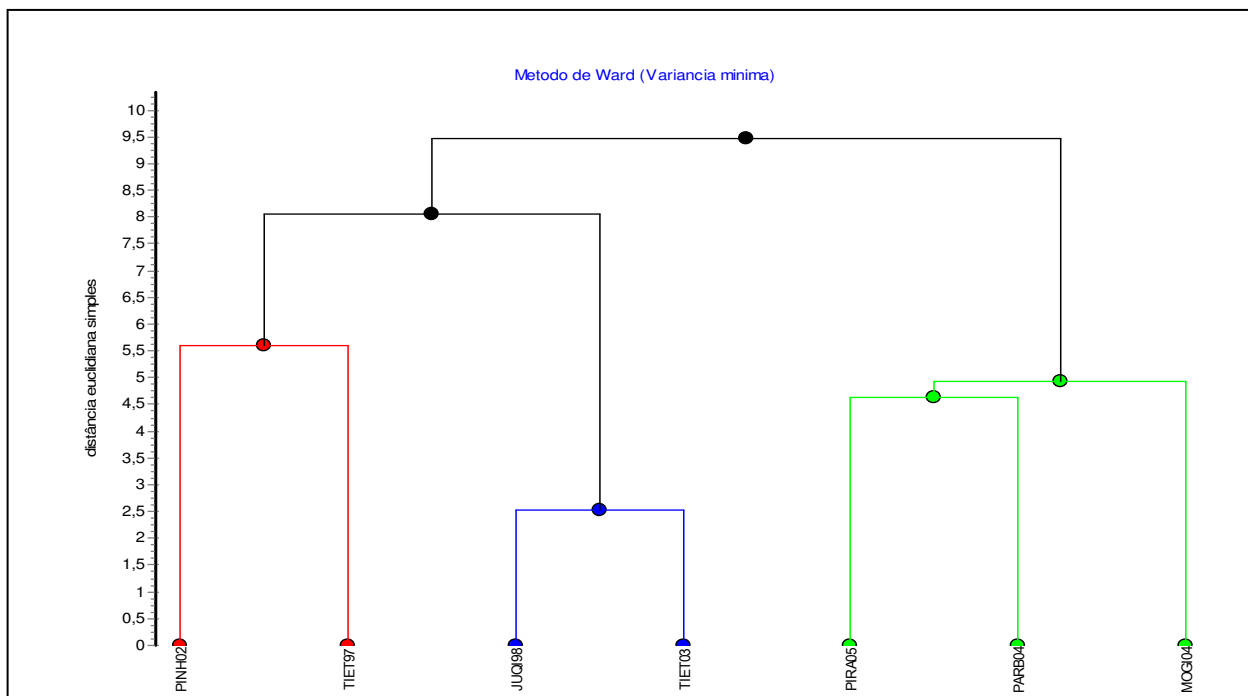


Figura 2 – Dendrograma referente ao agrupamento dos pontos de coleta com base nas variáveis ambientais.

● G1; ● G2; ● G3

Os gráficos Box Whisker gerados para cada variável analisada permitem melhor compreensão das composições dos grupos e a distinção entre eles (Figura 3).

O G1 (PINH02 e TIET97), separou-se dos demais devido às elevadas concentrações de níquel (Ni) e às baixas porcentagens de umidade no sedimento amostrado. A distinção do G2 (JUQI98 e TIET03) em relação aos demais deu-se, principalmente, pelas elevadas concentrações de oxigênio dissolvido (O.D.) de fundo. Por fim, o G3 (PIRA05, PARB04 e MOGI04) distanciou-se dos outros conjuntos em função das baixas porcentagens de areia, elevadas porcentagens de silte e argila e altas concentrações de cádmio (Cd) e chumbo (Pb) nos sedimentos.

Os resultados obtidos a partir da análise da porcentagem de resíduo volátil e da concentração de cobre (Cu) no sedimento foram os que melhor permitiram a separação entre os grupos. As porcentagens de resíduo volátil foram elevadas em G2, baixas no G3 e apresentaram valores intermediários no G1. Já as concentrações de cobre foram altas no G1, intermediárias no G3 e baixas no G2.

As composições formadas pelo agrupamento não permitiram definir com clareza o gradiente de qualidade ambiental e não foram concordantes com algumas das observações feitas anteriormente, com base nos resultados das variáveis ambientais, para os pontos de coleta. Isto pode estar relacionado ao número de variáveis adotadas para esse estudo. Como mencionado no item Material e Métodos, os parâmetros que, na maioria dos pontos de coleta, apresentaram concentrações abaixo do limite de detecção, não foram detectados e não foram mensurados tiveram que ser suprimidos da análise de agrupamento. Conseqüentemente, as métricas resultantes talvez não tenham sido suficientes para caracterizar certos ambientes, principalmente o PINH02.

A composição do G1 (PINH02 e TIET97) pode ser claramente desfeita ao se observar as baixas concentrações de O.D. aliada aos elevados níveis de condutividade e coliformes fecais registrados no PINH02, indicando a presença de matéria orgânica. Além disso, o elevado grau de temperatura na superfície e no fundo, provavelmente decorrente do despejo de águas empregadas no resfriamento de maquinário pertencente a uma termoeletrica situada nos arredores deste ambiente, também colabora na sua distinção em relação ao TIET97.

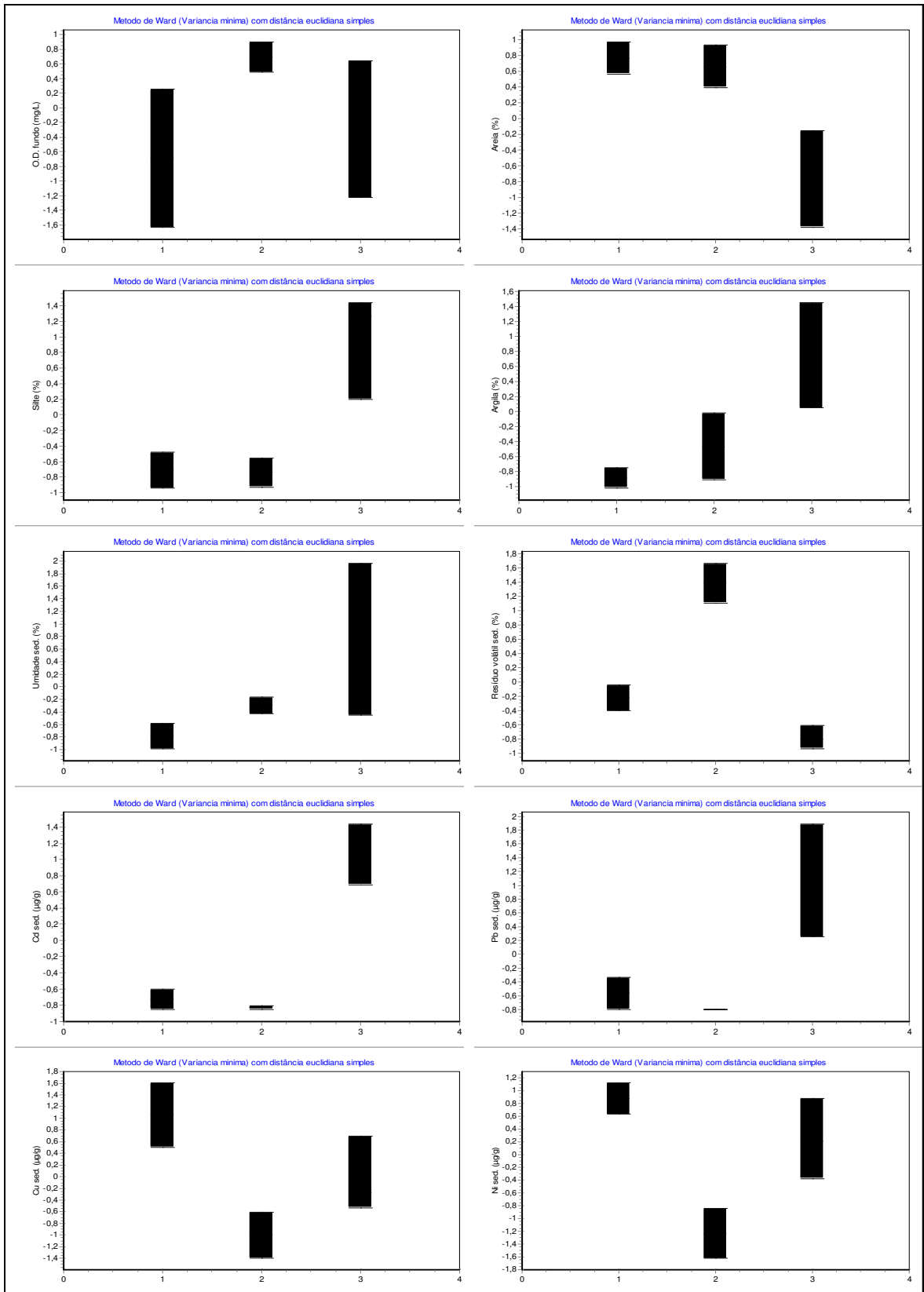


Figura 3 – Gráficos Box Whisker gerados para cada variável ambiental analisada em relação aos conjuntos formados pelo agrupamento

Para a Análise de Correspondência Canônica, a matriz ambiental foi composta pelas seguintes variáveis: zona fótica, oxigênio dissolvido de fundo, temperatura da superfície, diâmetro médio do sedimento, porcentagens de areia, silte e argila, umidade do sedimento, resíduo volátil, cobre, cromo, níquel e zinco.

A correlação entre as variáveis ambientais e as densidades taxonômicas, obtida através do teste de “Monte Carlo”, não foi significativa ($P>0,05$), indicando que nenhuma variável ambiental conseguiu explicar a distribuição da comunidade bentônica.

4.2 Comunidade bentônica

4.2.1 Estrutura da comunidade

Os valores de densidade (ind./m²) dos organismos identificados de acordo com os tratamentos I e II encontram-se, respectivamente, nos anexos 1 e 2.

No tratamento I foram registrados 46 táxons de macroinvertebrados bentônicos, uma vez que a identificação da taxocenose Chironomidae restringiu-se ao nível de subfamília (Orthoclaadiinae e Tanypodinae) e tribo (Chironomini e Tanytarsini). Já no tratamento II, em que as larvas de Chironomidae foram identificadas ao nível genérico, foram observados 86 táxons.

Em termos de abundância relativa da taxocenose Chironomidae no tratamento taxonômico I (figura 4), verifica-se que a tribo Chironomini predominou em todos os pontos, destacando-se no PIRA05 onde ocorreu de forma isolada. Já a tribo Tanytarsini ocorreu com maior expressividade no PARB04 e TIET97 e teve o menor valor de abundância relativa no MOGI04. As subfamílias Tanypodinae e Orthoclaadiinae tiveram maior representatividade, respectivamente, no MOGI04 e TIET97 e valores menos expressivos no TIET97 e no PARB04.

Cabe ressaltar que o ponto PINH02 não foi representado graficamente por tratar-se de um ambiente azóico.

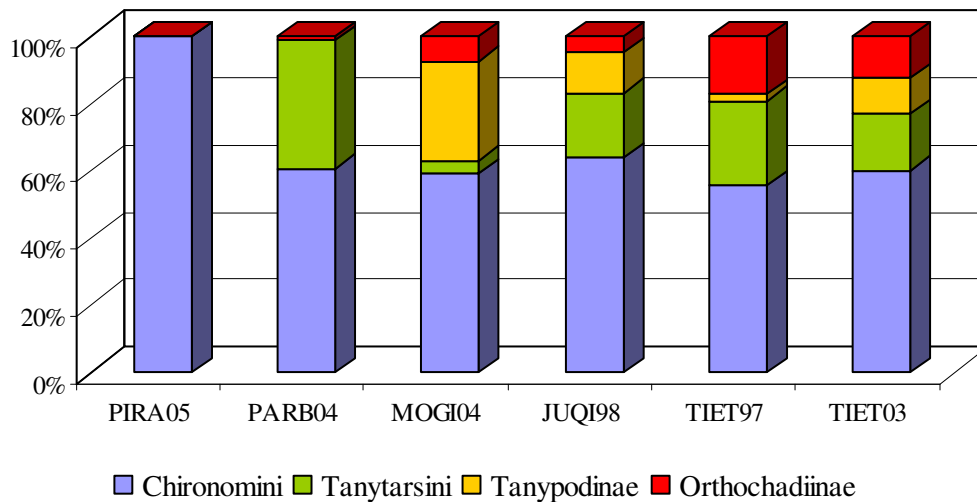


Figura 4 - Abundância relativa média da taxocenose Chironomidae nos pontos de amostragem

Os valores de abundância relativa dos gêneros pertencentes à família Chironomidae estão representados graficamente na figura 5 e apontam o gênero *Chironomus* como seu principal representante no PIRA05. Esse gênero também se destaca, juntamente com *Parachironomus* e *Tanytarsus* no PARB04. A abundância relativa do gênero *Cryptochironomus* foi praticamente inexpressiva no PARB04. No ponto MOGI04, seu valor, juntamente com o de *Coelotanypus*, assumiu posição de destaque e novamente decaiu nos pontos JUQI98, TIET97 e TIET03. O gênero *Polypedilum* foi observado praticamente em todos os pontos, com exceção do PIRA05. Entretanto, seus valores de abundância relativa destacaram-se apenas nos pontos JUQI98, TIET97 e TIET03. No JUQI98 o gênero mais expressivo foi *Paralauterborniella*. Já no TIET97 predominaram, além de *Polypedilum*, os gêneros *Rheotanytarsus* e *Cricotopus*. No ponto TIET03, o gênero *Cricotopus* também apresentou certa expressividade, juntamente com *Lauterborniella*.

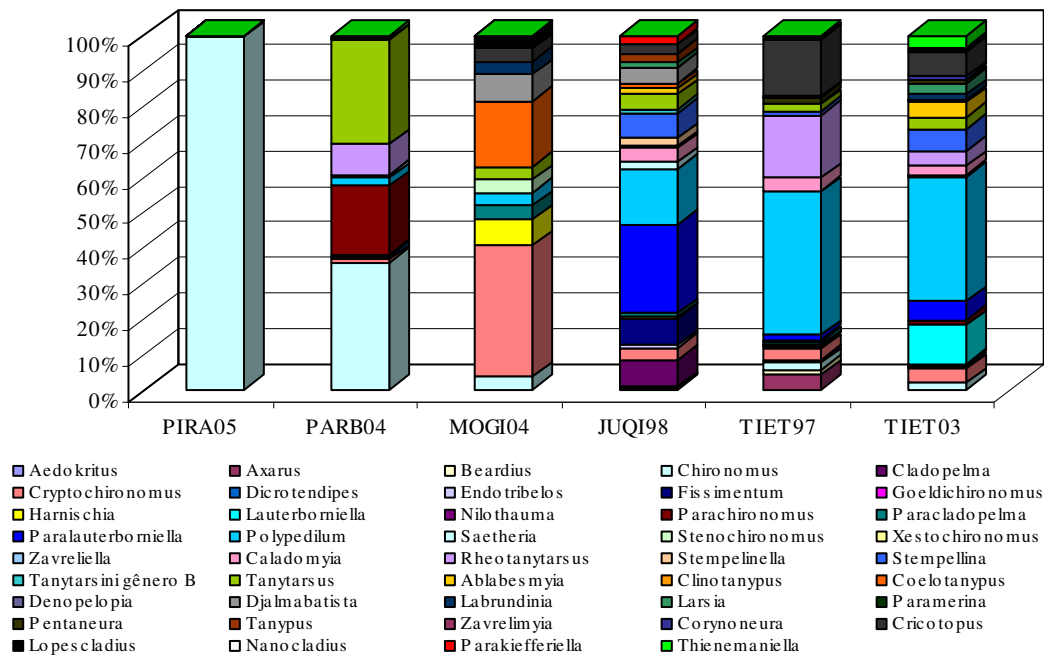


Figura 5 - Abundância relativa média dos gêneros pertencentes à família Chironomidae nos pontos de amostragem

Os resultados das métricas por ponto de coleta, com base nos valores médios de densidade dos táxons identificados de acordo com cada tratamento taxonômico encontram-se na tabela 8. O ICS não foi calculado para o ponto PIRA05 em função da impossibilidade de uso do programa na ocorrência de valores elevados de densidade.

Tabela 8 - Resultados dos índices descritores da comunidade calculados para todos os pontos nos tratamentos I e II com base no valor médio das unidades amostrais

(continua)

Tratamento I							
Métricas	PINH02	PIRA05	PARB04	MOGI04	JUQI98	TIET97	TIET03
DT ($\times 10^3$)	-	2160,88	16,57	3,85	2,63	9,27	40,34
S	-	9	15	15	16	24	31
H'	nc	1,25	2,31	2,60	2,43	3,17	3,21
T/DT	nc	0,98	0,76	0,26	0,01	0,27	0,40
Ssens	-	-	1	2	3	7	7
ICS	nc	nc	11,13	11,18	10,86	20,41	26,02
DOM	nc	0,62	0,39	0,48	0,47	0,28	0,25
S _{Chi}	-	1	3	4	4	4	4

Tratamento II							
Métricas	PINH02	PIRA05	PARB04	MOGI04	JUQI98	TIET97	TIET03
DT ($\times 10^3$)	-	2160,88	16,57	3,85	2,63	9,27	40,34
S	-	12	23	23	37	47	58
H'	nc	1,25	2,55	2,75	4,11	3,85	4,01
T/DT	nc	0,94	0,76	0,26	0,01	0,27	0,40

Tabela 8 - Resultados dos índices descritores da comunidade calculados para todos os pontos nos tratamentos I e II com base no valor médio das unidades amostrais

(conclusão)							
Tratamento II							
Métricas	PINH02	PIRA05	PARB04	MOGI04	JUQI98	TIET97	TIET03
Ssens	-	0	1	2	3	7	7
ICS	nc	nc	17,09	16,83	33,69	41,89	51,43
DOM	nc	0,62	0,39	0,48	0,18	0,21	0,25
S _{Chi}	-	4	11	12	26	27	31

Notas: nc = não calculável

Sinal convencional utilizado:

- Dado numérico igual a zero não resultante de arredondamento.

•• Não se aplica dado numérico.

As figuras 6, 7, 8, 9 e 10 permitem melhor visualização das diferenças entre os valores de cada métrica em função dos tratamentos taxonômicos.

Verificou-se nos tratamentos I e II, que os valores de Riqueza (Figura 6) tenderam a aumentar de acordo com o gradiente de qualidade ambiental, ou seja, do ponto de qualidade ruim (PIRA05) aos ambientes de qualidade ótima (JUQI98, TIET97 e TIET03). Entretanto, entre os pontos MOGI04 e JUQI98, tal aumento tornou-se mais expressivo no tratamento II, devido ao refinamento taxonômico.

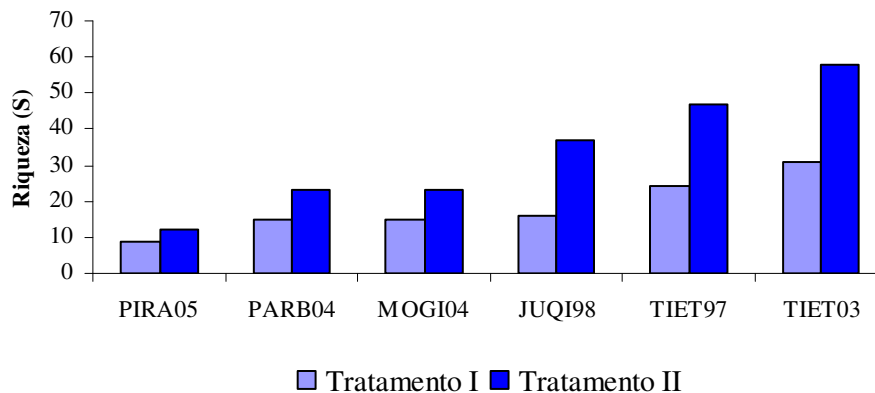


Figura 6 – Valor médio de Riqueza (S) obtido para cada ponto de coleta nos dois tratamentos taxonômicos

Os menores valores de Diversidade de Shannon-Wiener (H'), nos dois tratamentos, foram registrados no PIRA05 (Figura 7). No tratamento I, o H' do JUQI98 foi inferior ao dos pontos MOGI04, TIET97 E TIET03. Já, com o refinamento taxonômico (tratamento II), esse ambiente destacou-se por apresentar os maiores valores de H' , seguido, em ordem decrescente, pelos pontos TIET03, TIET97 E MOGI04.

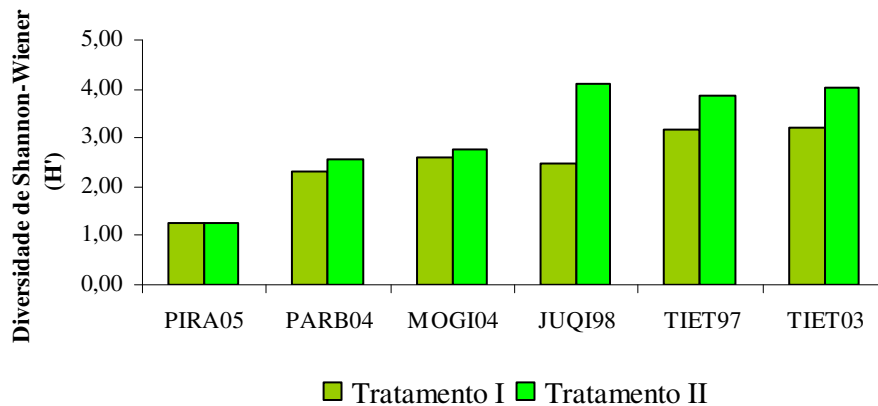


Figura 7 – Valor médio do Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H') obtido para cada ponto de coleta nos dois tratamentos taxonômicos

A figura 8, referente ao Índice de Comparação Seqüencial (ICS), demonstra que seus menores valores foram obtidos, em ordem decrescente, para os pontos MOGI04, PARB04 e JUQI98, no tratamento I. Entretanto, este quadro se altera a partir da identificação ao nível genérico, uma vez que ocorre um aumento expressivo no valor do ICS para o JUQI98 em relação ao ICS dos pontos PARB04 e MOGI04, e um aumento discreto no valor desse índice para o PARB04 em relação ao ICS do MOGI04.

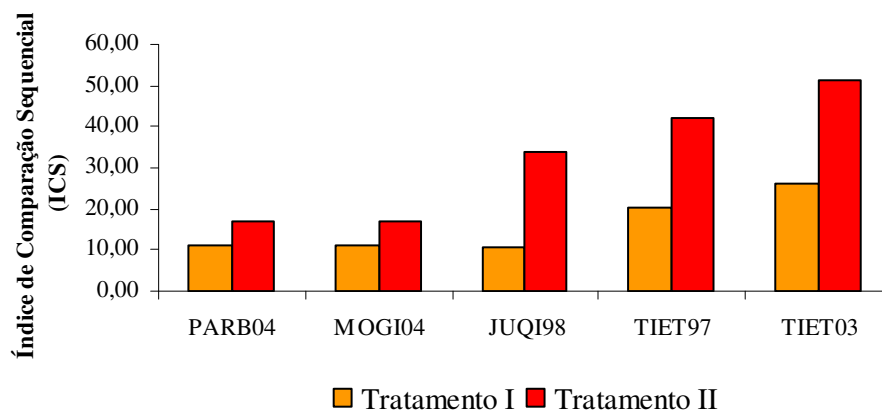


Figura 8 – Valor médio do Índice de Comparação Seqüencial (ICS) obtido para cada ponto de coleta nos dois tratamentos taxonômicos

Em termos de Dominância (Figura 9), verificou-se que os valores permaneceram os mesmos nos pontos PIRA05, MOGI04, PARB04 e TIET03, quando comparados os dois tratamentos, o que se deve a predominância de organismos não pertencentes a taxocenose Chironomidae, como Tubificidae sem queta capilar (sqc) no PIRA05, Sphaeriidae no MOGI04 e

Naididae nos dois últimos pontos. Nos pontos TIET97 e JUQI98, os valores desse índice decaíram no tratamento II, sendo essa queda muito mais expressiva neste último ponto.

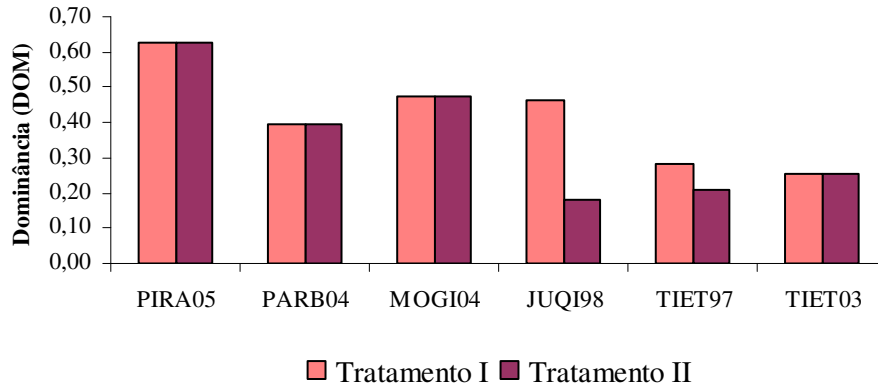


Figura 9 – Valor médio de Dominância (DOM) obtido para cada ponto de coleta nos dois tratamentos taxonômicos

A de Riqueza de Chironomidae (Figura 10) atingiu seu valor máximo (4) nos pontos MOGI04, JUQI98, TIET97 e TIET03, no tratamento I. Já no tratamento II, os valores de S_{Chi} entre esses pontos tornaram-se mais distintos, sendo o maior valor apresentado pelo TIET03 e, principalmente, discriminando o MOGI04 da condição referência (JUQI98, TIET97 e TIET03).

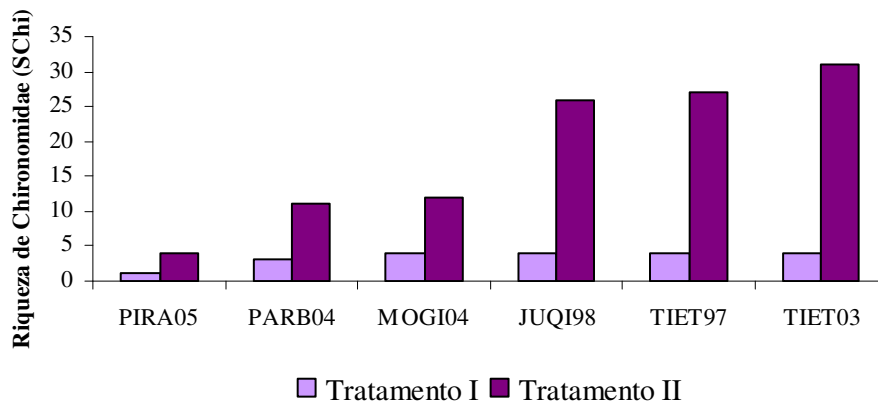


Figura 10 – Valor médio de Riqueza de Chironomidae (S_{Chi}) obtido para cada ponto de coleta nos dois tratamentos taxonômicos

O T/DT e o S_{sens} entre os tratamentos I e II permaneceram com os mesmos valores, tendo em vista os organismos considerados tolerantes e sensíveis serem os mesmos em ambos os tratamentos.

O coeficiente de correlação cofenética obtido na análise de agrupamento dos dados do tratamento I foi de 0,93, indicando que o dendrograma reproduziu de modo satisfatório a

informação contida na matriz de dados. Na figura 11, distinguem-se dois grupos definidos com base no algoritmo K-means. O primeiro grupo é formado pela maioria dos pontos (TIET03, TIET97, PARB04, MOGI04 e JUQI98). Neste conjunto, podem ser observados dois subgrupos, sendo o primeiro formado pelos pontos TIET97 e TIET03 e o segundo, pelos pontos MOGI04 e JUQI98. O segundo grupo destaca-se pela presença isolada do PIRA05.

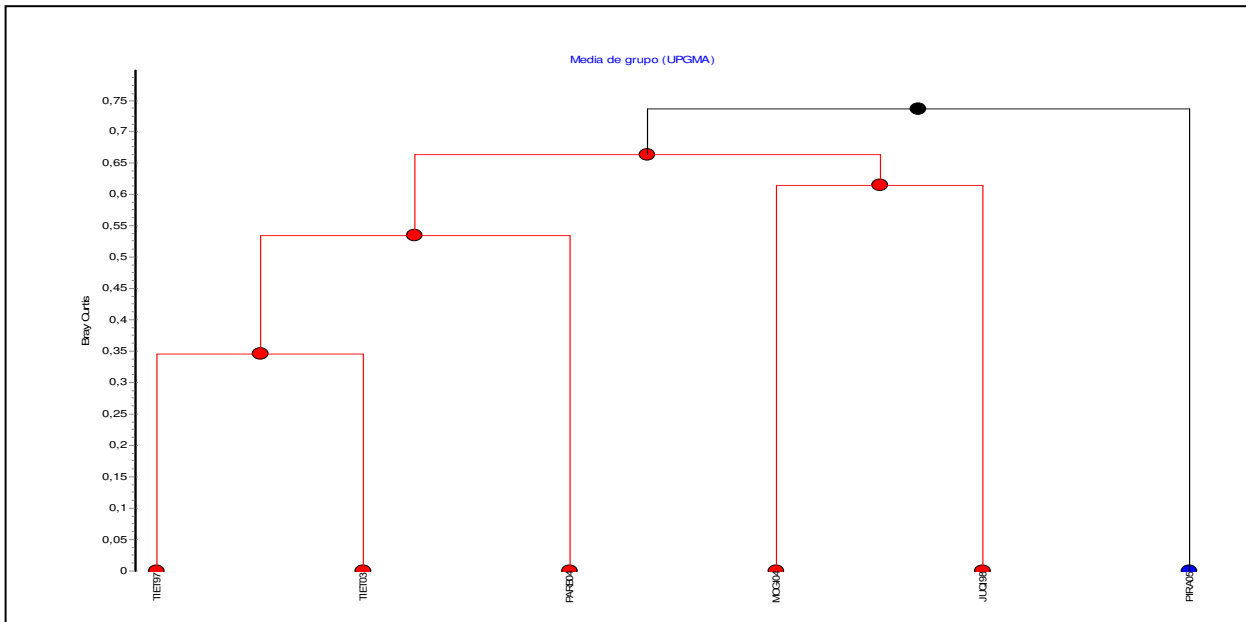


Figura 11 – Dendrograma referente ao agrupamento dos pontos de coleta a partir da composição da comunidade bentônica identificada de acordo com o tratamento I

Os gráficos Box Whisker gerados para os principais táxons analisados permitem melhor distinção entre os grupos (Figura 12).

O ponto PIRA05 permaneceu isolado dos demais por apresentar elevadas densidades de Naididae, Tubificidae cqc (com queta capilar), Tubificidae sqc (sem queta capilar), Hirudinidae e Chironomini, e por não apresentar organismos das famílias Sphaeriidae, Baetidae, Caenidae, Ephemeraeidae, Leptohiphidae, Grypopterigidae, Hydropsychidae, Hydroptilidae, Leptoceridae e Polycentropodidae, das subfamílias Orthoclaudiinae e Tanypodinae, e da tribo Tanytarsini.

Os pontos PIRA05, MOGI04, JUQI98 e PARB04 distanciaram-se do subgrupo 1 (TIET97 e TIET03) principalmente por não possuírem organismos pertencentes às famílias Fredericellidae, Paludicellidae, Plumatellidae, Hyriidae, Mycetopodidae, Gyridae, Dolichopodidae, Empididae, Baetidae, Caenidae, Grypopterigidae, Hydropsychidae e Hydroptilidae. Já os pontos MOGI04 e JUQI98 (subgrupo 2) distinguiram-se dos demais em função das densidades elevadas de Thiaridae, Elmidae, Athricidae, Brachycera, Ephemeraeidae e Polycentropodidae. O ponto PARB04

uniu-se ao subgrupo 1 devido as densidades das famílias Naididae, Opisthocyidae, Ancylidae e Planorbiidae (Anexo 1).

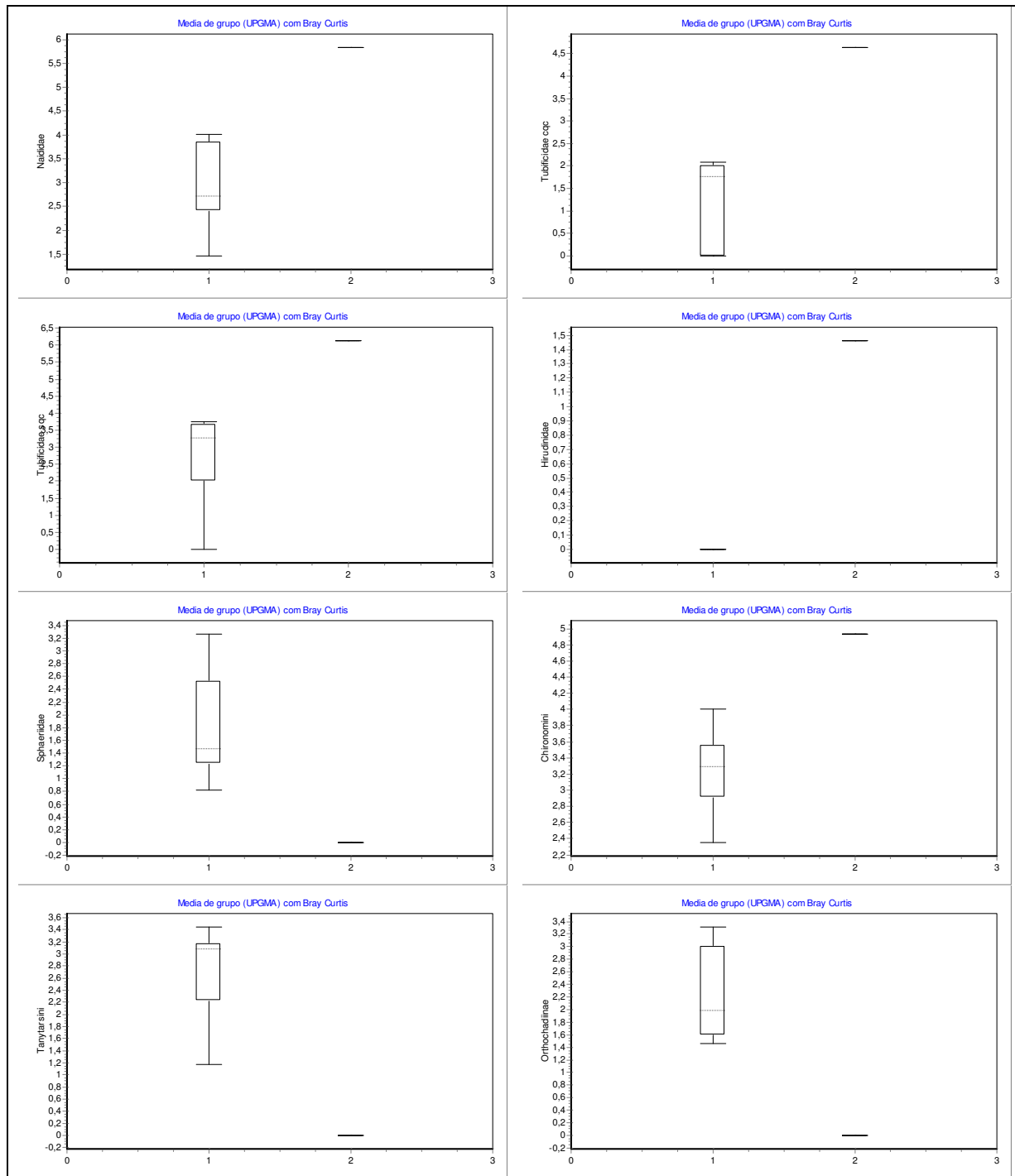


Figura 12 – Gráficos Box Whisker gerados para os principais táxons analisados pelo agrupamento no tratamento I

O valor do coeficiente de correlação cofenética (r) obtido a partir do agrupamento dos dados do tratamento II foi de 0,87. Verifica-se, na figura 13, a distinção de dois conjuntos,

definidos com base no algoritmo K-means, com a mesma composição dos grupos formados para os dados do tratamento I.

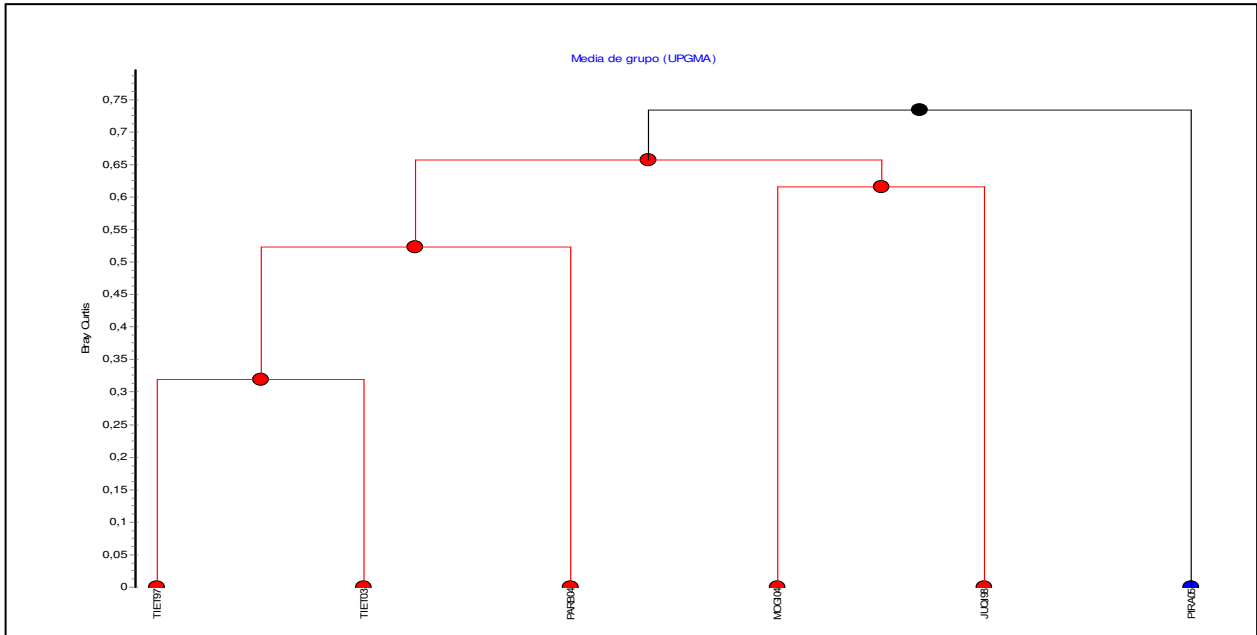


Figura 13 – Dendrograma referente ao agrupamento dos pontos de coleta a partir da composição da comunidade bentônica identificada de acordo com o tratamento II

Na figura 14 podem ser observados os gráficos Box Whisker gerados para todos os gêneros de Chironomidae identificados no tratamento II.

O isolamento do ponto PIRA05 relacionou-se às elevadas densidades das famílias citadas no agrupamento anterior e às densidades da tribo Chironomini. Neste caso, entretanto, observa-se que o alto valor apresentado restringiu-se apenas as densidades dos gêneros *Chironomus*, *Parachironomus* e, em menor destaque, de *Cryptochironomus*.

No agrupamento dos dados do tratamento I, o subgrupo 1 (TIET97 e TIET03) distinguiu-se dos demais pontos de coleta pela presença de algumas famílias. A partir do agrupamento com a identificação de Chironomidae ao nível genérico, a formação deste subgrupo também pôde ser relacionada às presenças dos gêneros *Axarus*, *Beardius*, *Goeldichironomus*, *Nilothauma*, *Xestochironomus*, *Clinotanypus*, *Paramerina*, *Pentaneura*, *Zavreliomyia* e *Corynoneura*. Já a proximidade do ponto PARB04 ao subgrupo 1, pôde ser justificada não apenas em função das famílias citadas anteriormente, mas devido as densidades elevadas de *Thienemanniella* e *Nanocladius*. Da mesma forma, a distinção do subgrupo 2 (MOGI04 e JUQI98) não se ateve as famílias Thiaridae, Elmidae, Athricidae, Brachycera, Ephemerae e Polycentropodidae, sendo

relacionada também as altas densidades dos gêneros *Aedokritus*, *Paracladopelma*, *Saetheria*, *Tanytarsini* Gênero B, *Coelotanypus*, *Denopelopia*, *Tanypus* e *Parakiefferiella* (Anexo 2).

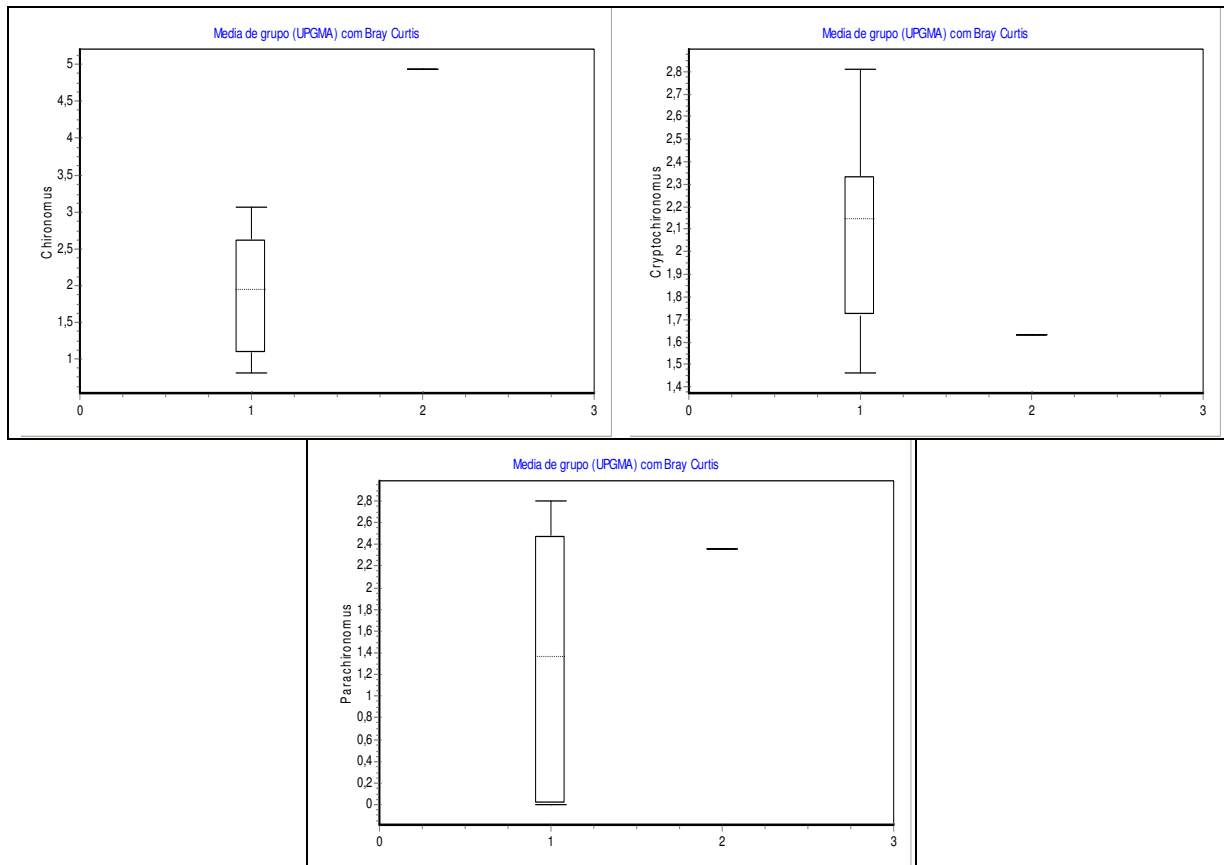


Figura 14 – Gráficos Box Whisker gerados para os principais táxons analisados pelo agrupamento no tratamento II

Para o tratamento II o agrupamento foi feito após prévia exclusão dos gêneros de Chironomidae considerados raros. Dessa forma, foram eliminados da análise os táxons *Goeldichironomus*, *Nilothauma*, *Xestochironomus*, *Clinotanypus*, *Paramerina* e *Zavrelimyia*. Esse agrupamento obteve valor de correlação cofenética de 0,87 e está representado graficamente na figura 15. Observa-se que, apesar da exclusão desses gêneros do conjunto de dados, os pontos de coleta distribuíram-se pelos mesmos conjuntos formados nos agrupamentos anteriores.

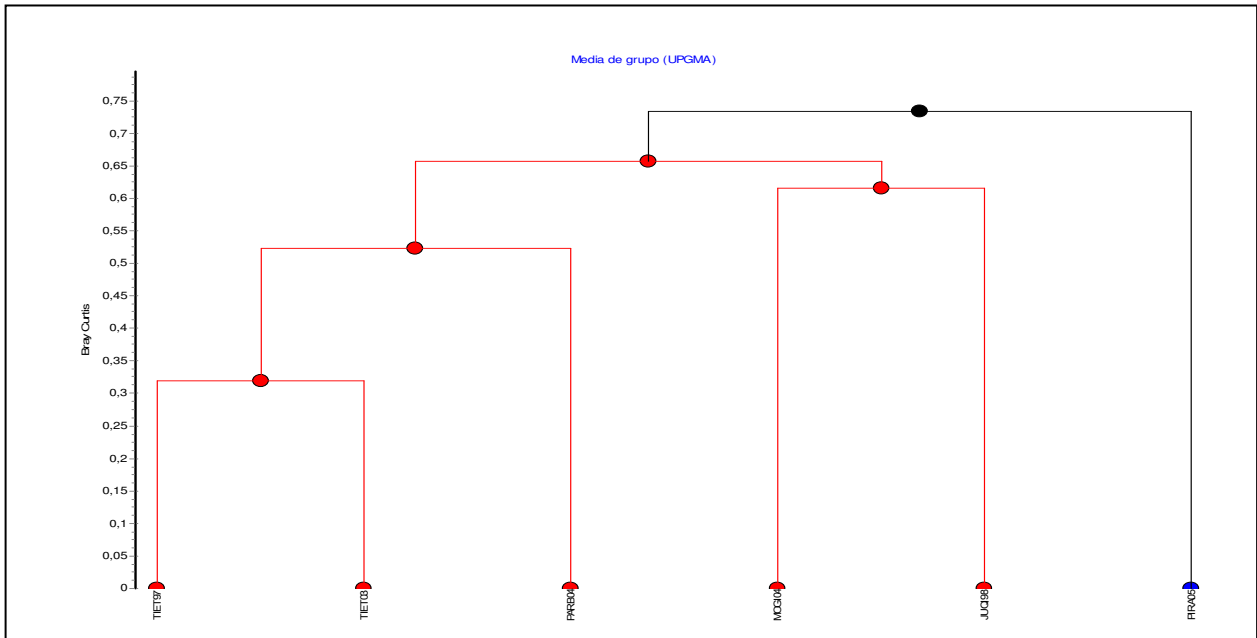


Figura 15 – Dendrograma referente ao agrupamento dos pontos de coleta a partir da composição da comunidade bentônica identificada de acordo com o tratamento II e com a eliminação dos gêneros de Chironomidae considerados raros

4.2.2 Dado referência

A tabela 9 apresenta os resultados do Coeficiente de Variação para todos os parâmetros empregados no estudo estrutural da comunidade bentônica. Assim, como dado referência, optou-se pela adoção da composição das amostras coletadas no rio Tietê em anos diferentes (1997 e 2003) o que se justifica pelos baixos valores do CV registrados, em ambos os tratamentos, para a maioria das métricas e pelo valor da informação obtida, uma vez que a variabilidade interanual passou a ser considerada. Embora o TTJ também tenha se destacado pelos baixos valores do Coeficiente de Variação, sua escolha como dado referência foi descartada em função da variabilidade espacial, uma vez que considera, em sua composição, o ponto JUQ198, cujos dados provêm de uma bacia hidrográfica com características diferentes das que englobam os demais pontos de amostragem e por ter exibido comunidade com estrutura dissimilar à dos outros dois dados.

4.2.3 Escolha e adequação das métricas

Os valores dos coeficientes de variação da Riqueza e do Índice de Comparação Sequencial diminuíram à medida que se refinou a identificação taxonômica sugerindo que o emprego dos gêneros de Chironomidae no cálculo dessas métricas forneceu maior consistência aos resultados,

ou seja, maior homogeneidade ao conjunto de dados. Em contrapartida, os coeficientes de variação do Índice de Diversidade de Shannon-Wiener e da Riqueza de Chironomidae não foram favorecidos pelo refinamento taxonômico, tendo ocorrido acréscimos nos seus valores. Para as métricas Riqueza de táxons sensíveis e Dominância de grupos tolerantes, não houve alterações nos resultados do coeficiente de variação, visto que o cálculo desses índices engloba os mesmos táxons em ambos os tratamentos.

Embora, com o refinamento da identificação, tenha ocorrido o decréscimo dos valores do CV para algumas métricas, os resultados obtidos para o tratamento I não descartam o emprego da identificação aos níveis de sub-família e tribo no cálculo desses parâmetros, uma vez que permaneceram inferiores a 50% (Tabela 9).

Tabela 9 - Valores do Coeficiente de Variação (CV) para os índices de estrutura da comunidade bentônica, obtidos a partir das unidades amostrais de cada ponto, identificadas de acordo com os tratamentos I e II

Tratamento I					
Métricas	TIET03	TIET97	JUQI98	TT	TTJ
Densidade Total	72,06	45,94*	64,01	88,55	115,57
Riqueza	37,19*	18,75*	31,60*	18,00*	34,37*
Diversidade de Shannon-Wiener	16,78*	25,56*	8,93*	0,91*	14,89*
Índice de Comparação Sequencial	41,31	30,56*	32,68	17,09*	40,14*
Dominância	37,22*	49,83*	7,85*	8,20*	34,25*
Dominância de grupos tolerantes	35,07*	57,99	65,55	26,53*	86,32
Riqueza de táxons sensíveis	66,62	75,50	34,64*	0,00*	40,75*
Riqueza de Chironomidae	0,00*	34,64*	15,75*	0,00*	0,00*
Tratamento II					
Métricas	TIET03	TIET97	JUQI98	TT	TTJ
Densidade Total	72,06	45,94*	64,01	88,55	115,57
Riqueza	44,70*	13,35*	41,04*	14,82*	22,19*
Diversidade de Shannon-Wiener	17,27*	21,42*	16,23*	2,85*	3,20*
Índice de Comparação Sequencial	49,96*	24,47*	45,07*	14,46*	20,97*
Dominância	42,53*	44,37*	21,25*	13,83*	17,22*
Dominância de grupos tolerantes	35,07*	57,99	65,55	26,53*	86,32
Riqueza de táxons sensíveis	66,62	75,50	34,64*	0,00*	40,75*
Riqueza de Chironomidae	48,24*	14,29*	42,86*	9,75*	9,45*
Riqueza de táxons sensíveis' (Ssens')	56,71	45,58*	48,04*	0,00*	31,49*

(*) Coeficiente de Variação abaixo de 50%

Faz-se necessário ressaltar que o Ssens' corresponde à nova composição do índice Riqueza de Táxons Sensíveis (Ssens), com a inserção, em seu cálculo, de outros possíveis indicadores. Dessa forma, a fim de refinar a sensibilidade dessa métrica ao gradiente de qualidade ambiental,

foram selecionados os gêneros *Axarus*, *Paralauterborniella*, *Caladomyia*, *Ablabesmyia*, *Larsia*, *Pentaneura* e *Corynoneura*.

Em relação à Dominância de grupos tolerantes (T/DT), não foram identificados novos gêneros como tolerantes. Além de *Chironomus*, o gênero *Parachironomus* apresentou elevados valores de densidade nos pontos PARB04 e PIRA05. Entretanto, este táxon não se restringiu aos pontos de qualidade regular e ruim, sendo observado no TIET97 e, principalmente, no TIET03, onde também se destacou pela alta densidade (Anexo 2). Conseqüentemente, não foi refeito o teste de sensibilidade do T/DT, bem como o teste de sensibilidade do ICB_{RIO}.

A tabela 10 apresenta a adequação, ao nível genérico, das faixas de valores dos índices estruturais empregados no cálculo do ICB_{RIO}. A partir da comparação das novas faixas às originais, adequadas ao tratamento I (tabela 2), observou-se um aumento na amplitude dos intervalos do S, ICS, H', Ssens e T/DT, tanto que para os três primeiros parâmetros, os valores das faixas empregados na classificação de ambientes de qualidade ótima, com a identificação aos níveis de subfamília e tribo, se encaixaram na faixa de qualidade regular, na adequação ao nível genérico, o que não necessariamente sugere um refinamento na classificação dos ambientes.

Tabela 10 – Adequação das faixas de valores das métricas empregadas no cálculo do Índice da Comunidade Bentônica para rios (ICB_{RIO}), ao refinamento taxonômico (gênero)

CLASSE	PONTO	S	ICS	H'	T/DT	Ssens	S _{Chi}	Ssens'
PÉSSIMA	5	0	nc	nc	nc	0	0	0
RUIM	4	1 -14	≤ 6,60	≤ 1,50	≥ 0,87	0	≤ 4	0
REGULAR	3	15 - 28	6,61 – 21,96	1,51 - 2,64	0,86 - 0,66	1 - 3	5 - 8	1 – 6
BOA	2	29 - 41	21,97 - 37,30	2,65 - 3,77	0,65 - 0,45	4 - 6	9 - 12	7 – 12
ÓTIMA	1	≥ 42	≥ 37,31	> 3,78	≤ 0,46	≥ 7	≥ 13	≥ 13

Com a adequação das faixas de qualidade ambiental ao nível genérico, fez-se a reclassificação dos pontos (tabela 11). Em geral, apesar do refinamento taxonômico, a classificação original dos pontos com níveis extremos de qualidade (ótima e ruim) foi mantida. Entretanto, a classificação ao nível genérico apontou sutis diferenças em relação aos resultados originais ao observar-se os pontos MOGI04, SOCE03 e SOVO02, cujas classes de qualidade ambiental sofreram ligeiros desvios quando comparadas a classificação aos níveis de sub-família e tribo. Tais desvios foram de um nível de qualidade, sendo que os pontos MOGI04 e SOCE03, originariamente classificados como ambientes de boa qualidade, foram reclassificados como

regulares ao passo que o ponto SOVO02, considerado um ambiente de qualidade regular, elevou-se à condição boa.

Tabela 11 – Classificação dos pontos de coleta adotados no presente estudo e por Martins (2006), a partir do ICB_{RIO}: original (I); com as faixas das métricas adequadas à identificação genérica (II); com a substituição do S pelo S_{Chi} (III); com a substituição do Ssens pelo Ssens' (IV) e com base na substituição do S e Ssens, respectivamente, pelo S_{Chi} e Ssens' (V)

Tratamento/Classes	RUIM	REGULAR	BOA	ÓTIMA
I		PIRA02		
		ATIB03	MOGI04	JUQI98
	PIRA05	PARB04	SOCE03	TIET97
	PIRA03	SOVO02	TIET05	TIET03
	CRIS03	SAPU05		
II		PIRA02		
		ATIB03		
		PARB04	SOVO02	JUQI98
	PIRA05	SAPU05	TIET05	TIET97
	PIRA03	MOGI04		TIET03
	CRIS03	SOCE03		
III (S _{Chi})		PIRA02		
		ATIB03	MOGI04	JUQI98
	PIRA05	PARB04	SOVO02	TIET97
	PIRA03	SAPU05	TIET05	TIET03
	CRIS03	SOCE03		
IV (Ssens')		PIRA02		
		ATIB03		
		PARB04	SOVO02	JUQI98
	PIRA05	SAPU05	TIET05	TIET97
	PIRA03	MOGI04		TIET03
	CRIS03	SOCE03		
V (S _{Chi} + Ssens')		PIRA02		
		ATIB03		
		PARB04	SOVO02	JUQI98
	PIRA05	SAPU05	TIET05	TIET97
	PIRA03	MOGI04		TIET03
	CRIS03	SOCE03		

Observa-se que padrões de reclassificação semelhantes ao tratamento II foram obtidos ao substituir-se a Riqueza (S) pela Riqueza de Chironomidae (S_{Chi}), com a substituição da Riqueza de Táxons Sensíveis (Ssens) pela sua nova composição, a partir da inserção de possíveis indicadores em seu cálculo (Ssens') e, por fim, com a substituição simultânea do S e Ssens, respectivamente, pelo S_{Chi} e Ssens'.

Para facilitar a avaliação da possível influência do refinamento taxonômico (gênero) sobre a sensibilidade de cada índice ao gradiente de qualidade ambiental e, conseqüentemente, sobre a sensibilidade do multimétrico (ICB_{RIO}), o termo abordagem passou a ser empregado a fim de diferenciar cada teste.

Portanto, a abordagem A corresponde à classificação dos pontos com base no ICB_{RIO} , cuja identificação dos táxons pertencentes a Chironomidae atingiu os níveis de sub-família e tribo (tratamento I). Na abordagem B, os pontos foram classificados com o ICB_{RIO} , que teve as faixas de valores de cada índice adequadas à identificação de Chironomidae ao nível genérico.

Já na abordagem C, a classificação dos pontos foi feita com base no ICB_{RIO} , adequado ao nível genérico e com a substituição dos valores de Riqueza pelos de Riqueza de Chironomidae.

Na abordagem D, a classificação dos pontos também foi feita com base nas faixas de valores adequadas ao nível genérico, porém com a substituição do Ssens pelo Ssens'.

Por fim, para classificar os pontos de acordo com a abordagem E, além de serem adequadas ao refinamento taxonômico (gênero), as faixas de valores do S e Ssens tiveram seus valores substituídos, respectivamente, pelos de S_{Chi} e Ssens'.

Nessas abordagens (D e E), a reclassificação dos pontos foi idêntica à obtida na abordagem B, com a adequação das faixas ao nível genérico. Conseqüentemente, os valores médios e dos intervalos de confiança referentes ao Índice de Diversidade de Shannon-Wiener, Índice de Comparação Seqüencial e a Dominância de grupos tolerantes foram iguais.

Para a Riqueza, a abordagem A, comparada às abordagens B e D, permitiu melhor distinção entre os intervalos de confiança das médias de riqueza nas classes de qualidade, mesmo que os eixos inferiores do intervalo nas classes ótima e boa tenham se sobreposto discretamente às classes boa e regular, respectivamente. Nas abordagens C e E, com a substituição dos valores de Riqueza pelos da Riqueza de Chironomidae, observou-se melhor distinção entre os intervalos de confiança para as médias do S_{Chi} nas classes ruim e regular. Entretanto, o aumento expressivo da

amplitude do intervalo na classe boa de qualidade fez com que seu eixo encobrisse a classe ótima (Figura 16).

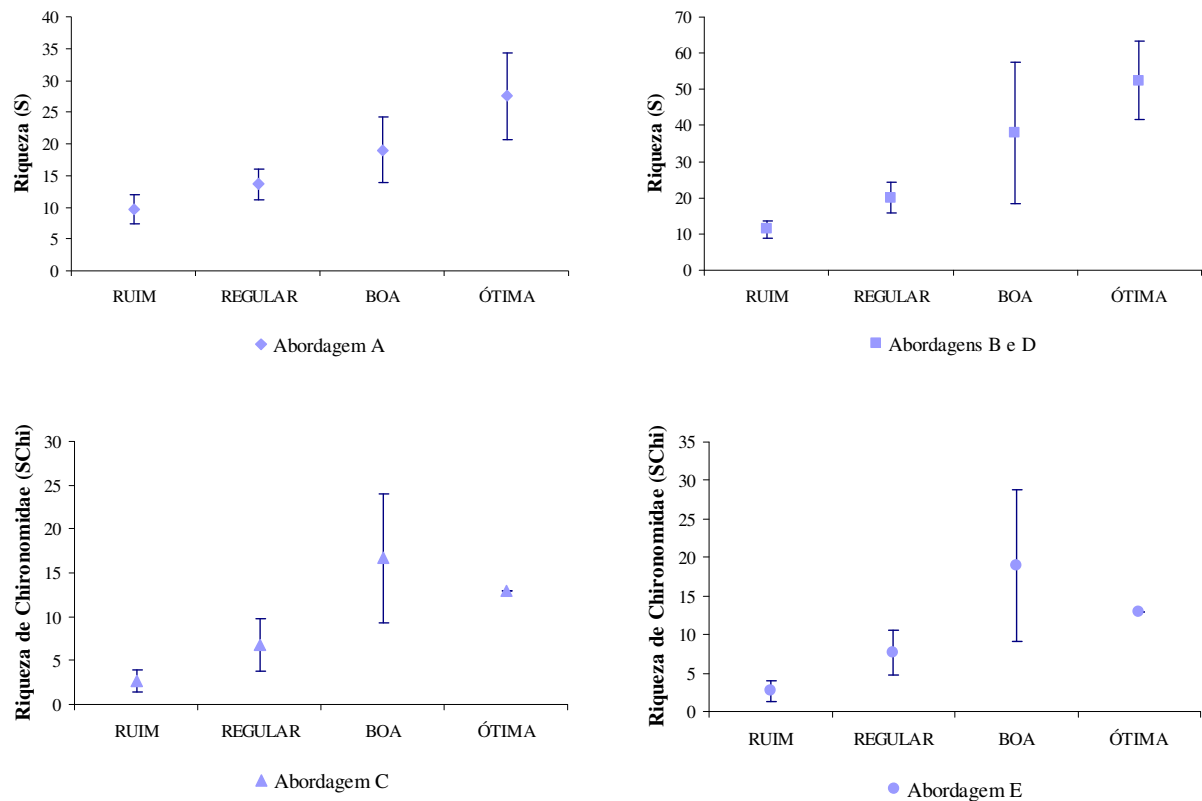


Figura 16 – Intervalos de Confiança do Índice Riqueza (S) obtidos ao longo do gradiente de qualidade ambiental, nas cinco abordagens. Abordagem A = Pontos classificados com base no ICB_{R10} , adequado ao tratamento taxonômico I; Abordagem B = Pontos classificados com base no ICB_{R10} , adequado ao tratamento taxonômico II; Abordagem C = Pontos classificados com base no ICB_{R10} , adequado ao tratamento taxonômico II e com a substituição dos valores de S pelos de S_{Chi} ; Abordagem D = Pontos classificados com base no ICB_{R10} , adequado ao tratamento taxonômico II e com a substituição dos valores de S pelos de S_{sens} ; Abordagem E = Pontos classificados com base no ICB_{R10} , adequado ao tratamento taxonômico II e com as substituições dos valores de S e S_{sens} pelos de S_{Chi} e S_{sens} , respectivamente

As alterações na amplitude de valores do intervalo de confiança das médias do Índice de Comparação Seqüencial observadas, ao longo do gradiente de qualidade ambiental, nas abordagens B, C, D e E foram irrelevantes à sensibilidade desse índice ao comparar-se com a amplitude da barra de valores dos intervalos na abordagem A (Figura 17). Embora, nesta abordagem, a barra de valores do intervalo de confiança na classe regular tenha se sobreposto parcialmente à barra de valores da classe boa e esta, por sua vez, tenha discretamente encoberto a barra de qualidade ótima, nas demais abordagens, tais sobreposições se manifestaram de forma mais expressiva, principalmente entre as classes de qualidade regular e boa.

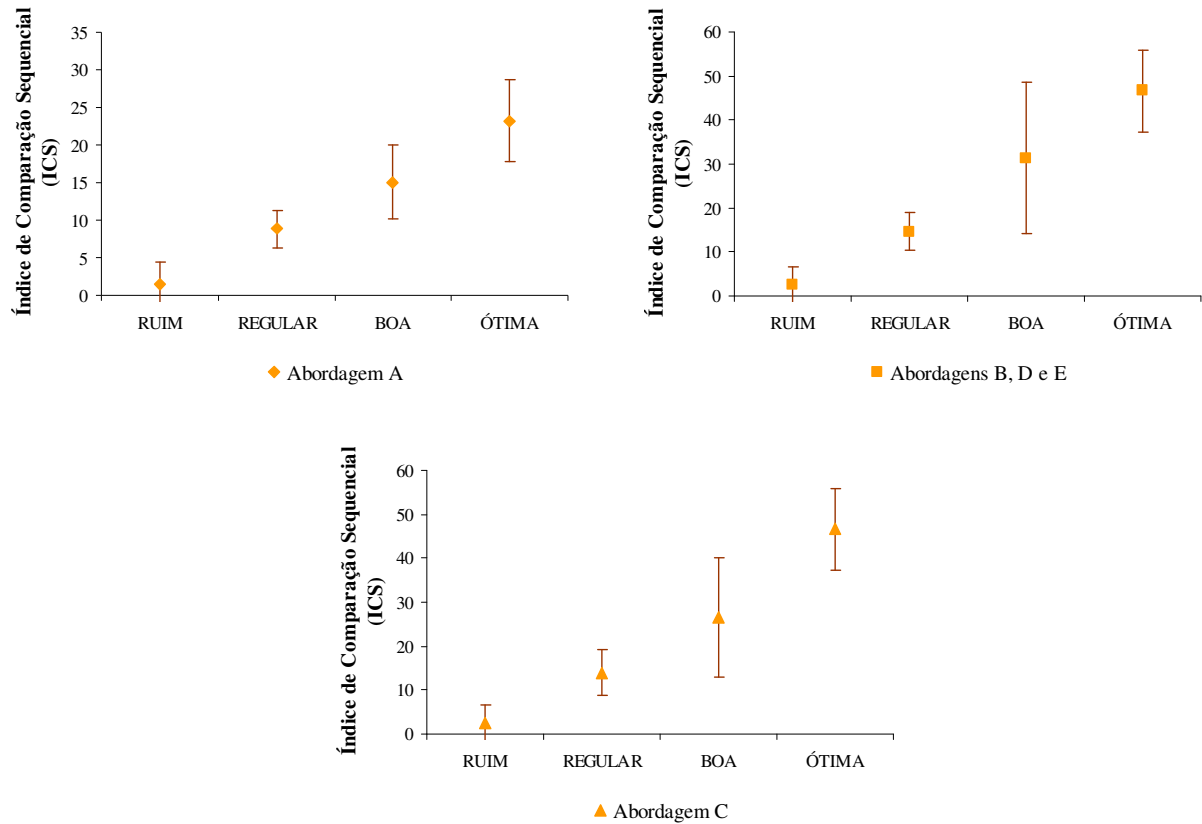


Figura 17 – Intervalos de Confiança do Índice de Comparação Sequencial (ICS) obtidos ao longo do gradiente de qualidade ambiental, nas cinco abordagens Abordagem A = Pontos classificados com base no ICB_{R10} , adequado ao tratamento taxonômico I; Abordagem B = Pontos classificados com base no ICB_{R10} , adequado ao tratamento taxonômico II; Abordagem C = Pontos classificados com base no ICB_{R10} , adequado ao tratamento taxonômico II e com a substituição dos valores de S pelos de S_{Chi} ; Abordagem D = Pontos classificados com base no ICB_{R10} , adequado ao tratamento taxonômico II e com a substituição dos valores de S_{sens} pelos de S_{sens}' ; Abordagem E = Pontos classificados com base no ICB_{R10} , adequado ao tratamento taxonômico II e com as substituições dos valores de S e S_{sens} pelos de S_{Chi} e S_{sens}' , respectivamente

Em relação ao Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (Figura 18), a distinção entre as classes de qualidade foi melhor visualizada nas abordagens A, B, D e E, uma vez que não houve sobreposição das barras de valores dos intervalos de confiança entre as classes de qualidade ambiental. Na abordagem C, o aumento na amplitude de valores dos intervalos de confiança nas classes regular e boa fez com que ocorresse à justaposição entre suas barras.

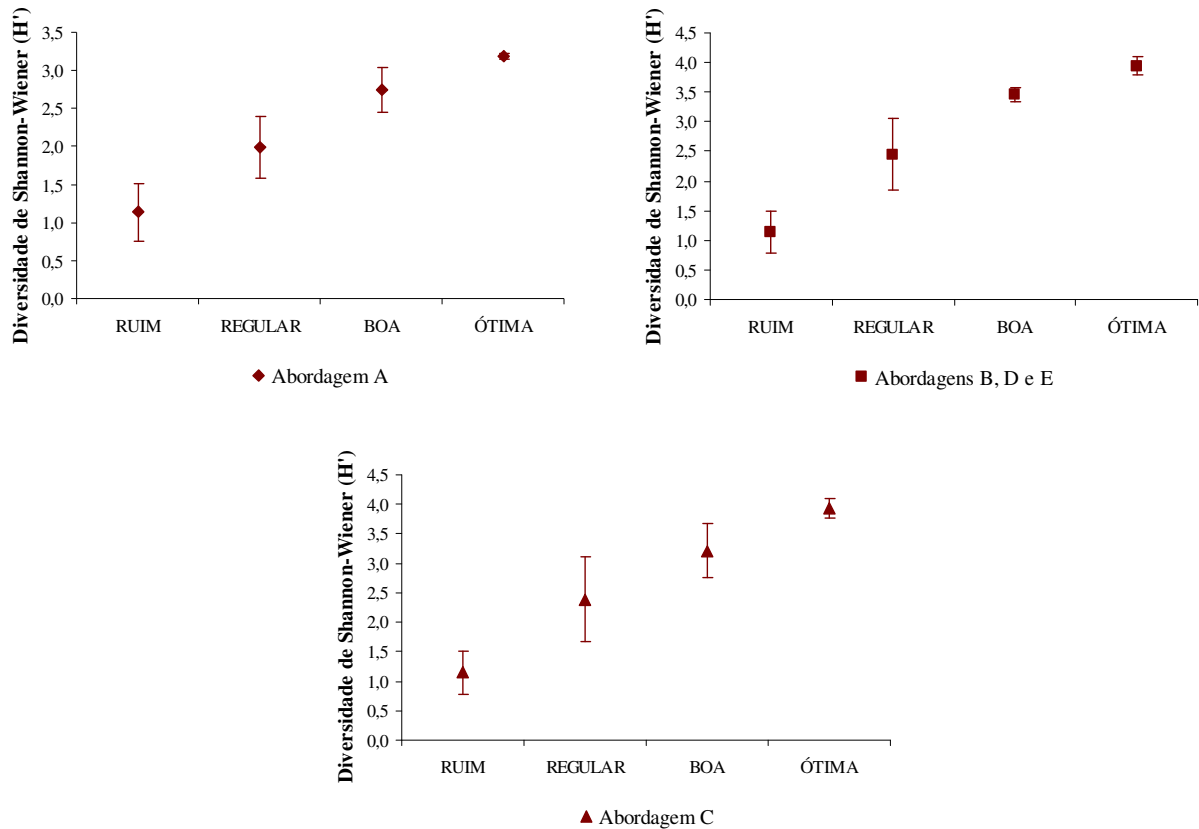


Figura 18 – Intervalos de Confiança do Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H') obtidos ao longo do gradiente de qualidade ambiental, nas cinco abordagens. Abordagem A = Pontos classificados com base no ICB_{R10} , adequado ao tratamento taxonômico I; Abordagem B = Pontos classificados com base no ICB_{R10} , adequado ao tratamento taxonômico II; Abordagem C = Pontos classificados com base no ICB_{R10} , adequado ao tratamento taxonômico II e com a substituição dos valores de S pelos de S_{Chi} ; Abordagem D = Pontos classificados com base no ICB_{R10} , adequado ao tratamento taxonômico II e com a substituição dos valores de Ssens pelos de $Ssens'$; Abordagem E = Pontos classificados com base no ICB_{R10} , adequado ao tratamento taxonômico II e com as substituições dos valores de S e Ssens pelos de S_{Chi} e $Ssens'$, respectivamente

Em termos de Dominância de Grupos Tolerantes (Figura 19), verificou-se, em todas as abordagens, expressiva sobreposição de valores dos intervalos de confiança entre as classes de qualidade regular, boa e ótima, ocorrendo nítida distinção destas em relação à classe de qualidade ruim.

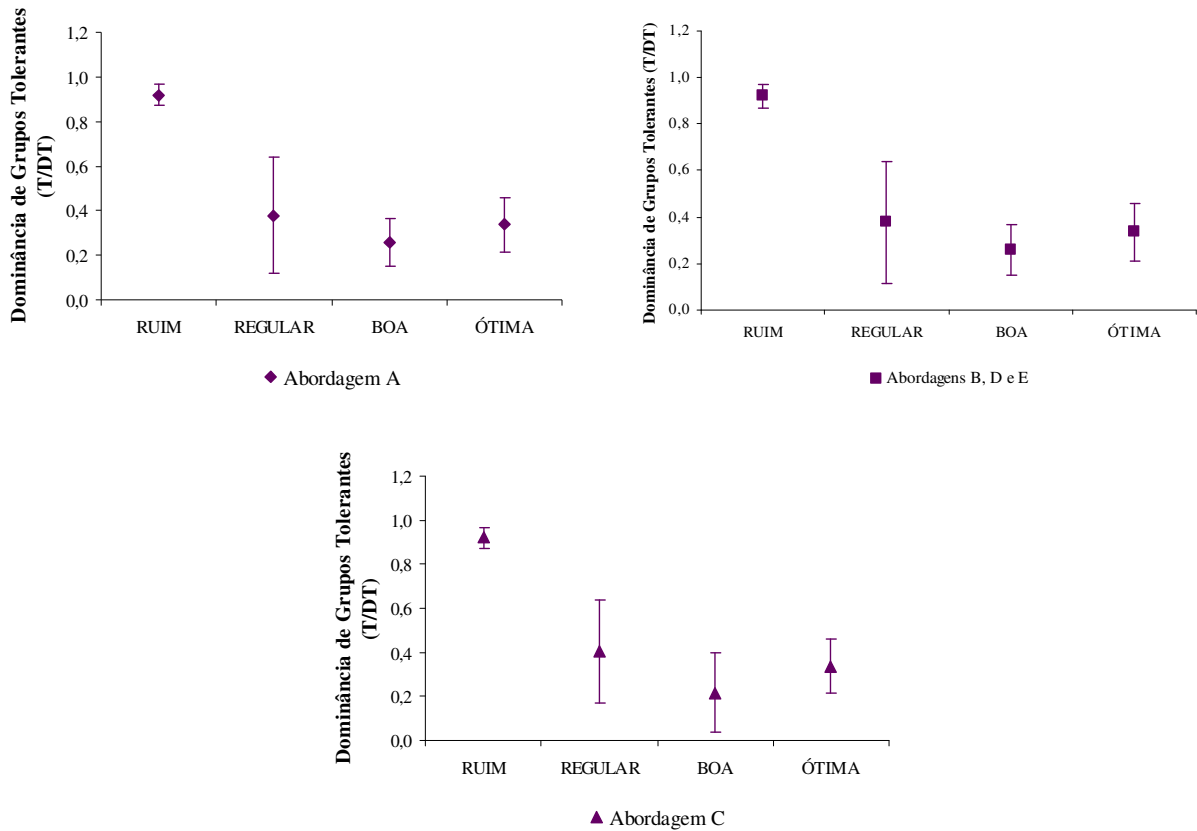


Figura 19 – Intervalos de Confiança da Dominância de Grupos Tolerantes (T/DT) obtidos ao longo do gradiente de qualidade ambiental, nas cinco abordagens. Abordagem A = Pontos classificados com base no ICB_{R10} , Adequado ao tratamento taxonômico I; Abordagem B = Pontos classificados com base no ICB_{R10} , adequado ao tratamento taxonômico II; Abordagem C = Pontos classificados com base no ICB_{R10} , adequado ao tratamento taxonômico II e com a substituição dos valores de S pelos de S_{Chi} ; Abordagem D = Pontos classificados com base no ICB_{R10} , adequado ao tratamento taxonômico II e com a substituição dos valores de Ssens pelos de Ssens'; Abordagem E = Pontos classificados com base no ICB_{R10} , adequado ao tratamento taxonômico II e com as substituições dos valores de S e Ssens pelos de S_{Chi} e Ssens', respectivamente

Os valores dos intervalos de confiança com base nas médias da Riqueza de Táxons Sensíveis, nas quatro abordagens (Figura 20), permitiram ampla distinção entre as classes de qualidade ambiental, principalmente nas abordagens B e C. Já nas abordagens D e E, a inserção dos táxons selecionados como indicadores não demonstrou alterações significativas à sensibilidade do multimétrico, uma vez que houve a sobreposição discreta da barra de valores do intervalo de confiança da classe regular em relação à ruim.

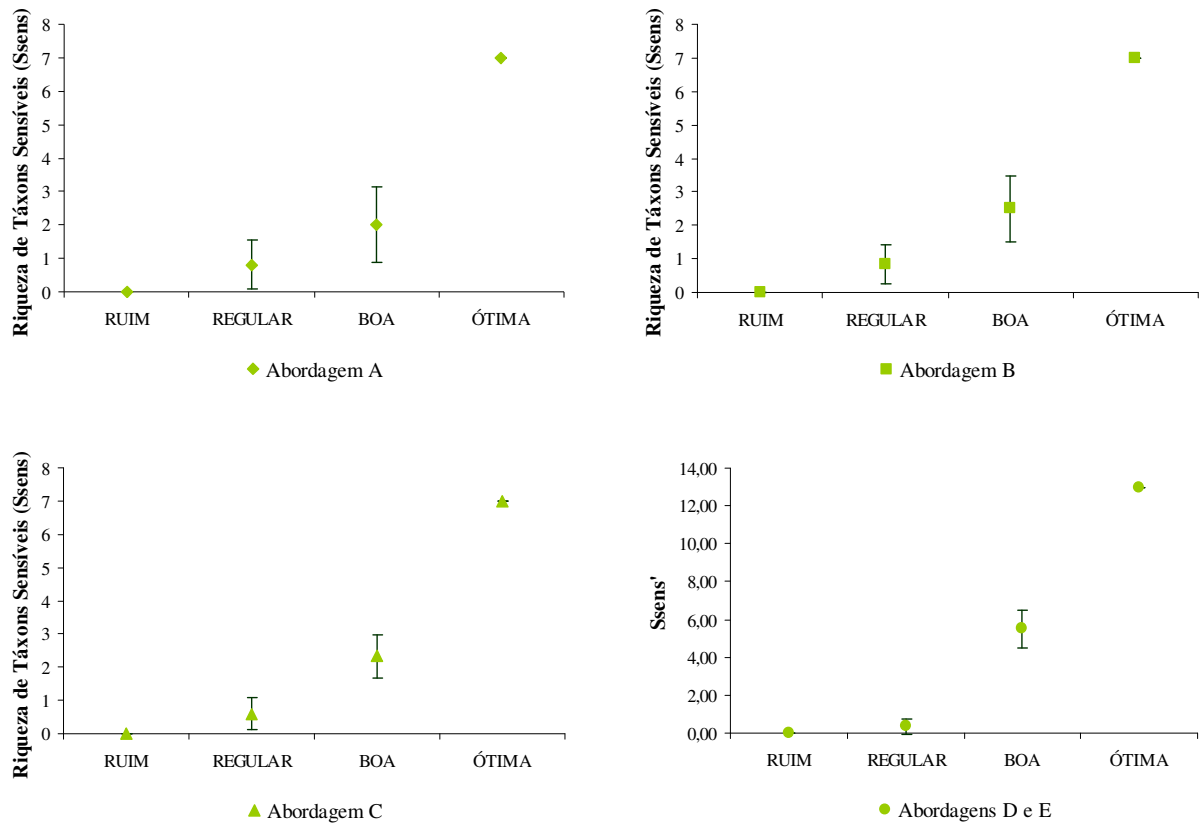


Figura 20 – Intervalos de Confiança da Riqueza de Táxons Sensíveis (Ssens) obtidos ao longo do gradiente de qualidade ambiental, nas cinco abordagens. Abordagem A = Pontos classificados com base no ICB_{R10} , adequado ao tratamento taxonômico I; Abordagem B = Pontos classificados com base no ICB_{R10} , adequado ao tratamento taxonômico II; Abordagem C = Pontos classificados com base no ICB_{R10} , adequado ao tratamento taxonômico II e com a substituição dos valores de S pelos de S_{Chi} ; Abordagem D = Pontos classificados com base no ICB_{R10} , adequado ao tratamento taxonômico II e com a substituição dos valores de Ssens pelos de $Ssens'$; Abordagem E = Pontos classificados com base no ICB_{R10} , adequado ao tratamento taxonômico II e com as substituições dos valores de S e Ssens pelos de S_{Chi} e $Ssens'$, respectivamente

5 DISCUSSÃO

A família Chironomidae é, em geral, considerada resistente à poluição orgânica, existindo algumas espécies capazes de tolerar baixas concentrações de oxigênio dissolvido devido à presença de pigmentos respiratórios (CONNOLY et al., 2004). No presente estudo, tal grupo foi registrado em todos os ambientes, exceto no rio Pinheiros (PINH02), onde não houve condição de vida para nenhum organismo bentônico.

Este ponto situa-se no rio Pinheiros, próximo a Usina Elevatória de Pedreira. Inaugurada em 1939, esta usina, juntamente com a Usina Elevatória de Traição, tem por objetivo reverter o curso das águas dos rios Pinheiros e Tietê e encaminhá-las ao Reservatório Billings. Do ponto de vista energético, esta reversão tem como propósito manter volumes d' água neste reservatório suficientes para garantir a geração na Usina Henry Borden. Entretanto, o carreamento de poluentes presentes nas águas do rio Tietê contribuiu para a sua degradação ambiental e, por consequência, de acordo com a Resolução Conjunta SMA/SES 03/92, ratificada pela Resolução SEE-SMA-SRHSO-I, de 13/03/96, atualmente as águas do Canal Pinheiros não podem mais ser bombeadas continuamente para o Reservatório Billings, de forma que as barragens ficam fechadas. Atualmente esse bombeamento é realizado somente quando as vazões provocadas pelas chuvas elevam o nível das águas dos rios Pinheiros e Tietê, podendo provocar enchentes na região. Tal medida salvaguardou as águas da represa, entretanto, comprometeu a qualidade das águas no trecho onde se insere o ponto PINH02 que passou a comportar-se com dinâmica semelhante à de um ambiente lântico eutrofizado. Os valores médios de oxigênio dissolvido, nitrogênio amoniacal de fundo, coliformes fecais e condutividade, além da alta concentração de clorofila, confirmam o comprometimento total da qualidade de suas águas justificando seu caráter azóico.

Entre os demais ambientes verificou-se grande variabilidade na ocorrência das sub-famílias, tribos e gêneros pertencentes a Chironomidae, tanto em áreas impactadas como não impactadas. Este resultado sugere que a utilização desta família como tolerante e generalista, como considerado, por exemplo, em vários índices bióticos (BMWP, IBB e FBI), pode gerar interpretações errôneas nas avaliações ambientais. Roque et al. (2000) propuseram a utilização de informações no mínimo aos níveis de sub-famílias e tribos, uma vez que, em situações de impacto, há menor abundância de Tanytopodinae e Orthocladiinae e predomínio de Chironominae, especialmente de organismos pertencentes à tribo Chironomini.

Como observado, a tribo Chironomini foi abundante em todos os pontos de coleta, predominando no ponto localizado no rio Piracicaba (PIRA05), o que se justifica pela sua maior frequência em áreas de depósito (SANSEVERINO; NESSIMIAN, 2001). Neste ambiente, além de Chironomini, a comunidade bentônica foi dominada por Naididae e Tubificidae sem queta capilar (sqc), organismos considerados tolerantes a despejos orgânicos (JOHNSON et al., 1993). Os elevados níveis de condutividade e coliformes fecais atestam a presença de despejos domésticos. Já a ausência de táxons sensíveis pode também estar relacionada à detecção de contaminantes químicos. De acordo com Pinder (1986), os membros da sub-família Chironominae são tolerantes a contaminação por metais pesados, com algumas exceções, como a tribo Tanytarsini que, segundo CLEMENTS (1988), é sensível às concentrações de cobre e zinco. Além disso, segundo o mesmo autor, a presença de metais pesados pode provocar redução na produção primária e conseqüente diminuição no teor de matéria orgânica autóctone e manutenção na concentração de oxigênio na interface sedimento/água, o que pode justificar a alta concentração de oxigênio dissolvido tanto na superfície como no fundo.

Com a identificação da taxocenose Chironomidae ao nível genérico, verificou-se que a tribo Chironomini, no ponto PIRA05, foi caracterizada apenas pelos táxons *Parachironomus*, *Cryptochironomus* e, principalmente, *Chironomus*. Fagundes (1997) relaciona *Parachironomus* a águas de qualidade intermediária e Rae (1989) considera *Cryptochironomus* e *Chironomus* como gêneros facultativos.

No ponto do rio Paraíba do Sul (PARB04), a comunidade bentônica compôs-se quase que exclusivamente de Naididae, Tubificidae sqc e Chironomini com elevados valores de abundância relativa, o que pode estar relacionado à ausência de competidores e/ou predadores, que podem ter sido excluídos do local, em função da baixa concentração de oxigênio dissolvido na água próxima ao fundo (PINDER, 1986). Neste ambiente, os altos níveis de coliformes fecais e a alta condutividade também indicaram a presença de esgoto doméstico. Embora não tenham sido observados organismos sensíveis, como Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, a tribo Tanytarsini, detentora de grande número de táxons potencialmente bons indicadores (SIMPSON; BODE, 1980), foi registrada em elevada abundância. A identificação ao nível genérico revelou que tal tribo foi expressivamente representada pelo gênero *Tanytarsus*, cujos organismos são oportunistas, bastante frequentes em zonas deposicionais (SANSEVERINO; NESSIMIAN, 1998) e em águas com certo enriquecimento orgânico (ROQUE et al, 2000). Já a tribo Chironomini foi

representada pelo gênero *Chironomus*, tolerante a baixas concentrações de oxigênio dissolvido e favorecido por se alimentar de detritos orgânicos (HELLAWELL, 1989) e *Parachironomus*, relacionado à águas de qualidade intermediária (FAGUNDES; SHIMIZU, 1997).

A caracterização granulométrica dos sedimentos no ponto do rio Mogi-Guaçu (MOGI04) mostrou a predominância da fração arenosa, que não representa potencial para acumular contaminantes e indica alta hidrodinâmica. Os resultados de resíduo volátil e umidade foram significativamente baixos, indicando que esses sedimentos são de composição tipicamente mineral e de baixa acumulação por matéria orgânica. Embora as concentrações de oxigênio dissolvido na água de fundo e a condutividade tenham sido, respectivamente, elevada e mediana, o resultado de coliformes apontou para a entrada de efluentes domésticos *in natura*. Nesse hábitat a comunidade bentônica caracterizou-se pela presença de grupos considerados sensíveis (Trichoptera e Tanypodinae) e aqueles tolerantes não alcançaram abundância relativa elevada. A tribo Chironomini destacou-se pelo gênero *Cryptochironomus*, considerado facultativo e a sub-família Tanypodinae foi representada, principalmente, pelo gênero *Coelotanypus*, cuja ocorrência restringiu-se a esse hábitat e ao ponto do rio Juquiá, JUQI98, ambientes com condições características de áreas pouco impactadas, indicando sua possível utilização como indicador ambiental (ROQUE et al, 2000)

Na comunidade bentônica do ponto localizado no rio Juquiá (JUQI98) predominaram táxons da tribo Chironomini, principalmente dos gêneros *Polypedilum* e *Paralauterborniella*, seguidos pela tribo Tanytarsini, representada, em maior destaque, pelo gênero *Stempellina*. Este gênero, juntamente com *Paralauterborniella*, é associado a condições de águas limpas (FAGUNDES, 1997). Já *Polypedilum* é considerado por Rae (1989) como um gênero facultativo. Neste ambiente, foram também observados organismos pertencentes a Ephemeroptera e Trichoptera, porém em menor expressividade e a Ceratopogonidae, considerado um grupo tolerante facultativo a dejetos orgânicos. A granulometria dos sedimentos coletados no JUQI98 revelou uma composição predominantemente arenosa. Entretanto, os valores encontrados para resíduo volátil, umidade e coliformes fecais indicaram a presença de matéria orgânica.

No ponto localizado no rio Tietê (TIET97 e TIET03), a comunidade bentônica destacou-se pela presença de vários organismos sensíveis (ninfas de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), e ausência de dominância. A família Chironomidae foi representada, em ordem decrescente de abundância relativa, pelas tribos Chironomini e Tanytarsini e pela sub-família

Orthocladiinae. Os gêneros mais expressivos em 1997 foram *Polypedilum*, *Rheotanytarsus* e *Cricotopus* e em 2003, destacaram-se os gêneros *Lauterborniella* e *Cricotopus*. A concentração de oxigênio na água do fundo foi elevada na ocasião das coletas não tendo atuado como fator de estresse à biota.

Pelo exposto acima, foi possível constatar que a identificação ao nível genérico permitiu traçar linhas de evidências ecológicas específicas entre os organismos identificados e as características de cada hábitat, como por exemplo, a representação expressiva da tribo Tanytarsini no PARB04, considerada indicadora de boas condições ambientais, mas dominada pelo gênero *Tanytarsus*, relacionado a áreas com enriquecimento orgânico. Entretanto, os resultados obtidos a partir da identificação ao nível de sub-família/tribo forneceram a mesma distinção básica entre os pontos e identificaram as mesmas relações da biota com o gradiente ambiental quando comparados aos resultados observados a partir do refinamento taxonômico (gênero).

Muitos estudos utilizam-se da estatística multivariada para descrever variações entre comunidades. Em avaliações biológicas, tais técnicas não se baseiam em índices de tolerância para resumir os efeitos da poluição em determinada comunidade, mas quantificam diferenças entre comunidades através de comparações entre as abundâncias relativas ou absolutas dos táxons presentes em cada uma das comunidades e agregam este conjunto de comparações em medidas de distância. O conjunto completo de comparações entre as comunidades é conhecido como matriz de distância. A estrutura da comunidade é caracterizada submetendo-se esta matriz a uma análise de agrupamento ou ordenação. O agrupamento bem sucedido de tal matriz dispõe as comunidades com composições similares mais próximas, ao passo que as comunidades mais distintas ficam mais distantes entre si.

Neste estudo, o agrupamento dos pontos com base na caracterização da estrutura da comunidade a partir da identificação de Chironomidae ao nível genérico foi similar ao obtido com a identificação deste grupo aos níveis de sub-família e tribo. A matriz de distância de Bray-Curtis da comunidade bentônica foi agrupada pelo método de média de grupo não ponderada (UPGMA) e os dendrogramas resultantes demonstraram que as descrições da estrutura da comunidade permaneceram consistentes à medida em que os táxons foram agregados nos níveis de sub-família e tribo. Este resultado reforça as conclusões de várias análises das variações entre comunidades de macroinvertebrados bentônicos fundamentadas em descrições multivariadas que, segundo

diversos autores (FURSE et al., 1984; MARCHANT et al., 1995; BOWMAN; BAILEY, 1997), têm mostrado pouca sensibilidade ao nível de resolução taxonômica dos dados.

O agrupamento resultante da remoção dos táxons raros ou seja, dos táxons pertencentes à família Chironomidae que obtiveram abundância relativa inferior a 0,20% e frequência relativa inferior a 20% e que não se destacaram como potenciais indicadores, reuniu os pontos nos mesmos grupos distribuídos pelos agrupamentos obtidos a partir do conjunto completo de dados. Cao et al. (1998) demonstraram que a remoção das espécies raras do conjunto de macroinvertebrados bentônicos resulta na subestimação de diferenças nos valores de riqueza entre os pontos, o que afetaria a sensibilidade de métodos baseados na estrutura da comunidade para detectar mudanças ecológicas, em particular das análises multivariadas da composição da comunidade embasadas em medidas de similaridade. Entretanto, Marchant (2002) refutou esta idéia destacando que, primeiramente, na maioria das análises multivariadas, os valores de abundância são submetidos a transformações logarítmicas com o objetivo de remover a dominância das espécies particularmente abundantes e enfatizar as espécies com abundâncias baixas ou moderadas. Outro argumento ressalta que quando os táxons raros são eliminados do conjunto de dados, as tendências apontadas pelas análises multivariadas são inalteradas uma vez que a série de dados bentônicos geralmente contém muita informação redundante. O autor conclui, assim como outros estudos conduzidos tanto em ambientes limpos como degradados (FURSE et al, 1984; BUNN et al., 1986; BOWMAN; BAILEY, 1997), que além da remoção das espécies raras de um conjunto de dados quantitativos, o emprego de níveis de resolução taxonômica mais abrangentes também resultam em ordenações que diferem pouco em relação àquelas baseadas em dados mais refinados. O presente trabalho apóia as conclusões de Marchant (2000) uma vez que a sensibilidade da análise multivariada em detectar semelhanças entre os pontos amostrados, a partir da composição da comunidade bentônica, não foi influenciada pela presença ou ausência dos táxons raros e que os agrupamentos foram similares independente do nível de resolução taxonômica empregado.

Os índices estruturais têm sido amplamente empregados para avaliar a qualidade ambiental e seus impactos na comunidade de macroinvertebrados bentônicos. Como indicado por Norris e Georges (1993), tais métricas são consideradas formas úteis de condensar dados complexos, facilitando sua interpretação. Entretanto, como muitos fatores podem influenciar seus valores, os autores aconselham seu uso com cautela. A riqueza reflete a diversidade da assembléia aquática

(RESH et al., 1995) e seus valores aumentam a medida em que melhora a qualidade ambiental (RESH; JACKSON, 1993). Os índices de diversidade combinam os dados de abundância ou riqueza dos táxons amostrados em um único número que supostamente indica o estado da comunidade (NORRIS; GEORGES, 1993). Os altos valores destas métricas estão diretamente relacionados a comunidades biológicas estáveis e saudáveis e sugerem que o hábitat e as fontes de alimento são adequados ao suporte da sobrevivência e a propagação de muitas espécies (BARBOUR et al., 1999). Frente a cenários de forte poluição esses parâmetros tendem a decrescer (YUAN; NORTON, 2003), uma vez que os organismos bentônicos podem ser diretamente afetados. Neste caso, as condições ambientais do rio limitam a existência de seus habitantes, e conduzem à dominância de poucos grupos adaptados aos poluentes e às baixas tensões de oxigênio, como alguns membros da família Chironomidae e da classe Oligochaeta, cujas densidades atingem números exorbitantes (BRANCO, 1991). Os organismos sensíveis como Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera são eliminados refletindo na diminuição nos valores de riqueza e diversidade de grupos taxonômicos, em função da alteração da estrutura da comunidade (PLAFKIN et al., 1989).

Os resultados obtidos para os índices de diversidade (H' e ICS), riqueza (S) e dominância (DOM) sustentam os mesmos padrões de respostas aos impactos ambientais, independente do tratamento taxonômico empregado. Porém, a identificação ao nível genérico permitiu melhor distinção da estrutura da comunidade entre os pontos, principalmente na interface de qualidade boa/ótima. Tais observações sugerem que os gêneros pertencentes às sub-famílias e tribos de Chironomidae apresentaram preferências ecológicas e tolerâncias semelhantes nos ambientes de baixa diversidade. Conseqüentemente, as avaliações com os níveis de sub-família e tribo assemelharam-se melhor ao nível genérico em ambientes impactados do que em águas pristinas. Em estudos comparativos, Bowman e Bailey (1998) relacionaram o grau pelo qual as respostas das espécies às perturbações humanas são espelhadas pelas respostas da assembléia de famílias. Onde a diversidade é alta, os níveis genérico ou específico seriam necessários para refletir acuradamente a estrutura da comunidade, mas o nível de família seria adequado em ambientes com baixa diversidade.

Quando a diversidade é elevada, os gêneros de uma mesma família compartilham menos as tolerâncias ecológicas e preferências do que num ambiente com baixa diversidade e,

conseqüentemente, as chances dos padrões ecológicos serem semelhantes entre esses níveis de resolução são menores (HAWKINS; NORRIS, 2000 apud MARSHALL, 2006).

Todos os estudos descritos acima chegaram à conclusão geral de que a presença de uma fauna bentônica diversa em determinada área sugere a necessidade da identificação ao nível genérico ou específico em avaliações ambientais. Mas, de acordo com Bailey et al (2001), não se pode determinar se, em um senso mais geral, os ecossistemas aquáticos em regiões taxonomicamente ricas respondem mais coerentemente a estressores ao nível de espécie/gênero do que ao nível de família. Nestas regiões, por exemplo, pode ocorrer alta variação em espécies de local para local, assim a identificação de gênero/espécie pode reduzir a habilidade para descobrir divergências em relação à condição referência. Faz-se necessário, portanto, diagnosticar se a informação adicional obtida a partir do refinamento taxonômico torna mais evidente a percepção desses desvios em relação ao dado referência ou se simplesmente conduz a interpretações ecológicas errôneas indesejáveis nas avaliações biológicas.

Nesse sentido, ao se testar a sensibilidade do refinamento taxonômico ao gradiente de qualidade ambiental verificou-se que a informação adicional obtida a partir da identificação ao nível genérico não foi significativa uma vez que, para algumas métricas, não permitiu melhor divergência do dado referência em relação aos demais ambientes, o que pode ser constatado, para a riqueza (S) e o índice de Comparação Seqüencial (ICS), ao observar-se o aumento na amplitude de valores dos intervalos de confiança obtidos, na classe boa de qualidade, que se sobrepôs a barra de valores dos intervalos de confiança relacionados às classes regular e/ou ótima.

Segundo Guerold (2000), o nível de resolução taxonômica exerce alta influência na resposta dos índices de riqueza e diversidade (H') que, geralmente, têm seus valores subestimados aos níveis de família e gênero tornando sua interpretação muito arriscada, especialmente quando os índices são utilizados para avaliar a qualidade da água e as alterações na comunidade de macroinvertebrados. Ferraro e Cole (1992) também argumentam que a sensibilidade do índice de Shannon-Wiener tendeu a decrescer à medida em que o nível de resolução taxonômica tornou-se mais abrangente (família). Os resultados do presente estudo apoiaram tal conjectura no tocante a Diversidade de Shannon-Wiener, entretanto, a comparação das amplitudes dos intervalos de confiança obtidos para os parâmetros riqueza e índice de Comparação Seqüencial entre os dois tratamentos taxonômicos, mostrou que a sensibilidade dessas métricas em mensurar diferenças na comunidade bentônica ao longo do gradiente de qualidade ambiental tendeu a decrescer à medida

em que se refinou a identificação taxonômica. Além disso, em termos de Diversidade de Shannon-Wiener (H'), a distinção entre as classes de qualidade ambiental foi semelhante em ambos os tratamentos taxonômicos, padrão que também pode ser estendido à Dominância de Grupos Tolerantes (T/DT).

O ajustamento das classes de qualidade ao nível genérico resultou no emprego de diferente número de táxons para a análise do Índice de Comunidade Bentônica (ICB) e a avaliação de sua sensibilidade em relação às classes de qualidade ambiental, ao empregar-se níveis de resolução diferentes, mostrou que alguns pontos foram reclassificados à medida em que se refinou a identificação (gênero). Em geral, as alterações ocorreram entre as classes de qualidade boa e regular, sendo que dois pontos foram classificados com qualidade inferior (SOCE03 e MOGI04) e um ponto foi reclassificado em um nível de qualidade acima (SOVO02).

De acordo com Schmidt-Kloiber e Nijboer (2004), a subestimação de uma classe de qualidade ecológica pode conduzir, por um lado, a investimentos desnecessários na restauração do ambiente. Por outro lado, a superestimação da qualidade ambiental pode resultar em degradação ecológica do corpo d'água, uma vez que nenhuma medida de recuperação é adotada, embora seja necessária. Entretanto, para os resultados obtidos estes riscos podem ser descartados, pois, além das divergências da classificação aos níveis de sub-família e tribo terem sido pequenas em relação à classificação com base no nível de identificação genérico, trata-se de ambientes que se encontram na interface boa e regular de qualidade.

Embora, à medida em que se refinou a identificação taxonômica, tenha ocorrido um decréscimo na capacidade de algumas métricas investigadas em encontrar divergências entre as classes, todos os parâmetros adequaram-se ao refinamento taxonômico e mostraram distinções razoáveis entre os ambientes. Segundo Schmidt-Kloiber e Nijboer (2004), as métricas que incluem valores de abundância ou número total de táxons, como índices de riqueza, composição e diversidade, são aplicáveis em todos os níveis de resolução taxonômica na análise de um multimétrico, justamente por permitirem distinções entre classes de qualidade ecológicas. Além disso, a análise dos valores de todas as métricas calculadas, de acordo com o tratamento taxonômico II, para os três ambientes que obtiveram classificação diferente da originariamente proposta (ICB_{RIO}), mostrou que os resultados de S , H' , ICS e S_{sens} apresentaram valores superiores e o T/DT foi inferior no SOVO02, ponto localizado no rio Sorocaba, no município de Votorantim (MARTINS, 2006) quando comparado aos pontos MOGI04 (rio Mogi-Guaçu) e

SOCE03 (rio Sorocaba, na captação de Cerquilho), o que também pode ser estendido aos demais pontos classificados como regulares. Tais resultados, aliados às análises das variáveis ambientais, poderiam justificar a nova classificação.

Essas observações sugerem que o ICB pode ser analisado ao nível genérico desde que as faixas de qualidade sejam adequadas ao refinamento taxonômico. Porém o emprego da identificação da taxocenose Chironomidae aos níveis de sub-família e tribo ainda é melhor indicado, uma vez que seus resultados demonstraram maior eficiência em discriminar as classes de qualidade ambiental e em função da economia em recursos financeiros e humanos advinda de tal tratamento taxonômico.

Apesar de não terem sido feitas contagens do tempo gasto durante a identificação dos organismos aos níveis de sub-família, tribo e gênero, o esforço taxonômico despendido durante a identificação genérica pôde ser quantificado em função dos benefícios que estes dados ofereceram ao permitir a discriminação entre os pontos. Como exposto anteriormente, o refinamento taxonômico não trouxe informações adicionais relevantes ao diagnóstico da qualidade ambiental. Em contrapartida, a identificação ao nível genérico ocupou aproximadamente 2/3 do tempo total empregado na contagem e identificação de Chironomidae.

Em relação às novas composições do ICB, com a substituição dos valores de Riqueza pelos de Riqueza de Chironomidae (abordagem C), com a troca do Ssens pelo Ssens' (abordagem D) e com a substituição simultânea das faixas de valores do S e Ssens, respectivamente, pelas de S_{Chi} e Ssens' (abordagem E), foram observadas pequenas diferenças na sensibilidade em discernir o gradiente de qualidade ambiental.

O índice riqueza de Chironomidae (S_{Chi}) não demonstrou eficiência em discriminar as classes de qualidade, uma vez que a classe ótima foi totalmente encoberta pela amplitude do intervalo de confiança da classe boa. Segundo Lenat (1983) os valores desta métrica nem sempre declinam à medida em que o ambiente se torna mais degradado. A poluição moderada e a sedimentação podem, na verdade, provocar aumentos no seu valor. Por estas razões o autor considera difícil o emprego desse parâmetro em avaliações biológicas e aconselha seu uso com cautela. Os novos valores assumidos pelos intervalos de confiança do Índice de Diversidade de Shannon-Wiener, Índice de Comparação Seqüencial, da Dominância de Grupos Tolerantes e Riqueza de Táxons Sensíveis, nesta abordagem, foram irrelevantes à sensibilidade desses parâmetros ao gradiente de qualidade ambiental quando comparados aos valores obtidos na

abordagem A, que corresponde à classificação dos pontos com base no ICB_{RIO} original, cuja identificação de Chironomidae restringiu-se aos níveis de sub-família e tribo.

A tentativa de refinar a sensibilidade da Riqueza de Táxons Sensíveis ao gradiente ambiental, a partir da inserção de possíveis indicadores em seu cálculo foi frustrada à medida em que as faixas de valores dos intervalos de confiança não permitiram melhor distinção entre as classes de qualidade ao observar-se os resultados obtidos para o Ssens original.

Como mencionado anteriormente, a reclassificação dos pontos nas abordagens D e E foi idêntica à obtida na abordagem B, com a adequação das faixas ao nível genérico e, por conseqüência, os valores médios dos intervalos de confiança referentes ao Índice de Diversidade de Shannon-Wiener, Índice de Comparação Seqüencial e a Dominância de grupos tolerantes foram iguais.

6 CONCLUSÕES

Tendo por objetivo o diagnóstico das condições ambientais, com redução de custos e tempo de manipulação das amostras, mas com informações científicas relevantes que subsidiem os tomadores de decisão, o presente trabalho vem descartar o emprego do nível de resolução genérico na identificação das larvas de Chironomidae, uma vez que o ganho em informação não tornou o diagnóstico mais preciso. Os resultados expostos confirmaram a aplicabilidade do ICB_{RIO} com a identificação deste grupo aos níveis de sub-família e tribo na avaliação da qualidade ambiental, demonstrando não serem necessárias eventuais alterações nos seus moldes. Entretanto, novos estudos abrangendo outros pontos de coleta e um maior conjunto de dados são necessários para ratificar tais conclusões.

REFERÊNCIAS

ADRIAENSSENS, V.; SIMONS, F.; NGUYEN, L. T. H.; GODDEERIS, B.; GOETHALS, P. L. M.; DE PAUW, N. Potential of bioindication of chironomid communities for assessment of running water quality in Flanders (Belgium). **Belgian Journal of Zoology**, Antuerpia, v. 134, p. 15-24, 2004.

APHA/AWWA/WEF (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION/AMERICAN WATER WORK ASSOCIATION/ WATER ENVIRONMENT FEDERATION). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20th. ed. Washington: APHA/AWWA/WEF, 1998, 1220 p.

ARSCOTT, D. B.; JACKSON, J. K.; KRATZER, E. B. Role of rarity and taxonomic resolution in a regional and spatial analysis of stream macroinvertebrates. **Journal of the North American Benthological Society**, Lawrence, v. 25, p. 977-997, 2006.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS **Proposed standard guide for conducting solid-phase sediment toxicity tests with freshwater invertebrates**. Philadelphia: American Society for Testing and Materials, 1988. 51 p.

BAILEY, R. C.; NORRIS, R.; REYNOLDSON, T. B. Taxonomic resolution of benthic macroinvertebrate communities in bioassessments. **Journal of the North American Benthological Society**, Lawrence, v. 20, p. 280-286, 2001.

BARBOUR, M. T.; GERRITSEN, J. Subsampling of benthic samples: a defense of the fixed-count method. **Journal of the North American Benthological Society**, Lawrence, v. 15, p. 386-391, 1996.

_____.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B. D.; STRIBLING, J. B. **Revision to rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: periphyton, benthic, macroinvertebrates, and fish**. Washington: Environmental Protection Agency; Assessment and watershed protection division, 1997. (EPA 841-D-97-002)

_____.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B.D.; STRIBLING, J.B. **Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish**. Washington: Environmental Protection Agency; Office of Water, 1999. (EPA 841-B-99-002)

Programa Biota/Fapesp. Disponível em: <<http://www.biota.org.br>>. Acesso em: 7 jul. 2007.

- BOWMAN, M. F.; BAILEY, R. C. Does taxonomic resolution affect the multivariate description of the structure of freshwater benthic macroinvertebrate communities? **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 54, p. 1802-1807, 1997.
- BRAGA, B.; PORTO, M.; TUCCI, C. E. M. Monitoramento de quantidade e qualidade das águas. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. São Paulo: Escrituras Editora, 2006. cap. 5, p. 145-160.
- BRANCO, S. M. A água e o Homem. In: PORTO, R. L.; BRANCO, S. M.; COIMBRA, R. M.; EIGER, S.; LUCIO, S. J.; NOGUEIRA, V. R. Q.; PORTO, M. F. A. **Hidrobiologia Ambiental**. São Paulo: Ed. da USP: Associação Brasileira De Recursos Hídricos, 1991. p. 1-25.
- BRAZNER, J. C.; BEALS, E. W. Patterns in fish assemblages from coastal wetland and beach habitats in Green Bay, Lake Michigan: A multivariate analysis of abiotic and biotic forcing factors. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, Ottawa, v. 54, p. 1743-1761, 1997
- BRINKHURST, R. O.; MARCHESE, M. R. **Guia para la identificación de oligoquetos acuáticos continentales de sud y centroamerica**. 2. ed. Santo Tomé: Colección CLIMAX, 1992. 207 p.
- BUNN, S. E.; EDWARD, D. H.; LONERAGAN, N. R. Spatial and temporal variation in the macroinvertebrate fauna of streams of the northern jarrah forest, Western Australia: Community structure. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 16, p. 67-91, 1986.
- CAIRNS JR, J.; DICKSON, K. L. A simple method for the biological assessment of the effects of waste discharges on aquatic bottom-dwelling organisms. **Journal of the Water Pollution Control Federation**, New York, v. 43, p. 755-772, 1971.
- CAO, Y.; WILLIAMS, D. D.; WILLIAMS, N. E. How important are rare species in aquatic community ecology and bioassessment? **Limnology and Oceanography**, Grafton, v. 43, p. 1403-1409, 1998.
- CARVALHO, A. L.; CALIL, E. R. Chaves de identificação para as famílias de Odonata (Insecta) ocorrentes no Brasil, adultos e larvas. **Papéis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, v. 41, n. 15, p. 223-241, 2000.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **L5.306 Determinação de pigmentos fotossintetizantes, Clorofila *a,b* e *c* e Feofitina *a***. São Paulo, 1990. 22 p. (Norma Técnica)

_____. **L6.160 Sedimentos:** Determinação da distribuição granulométrica - Método de Ensaio. São Paulo, 1995. 15 p. (Norma Técnica)

_____. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo. 2002.** São Paulo: CETESB, 2003. 271 p. (Série Relatórios)

_____. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo. 2003.** São Paulo: CETESB, 2004. 278 p. (Série Relatórios)

_____. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo. 2004.** São Paulo: CETESB, 2005. 268 p. (Série Relatórios)

_____. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo. 2005.** São Paulo: CETESB, 2006. 492 p. (Série Relatórios)

CLEMENTS, W. H.; CHERRY, D. S.; CAIRNS JR., J. Impact of heavy metals on insect communities in streams: a comparison of observational and experimental results. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 45, p. 2017-2025, 1998.

CONNOLLY, N. M.; CROSSLAND, M. R.; PEARSON, R. G. Effect of low dissolved oxygen on survival, emergence, and drift of tropical stream macroinvertebrates. **Journal of the North American Benthological Society**, Lawrence, v. 23, p. 251-270, 2004.

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

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

EPLER, J.H. **Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of Florida.** Tallahassee: Florida Dept. Environ. Protection. 1995. 308 p.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 1998. 602 p.

FAGUNDES, R. C. **Avaliação da qualidade da água do rio Sorocaba, S.P. e seu afluente Ipanema, através de organismos zoobentônicos**. 1997. 114 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1997.

_____; SHIMIZU, G. Y. Avaliação da qualidade da água do rio Sorocaba – SP, através da comunidade bentônica. **Revista Brasileira de Ecologia**, Rio Claro, v. 1, p. 63-66, 1997.

FERNÁNDEZ, H.R.; DOMÍNGUEZ. **Guia para la determinación de los artrópodos bentônicos sudamericanos**. Tucumán: Universidad Nacional de Tucumán, 2001. 283 p.

FERRARO, S. P.; COLE, F. A. Taxonomic level sufficient for assessing a moderate impact on macrobenthic communities in Puget Sound, Washington, USA. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 49, p. 1184-1188, 1992.

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

GABRIELS, W.; GOETHALS, P. L. M.; DE PAUW, N. Implications of taxonomic modifications and alien species on biological water quality assessment as exemplified by the Belgian Biotic Index method. **Hydrobiologia**, Bucuresti, v. 542, p. 137-150, 2005.

GAYRAUD, S.; STATZNER, B.; BADY, P.; HAYBACH, A.; SCHÖLL, F.; USSEGLIO-POLATERA, P.; BACCHI, M. Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of alternative metrics. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 48, p. 2045-2064, 2003.

GUEROLD, F. Influence of taxonomic determination level on several community indices. **Water Research**, New York, v. 34, p. 487-492, 2000.

HELLAWELL, J. M. **Biological indicators of freshwater pollution and environmental management**. New York: Elsevier Applied Science, 1989. 546 p. (Pollution Monitoring Series)

HENRIQUE-MARCELINO, R. M.; LOPES, C. F.; MILANELLI, J. C. C.; JOHNSCHER-FORNASARO, G.; MORAES, A. C.; BRUNI, A. C.; CUTRUPI, S. **Macrofauna bentônica de água doce: avanços metodológicos**. São Paulo: CETESB, 1992. 16 p. (Relatório Técnico)

HILSENHOFF, W. L. Rapid Field Assessment of Organic Pollution with a Family-Level Biotic Index. **Journal of the North American Benthological Society**, Lawrence, v. 7, p. 65-68, 1988.

HUGHES, B. D. The influence of factors other than pollution on the value of Shannon's diversity index for benthic macroinvertebrates in streams. **Water Research**, New York, v. 12, p. 359-364, 1978.

JOHNSON, R. K.; WIEDERHOLM, T.; ROSENBERG, D. M. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations and species assemblages of benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (Ed.). **Freshwater biomonitoring and benthic Macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall, 1993. p. 40-158.

JOLY, C. A.; BICUDO, C. E. .M. (Org.). **Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX. 4: Invertebrados de Água Doce**. São Paulo: FAPESP, 1999. 176 p.

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

KING, R. S.; RICHARDSON, C. J. Evaluating subsampling approaches and macroinvertebrate taxonomic resolution for wetland bioassessment. **Journal of the North American Benthological Society**, Lawrence, v. 21, p. 150-171, 2002.

LEGENDRE, P. **Program K-means user's guide**. Département de Sciences Biologiques, Université de Montréal, 2001. 10 p.

_____; ELLINGSEN, K. E.; BJORNBO, E.; CASGRAIN, P. Acoustic seabed classification: improved statistical method. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Oxford, v. 59, p. 1085-1089, 2002.

LENAT, D. R. Chironomid taxa richness: Natural variation and use in pollution assessment. **Freshwater Invertebrate Biology**, Lawrence, v. 2, p. 192-198, 1983.

_____. Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. **Journal of the North American Benthological Society**, Lawrence, v. 7, p. 222-233, 1988.

_____.; RESH, V. H. Taxonomy and stream ecology – the benefits of genus and species-level identifications. **Journal of the North American Benthological Society**, Lawrence, v. 20, p. 287-298, 2001.

LINDEGAARD, C. Classification of water-bodies and pollution. In: ARMITAGE, P.; CRANSTON, P. S.; PINDER, L. C. V. (Ed.). **The Chironomidae: The biology and ecology of non-biting midges**. London: Chapman & Hall, 1995. p. 385-404.

LORENZ, C. M.; VAN DIJK, G. M.; VAN HATTUM, A. G. M.; CONFINO, W. P. Concepts in River Ecology: Implications for Indicator Development. **Regulated Rivers: Research & Management**, Chichester, v. 13, n. 6, p. 501-516, 1997.

MANDAVILLE, S. M. Bioassessment of Freshwaters using Benthic Macroinvertebrates – a Primer, 2000. Disponível em: <[http://www.chebucto.ns.ca/ Science/SWCS/SWCS.html](http://www.chebucto.ns.ca/Science/SWCS/SWCS.html)>. Acesso em: 12 jul. 2005.

MANDAVILLE, S.M. **Benthic Macroinvertebrates in Freshwater** - Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols, Project H - 1. Nova Scotia: Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax, 2002. 47 p.

MARCHANT, R; BARMUTA, L. A.; CHESSMAN, B. C. Influence of sample quantification and taxonomic resolution on the ordination of macroinvertebrate communities from running waters in Victoria, Australia. **Marine and Freshwater Research**, Melbourne, v. 46, p. 501-506, 1995.

_____. Do rare species have any place in multivariate analysis for bioassessment? **Journal of the North American Benthological Society**, Lawrence, v. 21, p. 311-313, 2002.

MARSHALL, J. C.; STEWARD, A. L.; HARCH, B. D. Taxonomic resolution and quantification of freshwater macroinvertebrate samples from an Australian dryland river: the benefits and costs of using species abundance data. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 572, p. 171-194, 2006.

MARTINS, E. G. Efeitos do refinamento taxonômico em Chironomidae (Diptera) no monitoramento da qualidade dos rios através do Índice de Comunidade Bentônica. 2006. 59 p. Monografia (Trabalho de Conclusão do Curso de Ciências Biológicas) - Centro Universitário FIEO, Osasco, 2006.

MENDES, H. F.; PINHO, L. C. **Diptera: Chironomidae**. Disponível em: <<http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/chironomidae/chiroindex.htm>>. Acesso em: 12 mar. 2007.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. **An introduction to the Aquatic Insects of North America**. Dubuque: Kendall/Hunt Publishing, 1984. 722 p.

NORRIS, R. H.; GEORGES, A. Analysis and interpretation of benthic macroinvertebrates surveys. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (Ed.). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall, 1993. p. 234-286.

PAGGI, A. C. Diptera: Chironomidae. In: Editorial Universitaria de Tucumán. **Guía para la determinación de los Artrópodos Bentónicos Sudamericanos**. Tucumán, 2001. p. 167- 193. (Serie: Investigaciones de la UNT)

PENNAK, R. W. **Freshwater invertebrates of the United States: Protozoa to Mollusca**. 3rd ed. New York: John Wiley, 1989. 628 p.

PINDER, L. C. V. Biology of freshwater chironomidae. **Annual Reviews of Entomology**, Palo Alto, v. 31, p. 1-23, 1986.

PLAFKIN, J. L.; BARBOUR, M. T.; PORTER, K. D.; GROSS, S. K.; HUGHES, R. M. **Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish**. Washington: Environmental Protection Agency; Assessment and watershed protection division. 1989. 190 p.

PRATT, J. M., COLER, R. A.; GODFREY, P. J. Ecological effects of urban stormwater runoff on benthic macroinvertebrates inhabiting the Green River, Massachusetts. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 83, p. 29-42, 1981.

QUEIROZ, J. F.; TRIVINHO-STRIXINO, S.; NASCIMENTO, V. M. C. **Organismos bentônicos bioindicadores da qualidade das águas da bacia do médio São Francisco**. São Paulo: EMBRAPA MEIO AMBIENTE, 2000, n. 3, 4 p. (Comunicado Técnico)

RABENI, C. F.; WANG, N. Bioassessment of streams using macroinvertebrates: Are the chironomidae necessary? **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 71, p. 177-185, 2001.

RAE, J. G. Chironomidae midges as indicators of organic pollution in the Scioto River Basin. **Ohio Journal of Science**, Columbus, v. 89, p. 5-9, 1989.

RESH, V. H.; MCELRAVY, E. P. Contemporary quantitative approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (Ed.). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall, 1993. p. 159-194.

_____; JACKSON, 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, 1993. p. 195-233.

_____; NORRIS, R. H.; BARBOUR, M. T. Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. **Australian Journal of Ecology**, Carlton, v. 20, p. 108-121, 1995.

_____; BÊCHE, L. A.; MCELRAVY, E. P. How common are rare taxa in long-term benthic macroinvertebrate surveys? **Journal of the North American Benthological Society**, Lawrence, v. 24, p. 976-989, 2005.

ROACH, A. C.; JONES, A. R.; MURRAY, A. Using benthic recruitment to assess the significance of contaminated sediments: the influence of taxonomic resolution. **Environmental Pollution**, Barking, v. 112, p. 131-143, 2001.

RODRIGUEZ, M. A.; LEWIS JR., W. M. Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the Orinoco River. **Ecology**, Tempe, v. 67, p. 109-128, 1986.

ROQUE, F. O.; CORBI, J. J.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Considerações sobre a utilização de larvas de Chironomidae (Diptera) na avaliação da qualidade da água de córregos do Estado de São Paulo. In: ESPINDOLA, E. L. G.; BOTTA-PASCHOAL, C. M. R.; ROCHA, O.; BOHRER, M. B. C.; OLIVEIRA-NETO, A. L. de (Ed.). **Ecotoxicologia: Perspectivas para o século XXI**. São Carlos: RiMa, 2000. p. 115-126.

ROSENBERG, D. M.; RESH, V. M. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (Ed.). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall, 1993. p. 1-9.

ROSENBERG, D. M.; DAVIES, I. J.; COBB, D. G.; WIENS, A. P. **Protocols for measuring biodiversity: Benthic macroinvertebrates in fresh waters**. Dept. of Fisheries and Oceans, Freshwater Institute, Winnipeg, Manitoba. 1997. Disponível em: <<http://www.eman-rese.ca/eman/ecotools/protocols/freshwater/benthics>>. Acesso em: 12 jul. 2005.

SANDERS, T. G.; WARD, R. C.; LOFTIS, J. C.; STEELE, T. D.; ADRIAN, D. D.; YEVJEVICH, V. **Design of networks for monitoring water quality**. Littleton: Water Resources Publications, 1983. 336 p.

SANSEVERINO, A. M.; NESSIMIAN, J. L. Hábitats de larvas de Chironomidae (Insecta, Diptera) em riachos de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. **Acta Limnologica Brasiliensia**, São Carlos, v 13, p. 29-38, 2001.

SCHMIDT-KLOIBER, A.; NIJBOER, R. C. The effect of taxonomic resolution on the assessment of ecological water quality classes. **Hydrobiologia**, Bucuresti, v. 516, p. 269-283, 2004.

SCHÄFER, A. **Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais**. Porto Alegre: Editora da Universidade, 1985. 532 p.

SHEPHERD, G. J. UNICAMP: Campinas: **FITOPAC versão 1.6**. Software de ordenação e classificação. 2004.

SIMPSON, K. W.; BODE, R. W. **Common larvae of Chironomidae (Diptera) from New York State Streams and Rivers, with particular reference to the fauna of artificial substrates**. New York. New York of the State Museum. The University of the State of New York, 1980. 105 p. (Bulletin, 439).

SPIES, M.; REISS, F. Catalog and bibliography of neotropical and mexican chironomidae. **Spixiana**, Munchen, suppl. 22, p. 61-119, 1996.

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

TER BRAK, C. J. F. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. **Ecology**, Tempe, v. 67, p. 1167-1179, 1986.

_____.; PRENTICE, I. C. A theory of Gradient Analysis. **Advances in Ecological Research**, London, v. 18, p. 271-317, 1988.

THORP, J. H.; COVICH, A. P. **Ecology and classification of north american freshwater invertebrates**. Boston: American Press, 1991. 911 p.

TRIVINHO-STRIXINO, S., STRIXINO, G. **Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo. Guia de identificação e diagnose dos gêneros**. São Carlos: PPG/ERN/UFSCar, 1995. 229 p.

USEPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). **Test methods for evaluating solid waste , SW- 846**. 1986. Disponível em: <<http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/main.htm>>. Acesso em: 12 jul. 2005.

_____. (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). **Test methods for evaluating solid waste , SW- 846**. 1994. Disponível em: <<http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/main.htm>>. Acesso em: 12 jul. 2005.

_____. (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). **Test methods for evaluating solid waste , SW- 846**. 1998. Disponível em: <<http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/main.htm>>. Acesso em: 25 mar. 2006.

VALENTIM, J. L. **Ecologia numérica**: Uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2000. 117 p.

VERDONSCHOT, P. F. M. Integrated ecological assessment methods as basis for sustainable catchment management. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 422/423, p. 389-412, 2000.

WASHINGTON, H. G. Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. **Water Research**, New York, v. 18, n. 6, p. 653-694, 1984.

WHITFIELD, J. Vital signs. **Nature**, London, v. 411, n. 28, p. 989-900, 2001.

WIGGINS, G. B. **Larvae of the North American caddisfly genera (Trichoptera)**. 2nd ed. Toronto: University of Toronto Press, 1996. 401 p.

WILHM, J. L.; DORRIS, T. C. Biological parameters for water quality criteria. **BioScience**, Washington, v. 18, n.6, p. 477-481, 1968.

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

ANEXOS

Anexo 1 – Densidade dos táxons de macroinvertebrados bentônicos amostrados em cada réplica dos pontos de coleta, com a identificação das larvas de Chironomidae ao nível de sub-família/tribo

(continua)

Táxons/Pontos	PIRA05			PARB04			MOGI04			JUQI98			TIET97			TIET03		
	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3
Bryozoa																		
Fredericellidae													134	218	252			
Paludicellidae																2899	294	504
Plumatellidae																		336
Nemertinea													252	436	268	546		420
Turbellaria				546	1177	84							34			2689		1261
Anellida																		
Oligochaeta																		
Naididae	6723	849476	1191015	2227	17144	252	546	168	882	17	50	17	154	858	543	8278	546	21850
Narapidae		84																
Opistocystidae					252													252
Tubificidae cqc	252	22859	107235	84	84							369				42	84	168
Tubificidae sqc	29540	1318251	2699197	4034	9539	1261	168	252	966				417	1156	4223	6597	1471	8782
Hirudinea																		
Glossiphoniidae				42	924		42						352	537	537	546	42	1219
Hirudinidae	42	42																
Hydracarina							42	84	210		17		285	386	84	252		42
Mollusca																		
Bivalvia																		
Corbiculidae				42														
Hyriidae														17				
Mycetopodidae																		42
Sphaeriidae					84		2059	84	3362			17		50	17		378	210
Gastropoda																		
Ancylidae				210	1765	84							34	151	302	6009		126
Physidae	42	84																
Planorbidae				42											17	462		1261
Thiaridae								42	42									

Anexo 1 – Densidade dos táxons de macroinvertebrados bentônicos amostrados em cada réplica dos pontos de coleta, com a identificação das larvas de Chironomidae ao nível de sub-família/tribo

(continuação)

Táxons/Pontos	PIRA05			PARB04			MOGI04			JUQI98			TIET97			TIET03			
	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	
Arthropoda																			
Coleoptera																			
Elmidae							42		42	34	67	84							
Gyrinidae														17			126		
Diptera																			
Athricidae													17						
Brachycera		84											50						
Ceratopogonidae							252			235	587	453				42		504	
Chironomidae																			
Chironominae																			
Chironomini	14833	103201	139506	1135	4496	252	294	42	336	420	1208	2064	554	1460	5907	9833	2773	17480	
Tanytarsini				420	3278					42	17	369	722	1040	1779	789	5168	924	2311
Tanytopodinae							42	210	84	101	470	117	101	185		3698	84	1597	
Orthochadiinae				84	42		42	42			34	252	503	1946		5463	252	462	
Dolichopodidae																	84		
Empididae														470	386	17	210	42	168
Psychodidae			168																
Ephemeroptera																			
Baetidae														67	50		420		294
Caenidae																	84		42
Ephemeridae										34		34							
Leptohyphidae							84							302	453		168		336
Lepidoptera																			
Pyrilidae					42														
Odonata																17			
Coenagrionidae					84												42		
Gomphidae							84	210	126			17					42	42	
Plecoptera																			
Grypopterigidae															218				42

Anexo 1 – Densidade dos táxons de macroinvertebrados bentônicos amostrados em cada réplica dos pontos de coleta, com a identificação das larvas de Chironomidae ao nível de sub-família/tribo

(conclusão)

Táxons/Pontos	PIRA05			PARB04			MOGI04			JUQI98			TIET97			TIET03		
	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3
Trichoptera																		
Hydropsychidae													17					
Hydroptilidae														50		168		
Leptoceridae							336	294						34		84		168
Polycentropodidae											34							

Anexo 2 – Densidade dos gêneros de Chironomidae amostrados em cada réplica dos pontos de coleta

(continua)

Táxons/Pontos	PIRA05			PARB04			MOGI04			JUQI98			TIET97			TIET03		
	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3
Chironominae																		
<u>Chironomini</u>																		
<i>Aedokritus</i>												34						
<i>Axarus</i>														352	235			
<i>Beardius</i>														134	84		42	42
<i>Chironomus</i>	14581	102865	139170	672	2647	168	42				17					268	882	42
<i>Cladopelma</i>											17	168	252				117	
<i>Cryptochironomus</i>	126			84			210		210	17	67	101	34	285	134	126	504	1303
<i>Dicrotendipes</i>				42	42													
<i>Endotribelos</i>											34	17				17	168	
<i>Fissimentum</i>											268	117	50		101		42	84
<i>Goeldichironomus</i>																	168	
<i>Harnischia</i>							42		42			17				17	294	
<i>Lauterborniella</i>						42								134		798	42	4580
<i>Nilothauma</i>																	17	
<i>Parachironomus</i>		336	336	84	1807									17	50		546	168
<i>Paracladopelma</i>									42		17	50						
<i>Paralauterborniella</i>										34	369	1024				185	924	1639
<i>Polypedilum</i>	126			168		42			42	84	386	436	17	554	5118	5589	504	11303

Anexo 2 – Densidade dos gêneros de Chironomidae amostrados em cada réplica dos pontos de coleta

(continuação)

Táxons/Pontos	PIRA05			PARB04			MOGI04			JUQI98			TIET97			TIET03		
	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3
<i>Saetheria</i>										34	67							
<i>Stenochironomus</i>								42									168	
<i>Xestochironomus</i>															34			
<i>Zavreliella</i>				84											17	42		
Chironomini n.i.												17				42		42
<u>Tanytarsini</u>																		
<i>Caladomyia</i>										17	218	17		503	1177	42	84	
<i>Rheotanytarsus</i>				168	672					17	17	956	1510		714	210	1177	
<i>Stempelinella</i>										50	67				42			
<i>Stempellina</i>										117	285		34	134	1261	672	1008	
<i>Tanytarsini</i> gên. B										34	34							
<i>Tanytarsus</i>				252	2605				42	17	134	84	34	117	134	1639		42
Tanytarsini n.i.												17	34	117	17	336		
<i>Tanypodinae</i>																		
<i>Ablabesmyia</i>											67	34				1975		84
<i>Clinotanypus</i>																252		
<i>Coelotanypus</i>							42	126	42	17	50							
<i>Denopelopia</i>												17						
<i>Djalmabatista</i>								42	42	50	185	17					84	
<i>Labrundinia</i>								42						17		798		42
<i>Larsia</i>										84			17		294		1177	
<i>Paramerina</i>															84			
<i>Pentaneura</i>													84	151		252		210
<i>Tanypus</i>										34	84	34						
<i>Zavrelimyia</i>																		42
Tanypodinae n.i.													17		17		42	42
<i>Orthochadiinae</i>																		
<i>Corynoneura</i>														17		504		
<i>Cricotopus</i>									42			134	386	1879		3152	210	
<i>Lopescladius</i>							42						67	50		42	42	210

Anexo 2 – Densidade dos gêneros de Chironomidae amostrados em cada réplica dos pontos de coleta

(conclusão)

Táxons/Pontos	PIRA05			PARB04			MOGI04			JUQI98			TIET97			TIET03		
	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3
<i>Nanocladius</i>					42							17	34			84		252
<i>Parakiefferiella</i>										34	101							
<i>Thienemaniella</i>				84										17		1681		

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)