

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E
RECURSOS NATURAIS

AVALIAÇÃO DE DEFORMIDADES MORFOLÓGICAS EM LARVAS
DE *Chironomus* (DIPTERA, CHIRONOMIDAE) NA BACIA DO RIO
PIRACICABA E SUA APLICAÇÃO NO BIOMONITORAMENTO

Fabiana Bonani

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para a obtenção do título de mestre em Ecologia.

São Carlos, SP
2010

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E
RECURSOS NATURAIS

AVALIAÇÃO DE DEFORMIDADES MORFOLÓGICAS EM LARVAS
DE *Chironomus* (DIPTERA, CHIRONOMIDAE) NA BACIA DO RIO
PIRACICABA E SUA APLICAÇÃO NO BIOMONITORAMENTO

Fabiana Bonani

Orientador: Profa. Dra. Alaide Aparecida Fonseca Gessner

São Carlos, SP
2010

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da
Biblioteca Comunitária da UFSCar**

B697ad

Bonani, Fabiana.

Avaliação de deformidades morfológicas em larvas de *Chironomus* (Diptera, Chironomidae) na bacia do rio Piracicaba e sua aplicação no biomonitoramento / Fabiana Bonani. -- São Carlos : UFSCar, 2010.
80 f.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2010.

1. Ecologia aquática. 2. Biomonitoramento. 3. Fauna bentônica. 4. Poluição. 5. Chironomidae. I. Título.

CDD: 574.5263 (20ª)

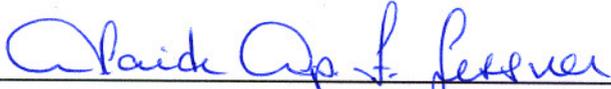
Fabiana Bonani

**AVALIAÇÃO DE DEFORMIDADES MORFOLÓGICAS EM LARVAS DE
Chironomus (DIPTERA, CHIRONOMIDAE) NA BACIA DO RIO PIRACICABA
E SUA APLICAÇÃO NO BIOMONITORAMENTO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovada em 06 de maio de 2010

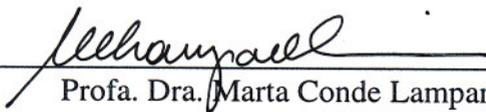
BANCA EXAMINADORA

Presidente 

Profa. Dra. Alaide Ap. Fonseca Gessner
(Orientadora)

1º Examinador 

Profa. Dra. Susana Trivinho Strixino
PPGERN/UFSCar

2º Examinador 

Profa. Dra. Marta Conde Lamparelli
CETESB/São Paulo-SP

*Dedico este trabalho ao meu filho Heitor Yuji,
Que ainda em meu ventre já é muito amado*

*Aos meus pais Francisco e Aparecida,
Pelo amor e apoio incondicionais*

*Ao Fabio,
Pelo seu amor e paciência*

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todas as pessoas que participaram diretamente e indiretamente no desenvolvimento e finalização deste trabalho, que me trouxe muita realização pessoal e profissional.

À Profa. Dra. Alaíde Aparecida Fonseca Gessner, pela orientação deste trabalho, paciência e compreensão no meu processo de aprendizagem. Seu carinho e generosidade também estiveram presentes em todos os momentos mais difíceis.

À Dra. Mônica Luiza Kuhlmann, pela co-orientação do trabalho, dedicação e amizade, fundamentais para a concretização de mais uma etapa da minha vida.

À Profa. Dra. Susana Trivinho Strixino, Profa. Dra. Odete Rocha e Profa. Dra. Maria da Graça Gama Melão, pelas valiosas sugestões no Exame de Qualificação.

À Dra. Marta Condé Lamparelli e novamente à Dra. Susana Trivinho Strixino, por aceitaram fazer parte da minha banca de defesa.

À Msc. Maria Amália Cavinatto, pela amizade e pronto auxílio na revisão do texto em língua inglesa.

À CETESB, companhia que me cedeu espaço e oportunidade para desenvolver este trabalho, financiando as coletas e todo material para a análise das amostras.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES, pelo auxílio financeiro através da concessão de bolsa.

Aos amigos da CETESB, Adriana, Carmo, Celinha, Denise, Emerson, Guiomar, Helena, Lucy e William, por todo apoio e carinho.

À minha família querida, pais (Aparecida e Francisco), futuro marido (Fabio), irmãos (Fernando e Franklin), tia (Sandra), pelo amor, carinho, auxílio psicológico e compreensão nos momentos de ausência e estresse.

Às amigas Adriana, Ana Célia, Claudia, Lia e Renata, que sempre estiveram ao meu lado, me apoiando e me confortando nos momentos difíceis.

À Vilma, Josefa, Ilka e Marcina da equipe da Econsult, pelo apoio e auxílio profissional.

SUMÁRIO

1. Introdução	11
1.1. Os macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade da água e do sedimento	12
1.2. O uso de deformidades morfológicas em larvas de Chironomidae	13
2. Objetivos	17
3. Material e Métodos	18
3.1. Área de Estudo	18
3.1.1. Características dos pontos de amostragem	25
3.2. Procedimentos de Coleta e de Análises	31
3.2.1. Análises físicas, químicas e bacteriológicas	34
3.2.2. Testes ecotoxicológicos e de mutagenicidade	35
3.2.2.1. <i>Hyalella azteca</i>	36
3.2.2.2. <i>Chironomus sancticaroli</i>	37
3.2.2.3. Teste de mutagenicidade (Teste de Ames)	39
3.2.3. Análise da comunidade bentônica	39
3.2.4. Análise da incidência de deformidades morfológicas	40
3.3. Tratamento de dados	42
4. Resultados e Discussão	44
4.1. Análises físicas, químicas e bacteriológicas	44
4.1.1. Água de Superfície e de Fundo	44
4.1.2. Sedimento	48
4.2. Testes ecotoxicológicos e de mutagenicidade	51
4.3. Estrutura da comunidade bentônica	52
4.4. Incidência de deformidades morfológicas no mento de <i>Chironomus</i>	56
4.4.1. Larvas coletadas no sedimento	56
4.4.2. Larvas coletadas na vegetação	59
4.4.3. Larvas mantidas em laboratório	61
4.5. Análise Integrada	62
5. Considerações finais	66
6. Referências Bibliográficas	70

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização dos pontos de amostragem na bacia do rio Piracicaba, no estado de São Paulo.	20
Figura 2. Diagrama unifilar dos pontos de amostragem na bacia hidrográfica do rio Piracicaba, no estado de São Paulo.	21
Figuras 3 e 4. Foto do rio Piracicaba no Ponto 1 e da mata ciliar preservada.	25
Figuras 5 e 6. Foto do rio Piracicaba no Ponto 2 e da mata ciliar alterada.	26
Figuras 7 e 8. Foto do rio Piracicaba no Ponto 3 e do aspecto geral das matas ciliares.	26
Figuras 9 e 10. Foto do ribeirão Quilombo no Ponto 4 e da mata ciliar alterada.	27
Figuras 11 e 12. Fotos do ribeirão Quilombo no Ponto 5 com destaque para o acúmulo de tinta nas raízes das árvores.	27
Figuras 13 e 14. Fotos do ribeirão Jacuba e da mata ciliar alterada.	28
Figuras 15 e 16. Fotos da Lagoa Santa Clara.	29
Figuras 17 e 18. Fotos do ribeirão Quilombo no Ponto 8 e da mata ciliar alterada.	29
Figuras 19 e 20. Fotos do ribeirão Quilombo no Ponto 9 e da mata ciliar alterada.	30
Figuras 21 e 22. Fotos do ribeirão Tatu e da mata ciliar alterada.	30
Figura 23. <i>Hyalella azteca</i> , macho.	36
Figura 24. Larva de <i>Chironomus sancticaroli</i> .	39
Figura 25. Aspecto geral da larva de <i>Chironomus</i> .	40
Figura 26. Tipos de deformidades.	41
Figura 27. Lâminas com as cápsulas cefálicas de <i>Chironomus</i> .	42
Figura 28. Modelo de Ficha de dados brutos.	42
Figura 29. Densidade (ind/m ²) dos táxons da comunidade bentônica, na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba, Estado de São Paulo.	55
Figura 30. Dendograma obtido da análise de agrupamento por similaridade de Bray Curtis da comunidade bentônica dos pontos amostrados na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba, estado de São Paulo.	56
Figura 31. Incidência de deformidades do mento em larvas de <i>Chironomus</i> no sedimento, na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba, Estado de São Paulo.	58
Figura 32. Incidência de deformidades do mento em larvas de <i>Chironomus</i> associadas a vegetação, na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba, Estado de São Paulo.	61

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Pontos de amostragem na bacia hidrográfica do rio Piracicaba, no estado de São Paulo.	20
Tabela 2. Análises realizadas nas amostras de água e de sedimento nos pontos localizados na bacia do rio Piracicaba.	32
Tabela 3. Método de análise das análises físicas, químicas e bacteriológicas.	34
Tabela 4. Resultados das análises das variáveis físicas e químicas em água superficial e água de fundo, na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba, Estado de São Paulo.	47
Tabela 5. Resultados das análises para metais no sedimento, na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba, Estado de São Paulo.	49
Tabela 6. Resultados das análises complementares no sedimento, na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba, Estado de São Paulo.	50
Tabela 7. Classificação granulométrica das amostras de sedimentos segundo Shepard (1954), na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba, Estado de São Paulo.	50
Tabela 8. Resultados dos testes ecotoxicológicos e de mutagenicidade, na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba, Estado de São Paulo.	52
Tabela 9. Valores de densidade (ind/m^2) dos táxons da comunidade bentônica do sedimento, na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba, Estado de São Paulo.	54
Tabela 10. Resultados dos índices descritores da comunidade bentônica, na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba, Estado de São Paulo.	55
Tabela 11. Incidência de deformidades do mento em larvas de <i>Chironomus</i> no sedimento, na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba, Estado de São Paulo.	58
Tabela 12. Incidência de deformidades do mento em larvas de <i>Chironomus</i> no histórico do monitoramento da CETESB.	59
Tabela 13. Incidência de deformidades do mento em larvas de <i>Chironomus</i> associadas a vegetação, na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba, Estado de São Paulo.	60
Tabela 14. Incidência de deformidades no mento de <i>Chironomus sancticaroli</i> .	62

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Índice da Comunidade Bentônica para rios (ICB _{RIO}).	43
Quadro 2. Índice da Comunidade Bentônica para zona sublitoral de reservatórios (ICB _{RES-SL}).	43

RESUMO

A bacia hidrográfica do rio Piracicaba é considerada uma das mais poluídas do estado de São Paulo. Está localizada em uma região com alta densidade populacional e acentuado desenvolvimento da agroindústria e de indústrias químicas, têxteis, metalúrgicas, eletroeletrônicas, automotivas e de papel e celulose. Diante deste cenário, o objetivo deste trabalho foi analisar a incidência de deformidades morfológicas no mento de larvas de *Chironomus* em corpos d'água que integram esta bacia, principalmente na sub-bacia do ribeirão Quilombo. Foram realizadas análises de características físicas e químicas da água e do sedimento, testes ecotoxicológicos e de mutagenicidade e análise da comunidade bentônica em dez pontos de coleta, no mês de agosto de 2007. A influência dos esgotos domésticos nos pontos amostrados foi evidenciada através da análise da água superficial e de fundo, que no geral, apresentou resultados fora dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005. No sedimento foi detectada a presença de metais e de HPAs em concentrações acima dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 344/04, além de efeito tóxico agudo para larvas de *Chironomus sancticaroli* e *Hyaella azteca*. Melhor condição ambiental para a comunidade bentônica foi verificada no ribeirão Jacuba e no rio Piracicaba, a montante do ribeirão Quilombo, correspondendo às áreas mais preservadas. As maiores incidências de deformidades morfológicas no mento de *Chironomus* avaliadas nas amostras de sedimento foram verificadas em dois pontos localizados no rio Piracicaba (Pontos 2 e 3), a jusante do ribeirão Quilombo, com 25,3% e 36,3% de deformidades, respectivamente, sendo a falta de dentes o tipo mais comum. Através dos resultados da incidência de deformidades observada nas larvas de *Chironomus* coletadas na vegetação alguns pontos localizados nas sub-bacias dos ribeirões Quilombo e Tatu puderam ser mais bem avaliados, em termos de qualidade ambiental, pois no sedimento não havia número significativo de larvas. Na maioria dos pontos amostrados não foi verificada uma correspondência direta entre a frequência de deformidades e o nível bruto de contaminantes, a exceção do zinco. Sugere-se o valor de 2% como limite para a incidência natural de deformidades em ambientes não impactados, devendo ser realizadas novas investigações em locais de referência no país, visando a inclusão desta variável em programas de monitoramento da qualidade ambiental.

PALAVRAS CHAVE: Deformidade. Mento. Chironomidae. *Chironomus*. Bacia do rio Piracicaba. Biomonitoramento. Poluição.

ABSTRACT

The Piracicaba river basin is considered one of the most polluted in the state of São Paulo. It is located in a region with high population density in addition to great development of agribusiness and chemical, textiles, metals, electronics, automotive and paper industries. The objective of this study was to analyze the incidence of morphological deformities in the mentum of *Chironomus* larvae of this basin, especially in the basin of Quilombo stream. Physical and chemical analysis were performed in water and sediment, ecotoxicological and mutagenicity tests and analysis of the benthic community at ten sampling sites in August 2007. The influence of domestic sewage in the sampling sites was evidenced by analysis of surface and bottom water, which in general, gave results outside the limits established by CONAMA Resolution 357/2005. In the sediment it was detected the presence of metals and PAHs at higher concentrations than the limits established by CONAMA Resolution 344/04, besides the acute toxicity to *Chironomus sancticarloi* and *Hyaella azteca* larvae. The best environmental condition for the benthic community was observed in Jacuba stream and Piracicaba river, upstream of the Quilombo stream, which corresponds to the most preserved area. The major incidence of morphological deformities in the mentum of *Chironomus* evaluated in sediment samples were observed at two points located in the Piracicaba river (Points 2 and 3), downstream of the Quilombo stream, with 25.3% and 36.3% of deformities, respectively, and the lack of teeth was the most common type of deformity. In terms of environmental quality, *Chironomus* larvae collected in vegetation offered an additional parameter for some sites, because the sediment offered no significant number of larvae. In most of sampling sites it was not observed a direct correlation between the frequency of gross deformities and the level of contaminants, with the exception of zinc. It is suggested the value of 2% for the limit of natural incidence of deformities in non-impacted environments. Further investigations should be conducted in reference sites in the country, with the objective to include this variable in monitoring programs of environmental quality.

KEY WORDS: Deformity. Mentum. Chironomidae. *Chironomus*. Piracicaba river basin. Biomonitoring. Pollution.

1. INTRODUÇÃO

O aumento rápido das atividades agrícolas e industriais e o despejo intensivo de substâncias tóxicas nos ecossistemas aquáticos tem produzido amplas modificações da biota, gerando, como conseqüência, a necessidade crescente do acompanhamento das alterações na qualidade da água e do sedimento (REBOUÇAS, et. al. 2006).

Os organismos aquáticos são sensores fundamentais dos corpos d'água (LOEB; SPACIE, 1994) e fornecem informações mais completas do impacto dos contaminantes do que somente com as medidas físicas e químicas da água, pois estas registram apenas o momento em que foram coletadas, como uma fotografia do rio, necessitando assim de um grande número de análises para a realização de um monitoramento temporal eficiente (METCALFE, 1989).

O uso sistemático das respostas de organismos vivos para avaliar as mudanças ocorridas no ambiente, geralmente causadas por ações antropogênicas, é chamado de biomonitoramento (MATTHEWS et al., 1982).

Para analisar os aspectos biológicos dos ecossistemas são utilizados dados de laboratório, por meio de experimentação em sistemas simples com subsequente extrapolação para sistemas mais complexos, e também, de campo, através da medição da alteração da organização estrutural e funcional das comunidades biológicas ou dos ecossistemas (BUSS et al., 2003).

A utilização das respostas dos organismos é a base dos índices biológicos, sendo os bioindicadores as espécies escolhidas por sua sensibilidade ou tolerância aos diferentes agentes estressores, como poluição orgânica ou outro tipo de alteração antrópica (WASHINGTON, 1984). De acordo com Hudson e Ciborowski (1996), para um táxon ser útil no biomonitoramento, além de sua sensibilidade, é requisito que ele seja bem conhecido biologicamente e taxonomicamente.

Cada espécie emite uma resposta específica para um único agente tóxico, não existindo assim um organismo uniformemente “mais sensível” a todos os diferentes compostos tóxicos. Assim, uma mistura muito complexa de contaminantes pode afetar indiscriminadamente as comunidades aquáticas (SLOOF et al., 1983 apud ADMIRAAL et al., 2000).

1.1. Os macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade da água e do sedimento

Entre os componentes bióticos de um sistema aquático, os invertebrados bentônicos estão entre os mais utilizados em biomonitoramento, pois são ubíquos e conseqüentemente afetados por perturbações naturais e antrópicas em diferentes tipos de sistema aquáticos; o grande número de espécies exibe uma ampla diversidade de respostas aos estresses ambientais; sua natureza sedentária permite uma análise espacial eficiente dos efeitos de poluentes ou de perturbações físicas do meio; durante o seu ciclo de vida, que pode variar de semanas a anos, estão continuamente sujeitos a todo o rigor do ambiente local possibilitando a elucidação de padrões temporais (ROSENBERG; RESH, 1993).

Destacam-se entre os organismos indicadores dessa comunidade os insetos da família Chironomidae (Diptera), pois são cosmopolitas, habitam todos os tipos de ambientes aquáticos e compreendem muitas vezes a maior parte da biomassa de invertebrados. A grande diversidade de espécies tem sido atribuída à antiguidade da família, tendência ao isolamento e plasticidade evolucionista. Uma ampla variedade de gradientes de variáveis ambientais locais (temperatura, pH, oxigênio, salinidade, velocidade de corrente e profundidade) e geográficas (altitude, latitude, relevo, entre outras) tem sido explorada por algumas espécies de quironomídeos, habilidade relacionada às adaptações fisiológicas e do comportamento desse grupo (CRANSTON, 1995).

Os quironomídeos são importantes vetores de transferência, pois encadeiam o movimento dos contaminantes e dos nutrientes do sedimento para os níveis tróficos superiores (DICKMAN et al., 1992) assim como para os outros organismos bentônicos (CIBOROWSKI; CORKUM, 1988; GIESY; HOKE, 1989; GIESY et al., 1988; SCHLOESSER, 1988, apud DICKMAN et al., 1992) e para o sistema terrestre na fase adulta. Potencialmente esta família também disputa um papel primário na bioacumulação (PINDER, 1995 apud HUDSON; CIBOROWSKI, 1996), pois acumulam nos seus tecidos hidrocarbonetos poliaromáticos (HPAs) e outros numerosos organoclorados persistentes (KNIGHT, 1984; LARSSON, 1984; ROSIU et al., 1989, apud HUDSON; CIBOROWSKI, 1996).

Esses organismos são sensíveis a qualquer desvio na qualidade de seu habitat, que envolve não apenas o substrato/sedimento, mas também a massa d'água que o recobre, principalmente a camada d'água mais próxima ao fundo (água da interface ou água de fundo) e a água intersticial. Essas alterações, de origem antrópica ou natural, podem atuar direta ou

indiretamente sobre as populações, que poderão sofrer algum efeito crônico (como deformidades morfológicas) ou agudo, com a morte dos organismos.

1.2. O uso de deformidades morfológicas em larvas de Chironomidae

A abordagem de biomonitoramento utilizando insetos aquáticos abrange diferentes faixas ao longo de um *continuum* espacial-temporal, dependendo do nível hierárquico utilizado. O biomonitoramento conduzido em nível de indivíduo reflete o desenvolvimento de anomalias relacionadas com processos bioquímicos e fisiológicos (ROSENBERG; RESH, 1993).

Há tempos que pesquisadores observam a presença não só de características morfológicas dispostas de forma simétrica nos organismos, mas também a presença de assimetrias em determinados seres vivos, onde uma parte que deveria ser a imagem da outra difere de algum modo (SANSEVERINO; NESSIMIAN, 2008).

Os estresses ambientais causados pela ação antrópica têm como conseqüência mudanças na biologia de organismos e espécies, e na estrutura, dinâmica e padrões de populações e comunidades. A observação de mudanças no desenvolvimento em nível de indivíduo seria uma forma de avaliar essas perturbações (SANSEVERINO; NESSIMIAN, 2008).

Variações e flutuações em características simétricas existem naturalmente, em porcentagens que variam de acordo com a população de organismos estudada, mas uma variação além do normal esperado poderia ser um indicativo de alteração do ambiente. Muitos autores tratam essas variações e mudanças na simetria como anormalidades ou deformidades (JOHNSON et al., 1993; SERVIA et al., 1998; WARWICK, 1985).

Brinkhurst et al. (1968) foram os primeiros a relatar deformidades em peças bucais de larvas de quironomídeos, indicando que essas deformidades seriam reflexo da contaminação por metais pesados e compostos orgânicos tóxicos. Posteriormente, Hamilton e Sæther (1971) discutiram com mais detalhes as deformidades em larvas dessa família de inseto aquático, as quais possivelmente teriam sido causadas por efluentes industriais contendo poluentes agrícolas (inseticidas e fertilizantes).

Segundo Lenat (1993) as deformidades são reflexos da poluição do sedimento por metais pesados e compostos orgânicos tóxicos e não por poluição de efluentes domésticos ou altas cargas orgânicas.

As deformidades em peças bucais de Chironomidae têm sido examinadas em numerosos campos de investigação e experimentos em laboratório, no geral em resposta à ação de contaminantes, tais como metais (BHATTACHARYAY et al., 2005; GROENENDIJK et al., 1998; HUDSON; CIBOROWSKI, 1996a; ILYASHUK et al., 2003; JANSSENS DE BISTHOVEN et al., 1998, 2001; MARTINEZ et al., 2001, 2004; MEREGALLI et al., 2002; WARWICK, 1987; WARWICK, 1990; WIEDERHOLM, 1984), Bifenilas Policloradas - PCBs (HUDSON; CIBOROWSKI, 1996a; MEREGALLI et al., 2002; WARWICK, 1990); organoclorados (HUDSON; CIBOROWSKI, 1996;); HPAs (DICKMANN et al., 1992; HUDSON; CIBOROWSKI, 1996; HUDSON; CIBOROWSKI, 1996a; MEREGALLI et al., 2002;); pesticidas (MADDEN et al., 1992); fenol (SERVIA et al., 1999); esgotos domésticos (LENAT, 1993; MACDONALD; TAYLOR, 2006; SERVIA et al., 1998, 2004).

As deformidades morfológicas em larvas de Chironomidae podem oferecer uma estimativa da toxicidade do sedimento, contudo, a determinação de sua causa e o mecanismo de sua formação ainda devem ser elucidados. A incidência de deformidades pode ser utilizada como indicadora de qualidade em locais onde o efeito do poluente não é agudo e, somente em locais habitados por populações com elevado número de organismos (HUDSON; CIBOROWSKI, 1996).

Vários gêneros de Chironomidae que apresentam deformidades têm sido relatados na literatura, mas especialmente o gênero *Chironomus* Meigen 1803 tem sido mais estudado, pois além de resistir mais do que os outros organismos aos impactos antrópicos sobre os ecossistemas aquáticos, é cosmopolita, tem ampla distribuição ecológica e constitui populações densas em locais impactados (HUDSON; CIBOROWSKI, 1996). Outra característica fundamental para a escolha deste gênero está ligada ao seu hábito alimentar, que o expõe tanto aos contaminantes adsorvidos na matéria orgânica (detritos) quanto nas partículas inorgânicas (argila) (KUHLMANN et al., 2000).

Devido a sua resistência em ambientes poluídos, o uso deste gênero como organismo teste pode ser questionado por alguns autores. Contudo, a tolerância possibilita um maior tempo de exposição desse organismo ao contaminante e, torna o uso desse gênero como um potencial biomonitor em estudos de deformidades e de bioacumulação.

Existem diferentes tipos de deformidades que podem ser observadas nos organismos, mas elas são usualmente observadas na cápsula cefálica, onde estão inseridas as peças bucais, antenas e pente epifaríngeo (WARWICK, 1990; JEAYASINGHAM; LING, 1997). Segundo Williams et al. (2001) apud Sanseverino; Nessimian (2008) as peças bucais das larvas estão

mais expostas, através da coleta e mastigação de partículas de alimento contaminadas, e a divisão celular ocorreria nessas partes do corpo antes de cada muda.

No geral, as deformidades no mento são mais citadas em estudos de deformidades, pois ele é muito esclerotizado, assim como claramente visível em todas as montagens microscópicas de larvas e mantém sua integridade estrutural após a preservação (CUSHMAN, 1984; WARWICK, 1990). Segundo Dermott (1991) o mento é menos danificado que as antenas durante a coleta ou montagem das lâminas, e sua análise demora menos tempo em comparação às outras partes do corpo. Janssens de Bisthoven et al. (1995) encontraram correlações positivas entre contaminantes associados com as deformidades na antena e aqueles relatados nas deformidades do mento, sugerindo que cada avaliação provou uma única informação.

São vários os tipos de deformidades morfológicas observadas nos estudos, não existindo padronização para a classificação das mesmas. Warwick et al. (1987) consideraram as seguintes assimetrias: Köehn gap (*gap*), falta de dentes laterais, excesso de dentes e fusão de processos no dente mediano ou no primeiro dente lateral. Dickman et al. (1992) classificaram as deformidades em “leves”, considerando o mento com irregularidades leves no tamanho e forma, mento quebrado ou lascado, e em “grosseira”, aquelas com dentes fundidos, falta, excesso, bifurcação e assimetria muito pronunciada. Bird et al. (1995) consideraram um mento como deformado caso ele apresentasse dentes extras, falta de dentes (incluindo *gap*) ou forma assimétrica. Dente gasto ou leve desenvolvimento de uma fissura no dente mediano era considerado como uma variação normal. Kuhlmann et al. (2000) consideraram três tipos de deformidades no mento de *Chironomus*: *gap*, falta de dentes e excesso de dentes.

Warwick (1980) apud Warwick et al. (1987) reportaram que a porcentagem de espécimes de *Chironomus* deformadas claramente aumentou nos sedimentos mais recentes num estudo paleolimnológico realizado em Bay of Quinte. De acordo com as camadas cronológicas de sedimento, a incidência de deformidades aumentou de 0,09% nos sedimentos pré-europeus para 1,06% em 1951 e para 1,99% em 1972. Essa informação já havia sido confirmada em estudos realizados por Wiederholm e Eriksson, 1979 apud Wiederholm (1984), onde a menor incidência de deformidades ocorreu no material subfóssil, numa camada de 20-75 cm de profundidade do sedimento em Ekoln Bay, com apenas 0,8% de deformidades no mento de *Chironomus*. Conforme esses autores, a maior parte desse material foi depositada antes da década de 50.

De acordo com o biomonitoramento realizado pela CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo desde o ano de 2002, altas incidências de deformidades morfológicas no mento de *Chironomus* tem sido observadas em corpos d'água da bacia do rio Piracicaba (de 31 a 35%). No geral, esses locais receberam classificações de qualidade da água variando de ruim a péssimo, de acordo com o Índice de qualidade de água para proteção da Vida Aquática (IVA) e a fauna de macroinvertebrados bentônicos foi dominada por organismos tolerantes, tais como Tubificidae (Oligochaeta) e *Chironomus*.

2. OBJETIVOS

O presente estudo, inserido no projeto “Atualização e Aperfeiçoamento de Metodologias Analíticas” da CETESB, teve como objetivo principal analisar a incidência de deformidades morfológicas no mento de *Chironomus* na bacia hidrográfica do rio Piracicaba (Estado de São Paulo).

Para isso foram propostos como objetivos específicos relacionar as prováveis fontes de poluição detectadas na bacia hidrográfica do rio Piracicaba com a incidência de deformidades encontrada através de análises de características físicas e químicas da água e do sedimento, testes ecotoxicológicos e de mutagenicidade e análise da comunidade bentônica. Além disso, foi avaliado o uso potencial da deformidade em populações naturais desses insetos como uma ferramenta para o biomonitoramento.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de estudo

As amostras coletadas para avaliação das deformidades morfológicas no mento de *Chironomus* foram obtidas em pontos localizados na bacia hidrográfica do rio Piracicaba, no Estado de São Paulo, circunscrita às coordenadas geográficas 22°00' e 23°00' latitude Sul e 46°00' e 48°00' longitude Oeste.

A bacia do rio Piracicaba ocupa uma área de drenagem de 12.569 Km², sendo 11.403 Km² pertencentes ao Estado de São Paulo e 1.166 Km² em Minas Gerais. Situa-se na Unidade Hidrográfica de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo – UGRHI 5 – Piracicaba, Capivari e Jundiá. É formada pelas sub-bacias dos rios Corumbataí, Jaguari, Atibaia e Piracicaba. Apresenta uma extensão aproximada de 250 km, desde suas cabeceiras na Serra da Mantiqueira, no Estado de Minas Gerais, até a sua foz no Rio Tietê, mais especificamente no Reservatório de Barra Bonita, na divisa entre os municípios de Dois Córregos, Botucatu e Santa Maria da Serra (CBH, 2008).

O uso e ocupação do solo na bacia ocorre da seguinte maneira: 5,7% de vegetação nativa; 6,5% de reflorestamentos; 4,9% de áreas urbanas e indústrias; 7,7% de lavouras permanentes; 32,4% de lavouras temporárias; 2,9% de terras em descanso; 23,1% de pastagens naturais e 16,8% de pastagens plantadas (PROJETO PIRACENA, 2001). A média anual de precipitação na bacia é de 1.400mm, com a estação seca ocorrendo de maio a setembro e a chuvosa de outubro a abril.

A água da bacia é utilizada para abastecimentos público e industrial, escoamento de efluentes domésticos e industriais, irrigação, geração de energia e recreação (BRESSAN et al., 2004). Mais de 40 indústrias com potencial poluidor expressivo lançam na bacia do rio Piracicaba seus efluentes, tais como das indústrias química, automotiva, têxtil, de papel e celulose e farmacêutica.

O rio Piracicaba, formado a partir da confluência dos rios Atibaia e Jaguari, corre em sentido predominante leste-oeste por aproximadamente 177 km, e deságua na margem direita do rio Tietê, um dos principais rios do Estado de São Paulo. A região caracteriza-se pelo acentuado desenvolvimento da agroindústria e indústrias químicas, têxteis, metalúrgicas, eletroeletrônica, automotiva, papel e celulose e produção de poliéster, e pela alta densidade populacional, englobando, inclusive, a Região Metropolitana de Campinas. Na produção rural, destacam-se as culturas de cana-de-açúcar, silvicultura e fruticultura, além de pastagens.

O município de Piracicaba consolidou-se como importante área de produção de cana-de-açúcar no Estado de São Paulo, em torno da qual se formou um complexo agroindustrial de açúcar e álcool, e conseqüentemente, com índices elevados de fertirrigação (BRESSAN et al., 2004).

A sub-bacia do rio Piracicaba recebe dos 17 municípios que a integram grandes quantidades de cargas orgânicas, destacando-se os municípios de Piracicaba, Sumaré, Limeira e Hortolândia. Os piores índices de tratamento de esgoto (0%) são verificados em Águas de São Pedro, Hortolândia, Rio das Pedras e São Pedro. As cargas industriais são provenientes de 11 municípios, sendo Limeira responsável por 50% da carga orgânica remanescente (CBH, 2008).

Entre os afluentes do rio Piracicaba destacam-se, no presente estudo, o ribeirão Quilombo, na margem esquerda, e o ribeirão Tatu, na margem direita. O ribeirão Quilombo possui uma área de drenagem de aproximadamente 380 km² e cerca de 50 km desde sua nascente no município de Campinas até a sua foz no rio Piracicaba. Está localizado na Região Metropolitana de Campinas (RMC) abrangendo seis municípios: Sumaré, Americana, Nova Odessa, Campinas, Hortolândia e Paulínia. (FILHO et al., 2006). Este corpo d'água recebe lançamentos de esgotos domésticos e industriais (farmacêutica, têxtil, tingimento e automotiva), sendo considerado um dos mais poluídos da região, recebendo aproximadamente 8.000 kg DBO/dia em detritos industriais (COLOMBO, 2002).

O ribeirão Tatu possui uma área de drenagem de aproximadamente 41 km² e cerca de 7 km de extensão desde a sua nascente na zona rural de Cordeirópolis até a sua foz no rio Piracicaba (MARRARA, 2008). Recebe efluentes domésticos e industriais dos municípios de Cordeirópolis e Limeira, sendo que este último lança na sub-bacia 84% de seus efluentes (CBH, 2008). Este corpo d'água é canalizado na área urbana de Limeira e recebe esgotos não tratados diretamente em suas águas (MARRARA, 2008).

Diante deste cenário, foram selecionados dez pontos de amostragem distribuídos nas sub-bacias do rio Piracicaba, ribeirão Quilombo e ribeirão Tatu (Figura 1, 2 e Tabela 1), sendo que o maior esforço de coleta foi realizado na sub-bacia do ribeirão Quilombo, local onde foi detectado elevado índice de deformidade em larvas de *Chironomus* no monitoramento realizado pela CETESB (CETESB, 2005). A seleção dos pontos de coleta levou em consideração o uso e ocupação do solo no entorno, abrangendo os diferentes tipos de indústrias instaladas na região.

A classificação dos corpos d'água está indicada na Tabela 1, utilizando-se como referência o Decreto Estadual 10.755, de 22 de novembro de 1977, que dispõe sobre o enquadramento dos corpos d'água.

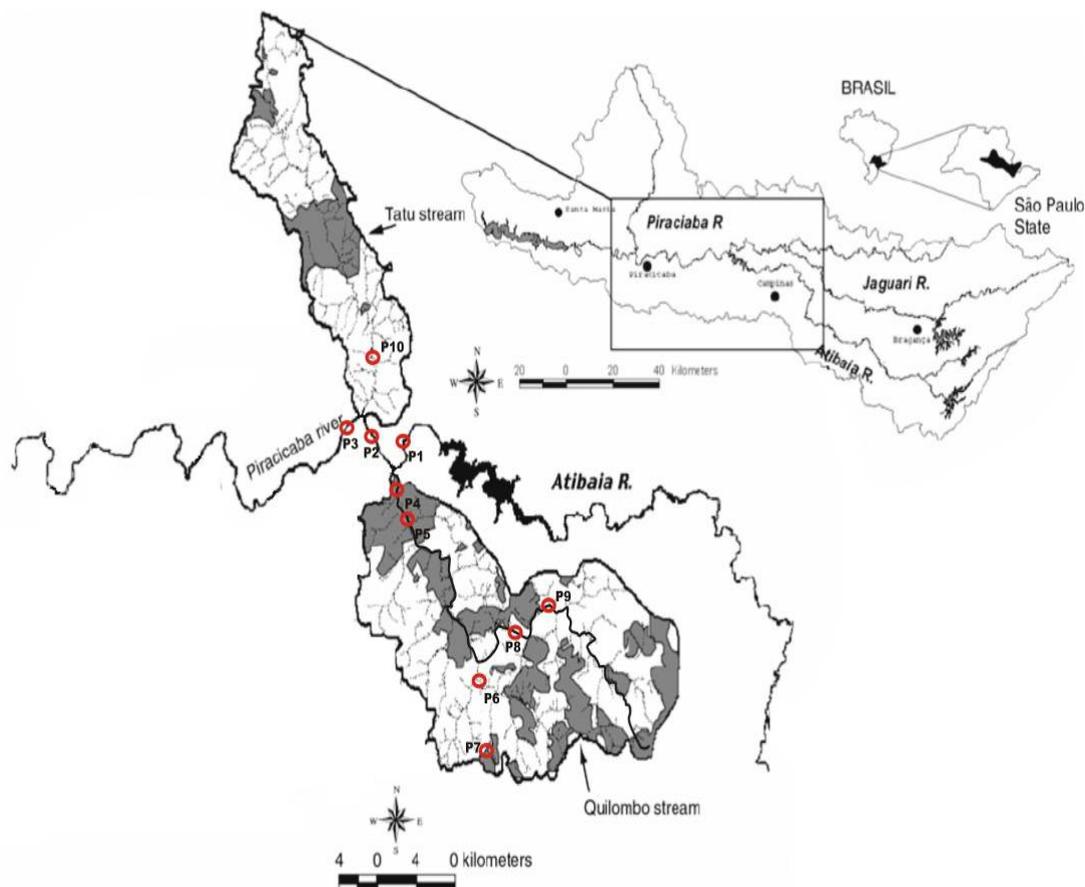


Figura 1. Localização dos pontos de amostragem na bacia do rio Piracicaba, no estado de São Paulo (modificado de DANIEL et al., 2002).

Tabela 1 – Pontos de amostragem na bacia hidrográfica do rio Piracicaba, no estado de São Paulo.

Ponto	Curso d'água	Classificação	Município	Coordenadas Geográficas	
				Latitude	Longitude
1	rio Piracicaba	Classe 2	Americana	22°41.419'	47°18.152'
2	rio Piracicaba	Classe 2	Americana	22°41.033'	47°21.997'
3	rio Piracicaba	Classe 2	Limeira	22°41.066'	47°22.262'
4	ribeirão Quilombo	Classe 3	Americana	22°42.987'	47°20.119'
5	ribeirão Quilombo	Classe 3	Nova Odessa	22°46.279'	47°17.361'
6	ribeirão Jacuba	Classe 2	Sumaré	22°50.635'	47°15.266'
7	Lagoa Santa Clara II	Classe 3	Hortolândia	22°53.536'	47°12.033'
8	ribeirão Quilombo	Classe 3	Campinas	22°49.222'	47°11.956'
9	ribeirão Quilombo	Classe 3	Campinas	22°48.255'	47°10.636'
10	ribeirão Tatu	Classe 4	Limeira	22°39.996'	47°21.186'

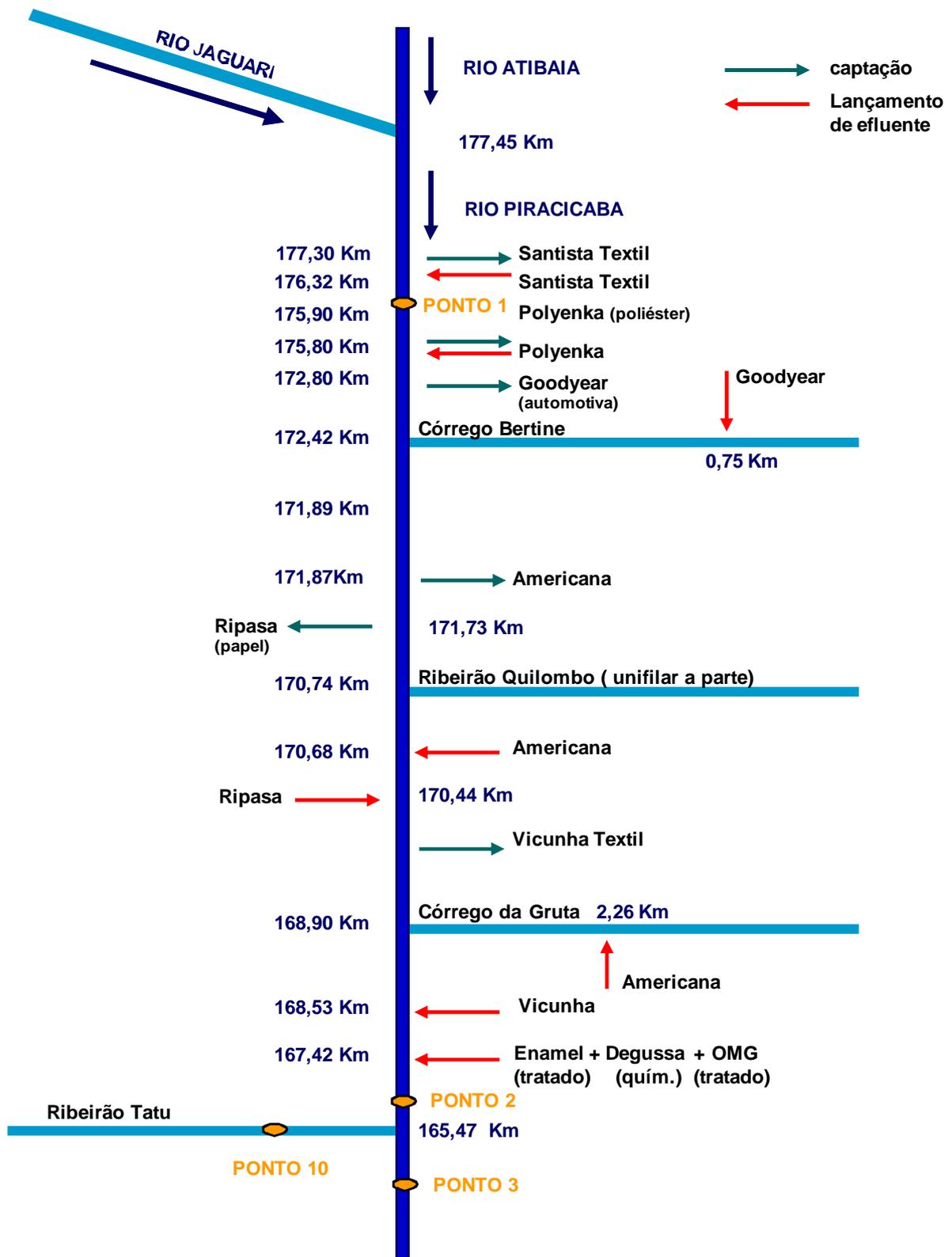


Figura 2. Diagrama unifilar dos pontos de amostragem na bacia hidrográfica do rio Piracicaba, no estado de São Paulo (modificado de BRESSAN, 2004).

Diagrama unifilar do ribeirão Quilombo

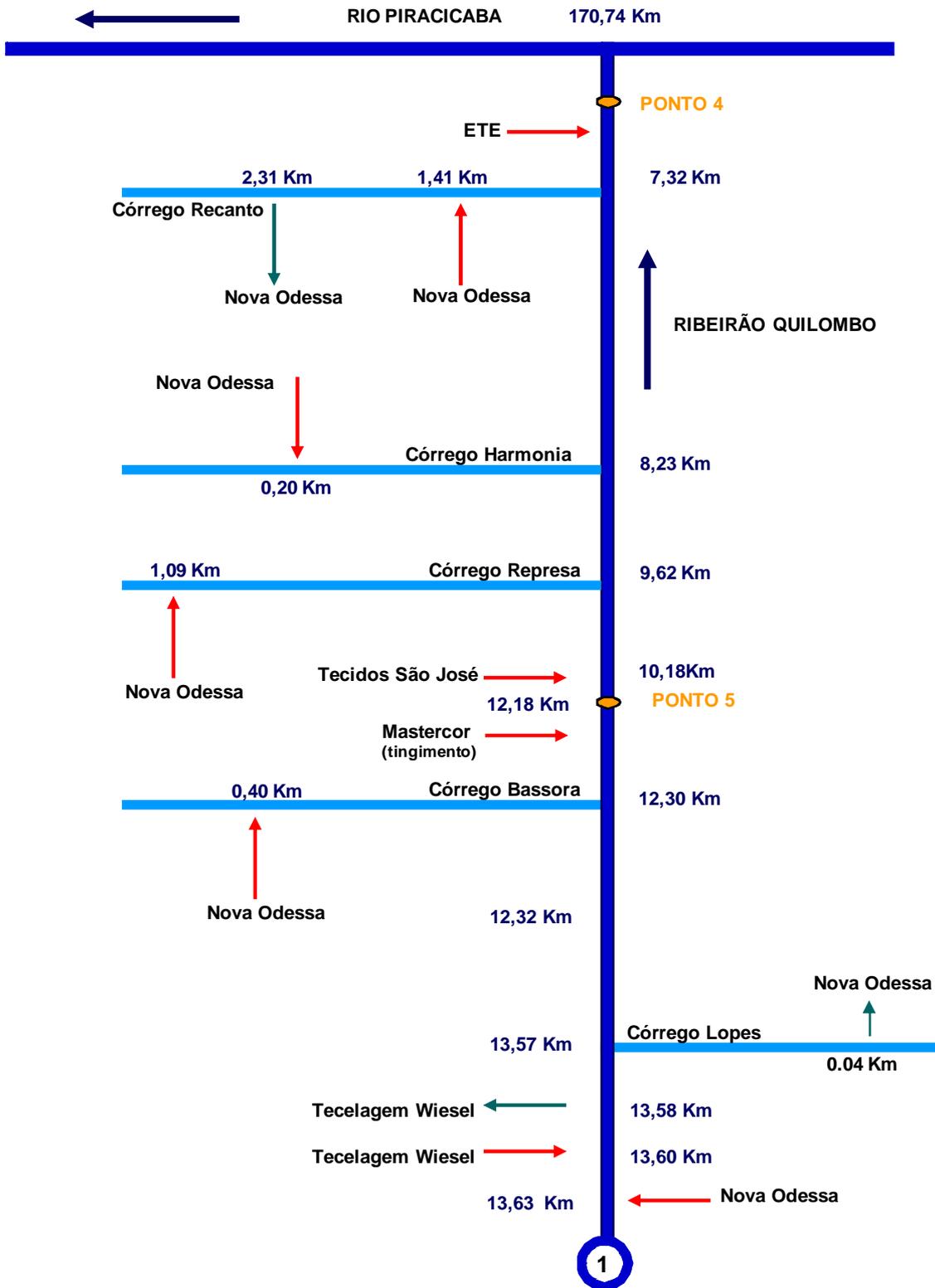


Diagrama unifilar do ribeirão Quilombo

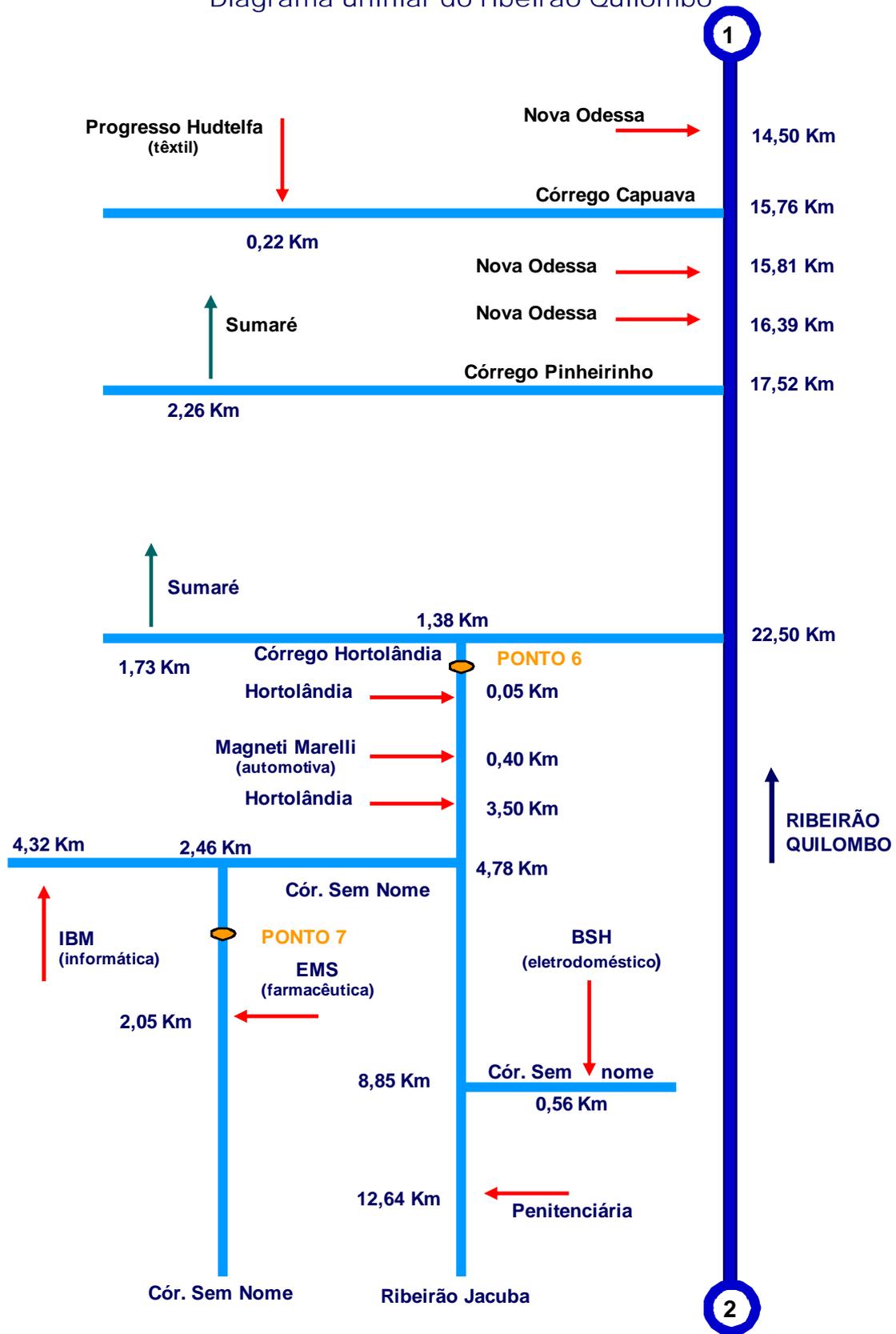
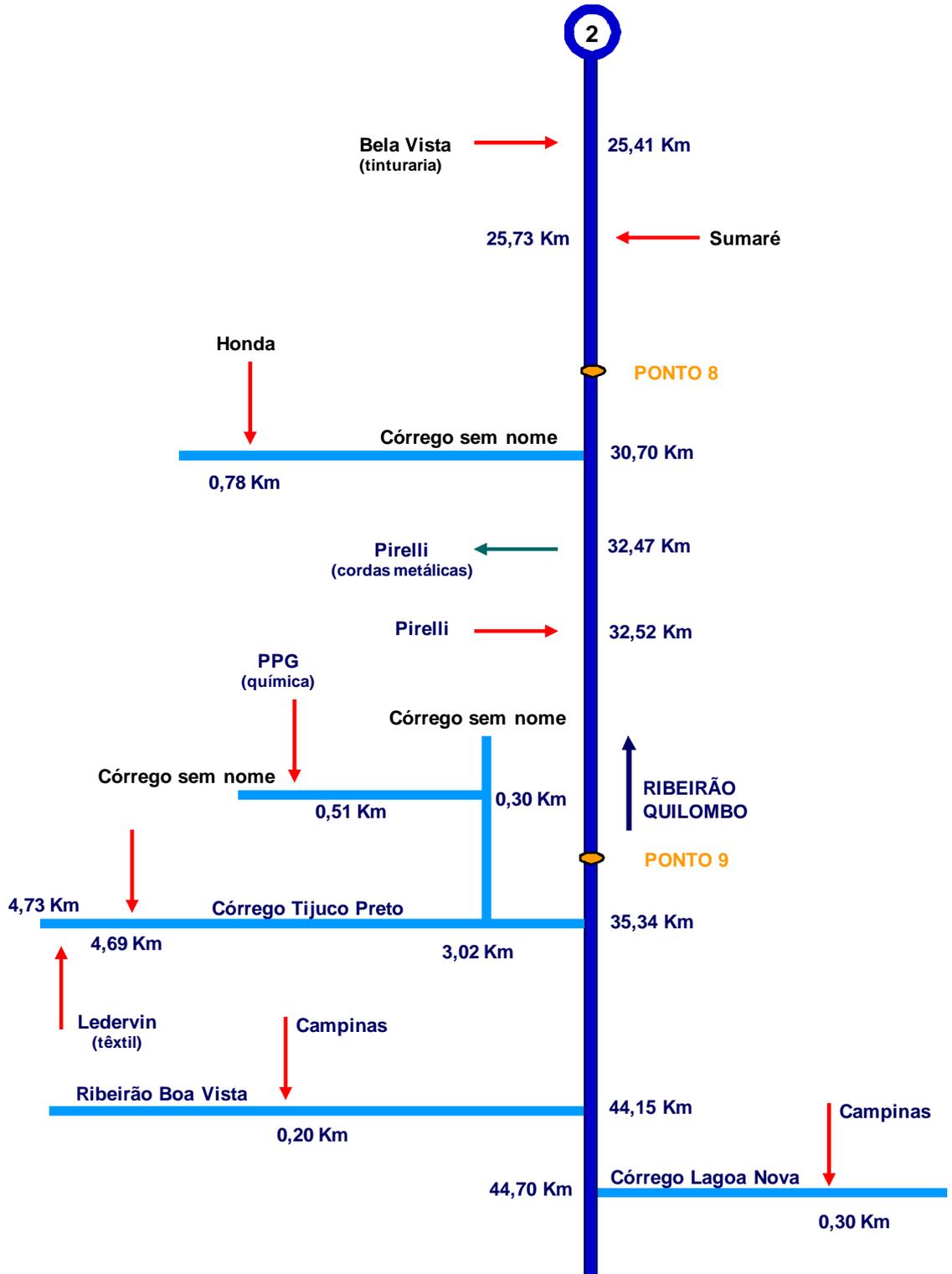


Diagrama unifilar do ribeirão Quilombo



3.1.1. Características dos pontos de amostragem

- **Ponto 1 – rio Piracicaba, após sua formação**

O rio Piracicaba, neste ponto localizado a cerca de 1 km de sua formação, situa-se no município de Americana e recebe as águas do rio Atibaia e Jaguari e de esgotos da indústria têxtil do entorno. Apresenta mata ciliar preservada em ambas as margens, canal com cerca de 50m de largura e baixa profundidade (2,0m), substrato silteso-arenoso e coloração marrom esverdeada das águas.



Figuras 3 e 4. Foto do rio Piracicaba no Ponto 1 e da mata ciliar preservada.

- **Ponto 2 – rio Piracicaba, a jusante do ribeirão Quilombo**

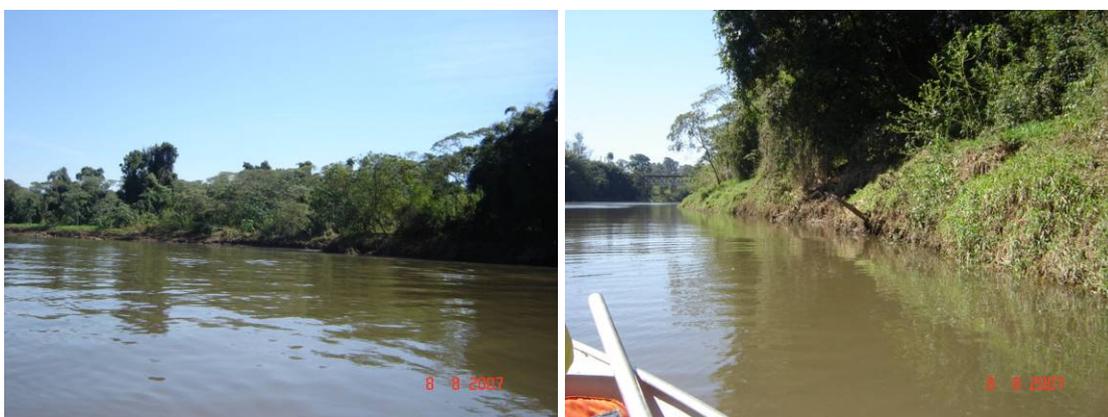
O rio Piracicaba, neste ponto localizado a cerca de 4 km a jusante do ribeirão Quilombo, situa-se no município de Americana e recebe os lançamentos de esgotos industriais de papel e celulose, têxtil, químicos, além das águas poluídas do ribeirão Quilombo e dos esgotos domésticos de Americana. Apresenta mata ciliar alterada em ambas as margens, canal com cerca de 50m de largura e baixa profundidade (1,5m), substrato silteso-arenoso e coloração marrom das águas.



Figuras 5 e 6. Foto do rio Piracicaba no Ponto 2 e da mata ciliar alterada.

- **Ponto 3 – rio Piracicaba, a jusante do ribeirão Tatu**

O rio Piracicaba, neste ponto localizado a cerca de 800 m a jusante do ribeirão Tatu, situa-se no município de Limeira e recebe os lançamentos dos esgotos domésticos do ribeirão Tatu. Apresenta mata ciliar alterada na margem direita e mais preservada na margem esquerda, canal com cerca de 60 m de largura e baixa profundidade (2,0 m), substrato silto-arenoso e coloração marrom das águas.



Figuras 7 e 8. Foto do rio Piracicaba no Ponto 3 e do aspecto geral das matas ciliares.

- **Ponto 4 – ribeirão Quilombo, próximo a sua foz no rio Piracicaba**

O ribeirão Quilombo, neste ponto localizado próximo a sua foz, no rio Piracicaba, situa-se no município de Americana e recebe os lançamentos de todos os esgotos industriais provenientes desta sub-bacia. A montante deste local encontra-se a Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) do município de Americana. Apresenta mata ciliar alterada em ambas as margens,

canal com cerca de 20m de largura e baixa profundidade (0,8m), substrato arenoso e coloração marrom clara das águas.



Figuras 9 e 10. Foto do ribeirão Quilombo no Ponto 4 e da mata ciliar alterada.

- **Ponto 5 – ribeirão Quilombo, a jusante da empresa São José**

O ribeirão Quilombo, neste ponto localizado a jusante da empresa de tecidos São José, situa-se no município de Nova Odessa e recebe principalmente os esgotos lançados pela Tecelagem São José, além dos esgotos industriais lançados a montante nesta sub-bacia. No momento da coleta foi observado na margem esquerda, o acúmulo de tintas nas raízes das árvores. Apresenta mata ciliar alterada na margem esquerda e preservada na margem direita, canal estreito, com cerca de 20m de largura e baixa profundidade (1,0m), substrato arenoso e coloração marrom acinzentada das águas.



Figuras 11 e 12. Fotos do ribeirão Quilombo no Ponto 5 com destaque para o acúmulo de tinta nas raízes das árvores.

- **Ponto 6 – ribeirão Jacuba, na captação do Horto Florestal**

O ribeirão Jacuba, afluente da margem esquerda do ribeirão Quilombo, situa-se no município de Sumaré e recebe esgotos domésticos de Hortolândia e de indústrias de eletrodomésticos, automotiva, farmacêutica e de informática. Está localizado a jusante da captação do Horto Florestal. Na margem esquerda do corpo d'água estão instaladas moradias irregulares, que potencialmente lançam esgoto doméstico nas águas. Apresenta mata ciliar alterada em ambas as margens, canal com cerca de 30m de largura e baixa profundidade (1,0m), substrato arenoso e coloração marrom das águas.



Figuras 13 e 14. Fotos do ribeirão Jacuba e da mata ciliar alterada.

- **Ponto 7 – Lagoa Santa Clara II**

A Lagoa Santa Clara II, localizada no Parque Ecológico de Hortolândia, situa-se no município de Hortolândia e recebe principalmente os esgotos da indústria farmacêutica EMS. No momento da coleta foram observados peixes mortos na margem da lagoa. Apresenta mata ciliar alterada em ambas as margens, cerca de 100 m de largura, baixa profundidade no centro (2,0m), substrato siltoso-argiloso e coloração esverdeada das águas.



Figuras 15 e 16. Fotos da Lagoa Santa Clara.

- **Ponto 8 – ribeirão Quilombo, próximo à Honda**

O ribeirão Quilombo, neste ponto localizado próximo à empresa Honda e a jusante da rodovia Anhanguera, situa-se no município de Campinas e recebe principalmente esgotos de indústrias automotivas. Apresenta mata ciliar alterada em ambas as margens, canal estreito, com cerca de 10m de largura e baixa profundidade (1,0m), substrato arenoso e coloração marrom das águas.

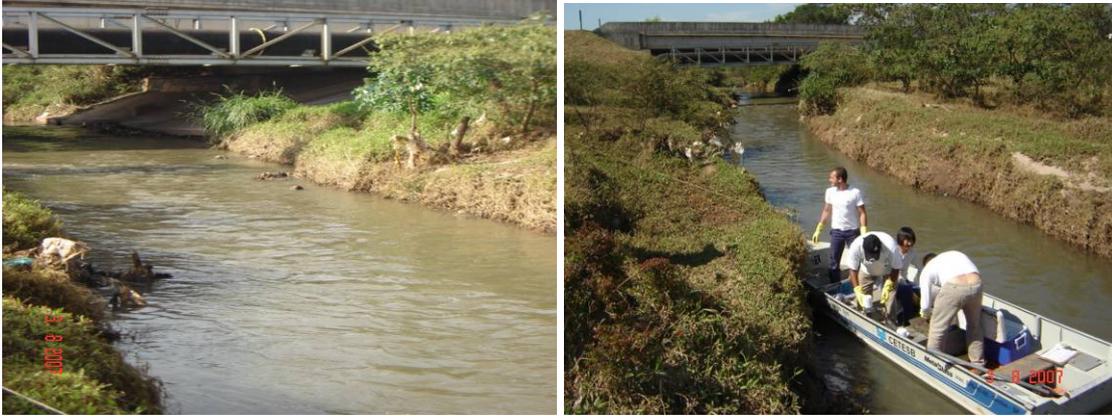


Figuras 17 e 18. Fotos do ribeirão Quilombo no Ponto 8 e da mata ciliar alterada.

- **Ponto 9 – ribeirão Quilombo, a jusante da ponte**

O ribeirão Quilombo, neste ponto localizado a jusante da ponte da rodovia Anhanguera, situa-se no município de Campinas e recebe os lançamentos dos esgotos domésticos de Campinas e das águas do córrego Tijuco Preto, que contém efluentes de indústrias têxtil, louças e metais sanitários e produtos químicos. Apresenta mata ciliar alterada em ambas as margens, canal

estreito, com cerca de 6m de largura e baixa profundidade (1,0m), substrato argiloso-arenoso e coloração marrom clara das águas.



Figuras 19 e 20. Fotos do ribeirão Quilombo no Ponto 9 e da mata ciliar alterada.

- **Ponto 10 – ribeirão Tatu, próximo a sua foz no rio Piracicaba, a jusante do bairro Tatu**

O ribeirão Tatu, afluente da margem direita do rio Piracicaba, situa-se no município de Limeira e recebe os lançamentos de esgotos domésticos de Limeira e Cordeirópolis. Está localizado a jusante do bairro Tatu. Na margem esquerda do corpo d'água estão instaladas moradias irregulares, que potencialmente lançam esgoto doméstico nas águas. Apresenta mata ciliar alterada em ambas as margens, canal estreito, com cerca de 10m de largura e baixa profundidade (1,5m), substrato arenoso e coloração marrom das águas.



Figuras 21 e 22. Fotos do ribeirão Tatu e da mata ciliar alterada.

3.2. Procedimentos de Coleta e de Análises

Neste estudo foi realizada uma única campanha de amostragem, no mês de agosto de 2007, característica do período seco, para coleta de água e do sedimento. No campo foram tomadas as medições das variáveis físicas e químicas da água: Oxigênio Dissolvido, pH, Condutividade Elétrica, Temperatura, Profundidade e Transparência.

A amostragem da água de superfície para as análises químicas e bacteriológicas em laboratório foi efetivada sempre na seção central do curso d'água, adotando-se como sistemática os métodos propostos no Guia Técnico de Coleta e Preservação de Amostras de Água da CETESB (CETESB, 1988).

As amostras de sedimento foram coletadas em triplicata na margem deposicional dos corpos d'água, com pegador do tipo van Veen (232 cm²) para realização das análises físicas, químicas, ecotoxicológicas, da comunidade bentônica e de deformidades (Tabela 2). A análise dos compostos orgânicos Hidrocarbonetos Aromáticos Polinucleares – HPAs, Bifenilas Policloradas (PCBs) e Pesticidas Organoclorados foi realizada nos pontos em que havia a maior susceptibilidade de contaminação por esses produtos.

Para análise das deformidades morfológicas nas larvas de quironomídeos, além da amostragem realizada no sedimento de todos os pontos, também foram coletados organismos associados à vegetação marginal de seis pontos onde não foram observadas densidades elevadas de larvas no sedimento.

Tabela 2. Análises realizadas nas amostras de água e de sedimento nos pontos localizados na bacia do rio Piracicaba.

Local de amostragem	Rio Piracicaba			Ribeirão Quilombo		Ribeirão Jacuba	Lagoa Santa Clara II	Ribeirão Quilombo		Ribeirão Tatu
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
ÁGUA DE SUPERFÍCIE										
Transparência (m)										
Temperatura da Água (°C)										
pH										
Condutividade (µS/cm)										
Coliformes fecais (NMP/100ml)										
Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO										
Fósforo total (mg/l)										
ÁGUA DEFUNDO										
Oxigênio Dissolvido - OD (mg/l)										
Nitrogênio amoniacal (mg/l)										
SEDIMENTO										
Profundidade (m)										
Resíduo Fixo (%)										
Resíduo Total (%)										
Resíduo Volátil (%)										
Umidade (%)										
Granulometria										
Macroinvertebrados bentônicos										
Teste de ecotoxicidade com <i>Chironomus sancticaroli</i>										
Teste de ecotoxicidade com <i>Hyaella azteca</i>										
Mutagenicidade (Ames)										
Alumínio (µg/g)										
Arsênio (µg/g)										

 Análises realizadas

3.2.1. Análises físicas, químicas e bacteriológicas

Os métodos utilizados para análise das variáveis selecionadas estão descritos na Tabela 3. Como referência para a análise dos dados, aplicou-se os limites estabelecidos pela legislação brasileira, do Conselho Nacional do Meio ambiente – CONAMA, Resolução nº 357, de 17 de março de 2005 (CONAMA, 2005), visando à qualidade da água para preservação da vida aquática e a Resolução CONAMA 344/2004, para a qualidade do sedimento, que estabelece limite de nível 1, o qual prevê-se baixa probabilidade de efeitos adversos à biota, e de nível 2, limiar acima do qual prevê-se um provável efeito adverso à biota.

A classificação granulométrica das amostras de sedimento foi realizada segundo Shepard (1954) através do programa desenvolvido pelo Prof.Dr. Jorge K. Yamamoto, do Instituto de Geociências da USP.

Tabela 3. Método de análise das análises físicas, químicas e bacteriológicas.

Água	Método de análise
Transparência (m)	21ª edição do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, APHA, AWWA, WPCF (2005) 4500-O G, 4500-H B e 2510 B
Temperatura da água (°C)	21ª edição do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, APHA, AWWA, WPCF (2005) 4500-O G, 4500-H B e 2510 B
pH	21ª edição do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, APHA, AWWA, WPCF (2005) 4500-O G, 4500-H B e 2510 B
Condutividade (mS/cm)	21ª edição do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, APHA, AWWA, WPCF (2005) 4500-O G, 4500-H B e 2510 B
Coliformes Termotolerantes (UFC/100mL)	21ª edição do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, APHA, AWWA, WEF (2005) - Norma Técnica CETESB L5.221
DBO total (mg/L)	21ª edição do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, APHA, AWWA, WEF (2005) - Método 5210 B - 5 - Day BOD Test.
Fósforo total (mg/L)	21ª edição do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, APHA, AWWA, WEF (2005) -Colorimetria automática com molibdato de amônio e ácido ascórbico após digestão ácida em meio sulfúrico (método 4500-P, itens b,f)
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	21ª edição do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, APHA, AWWA, WPCF (2005) 4500-O G, 4500-H B e 2510 B
Nitrogênio amoniacal total (mg/L)	21ª edição do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, APHA, AWWA, WEF (2005) - Determinação colorimétrica automática com ácido dicloro isocianídrico (ISO 11732)

Continuação - Tabela 3

Sedimento	Método
Resíduos	21ª edição do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, APHA, AWWA, WEF (2005) - Gravimetria (método 2540)
Umidade	21ª edição do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, APHA, AWWA, WEF (2005) - Gravimetria (método 2540)
Granulometria	21ª edição do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, APHA, AWWA, WEF (2005) 4500-H B - Norma Técnica CETESB L6.160/95
Metais	Test Methods for Evaluating Solid Waste, SW 846, EPA (1994), método 3051, (Microwave Assisted Acid Digestion of Soils, Sediments, Sludges and Oil) e Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, APHA, AWWA, WEF, 21 th ed, 2005.
Alumínio total	Espectrometria de absorção atômica - chama óxido nitroso / acetileno (métodos 3030, item k e 3111, item d)
Cádmio total	Espectrometria de absorção atômica - chama ar / acetileno (métodos 3030, item k e 3111, item b)
Chumbo total	Espectrometria de absorção atômica - chama ar / acetileno (métodos 3030, item k e 3111, item b)
Cobre total	Espectrometria de absorção atômica - chama ar / acetileno (métodos 3030, item k e 3111, item b)
Cromo total	Espectrometria de absorção atômica - chama óxido nitroso / acetileno (métodos 3030, item k e 3111, item d)
Ferro total	Espectrometria de absorção atômica - chama ar / acetileno (métodos 3030, item k e 3111, item b)
Manganês total	Espectrometria de absorção atômica - chama ar / acetileno (métodos 3030, item k e 3111, item b)
Mercurio total	Espectrometria de absorção atômica - com geração de vapor frio (método 3112)
Níquel total	Espectrometria de absorção atômica - chama ar / acetileno (métodos 3030, item k e 3111, item b)
Zinco total	Espectrometria de absorção atômica - chama ar / acetileno (métodos 3030, item k e 3111, item b)
Hidrocarbonetos Aromáticos Polinucleares (HPAs)	SW 846 - Test Methods for Evaluating Solid Waste (1998) - Método EPA 8310 Polynuclear Aromatic Hydrocarbons - Rev 0
Bifenilas Policloradas (PCBs)	SW 846 - Test Methods for Evaluating Solid Waste (1998) - Método EPA 8082A - Polichlorinated Biphenyls (PCB's) by Gas Chromatography - Rev 01
Pesticidas Organoclorados	SW 846 - Test Methods for Evaluating Solid Waste (1998) - Método EPA 8081B Organochlorine Pesticides by Gas Chromatography - Rev 02

3.2.2. Testes ecotoxicológicos e de mutagenicidade

Para avaliação ecotoxicológica do sedimento foram realizados os ensaios de ecotoxicidade com o anfípodo *Hyaella azteca* e com o inseto *Chironomus sancticarloi*. O efeito mutagênico das amostras foi avaliado através do teste de Ames, utilizando a bactéria *Salmonella typhimurium*.

Testes de toxicidade com sedimentos permitem avaliar o efeito interativo de misturas complexas presentes no sedimento para organismos aquáticos, medindo, portanto, os efeitos tóxicos das frações disponíveis presentes neste compartimento, em condições controladas em laboratório (ARAÚJO et al., 2006).

3.2.2.1. *Hyaella azteca*

Os anfípodos desempenham um papel importante nas comunidades das quais fazem parte, devido aos seus hábitos herbívoros e detritívoros, constituindo um elo importante nas cadeias alimentares dos corpos d'água aonde ocorrem, possibilitando a transferência de energia produzida pelas algas e vegetais superiores para consumidores de nível trófico mais elevado (SAMPAIO, 1988 apud ARAÚJO et al., 2006).

Hyaella azteca (Figura 23) é uma espécie exótica, e sua ocorrência está restrita à América do Norte, Central e Caribe (BOUSFIELD (1996); GONZALEZ e WATLING (2002); apud ARAÚJO et al., 2006). O ciclo de vida da *Hyaella* pode ser dividido em três fases: imaturo, isto é, os primeiros cinco estágios, um estágio juvenil, consistindo os estágios 6 e 7 e, um estágio adulto a partir do oitavo (ARAÚJO et al., 2006).

O teste com o anfípodo foi realizado com base nos procedimentos descritos na norma ABNT-NBR 15470/2007 (ABNT, 2007), que consiste em avaliar a ocorrência de efeito tóxico agudo e subletal, no sedimento, durante 10 dias de exposição dos organismos. Para análise da sensibilidade da cultura foi realizado o ensaio de ecotoxicidade aguda com cloreto de potássio, de acordo com o proposto pela USEPA (2000), com a adequação apenas do tempo de exposição ao agente tóxico para 48h, como o realizado pelo Laboratório de Ecotoxicologia Aquática da CETESB para a cultura de *Hyaella azteca*. Os resultados foram analisados estatisticamente utilizando o programa Trimmed Spearman-Kärber (USEPA, 2006), servindo para a elaboração da carta controle com cloreto de potássio.

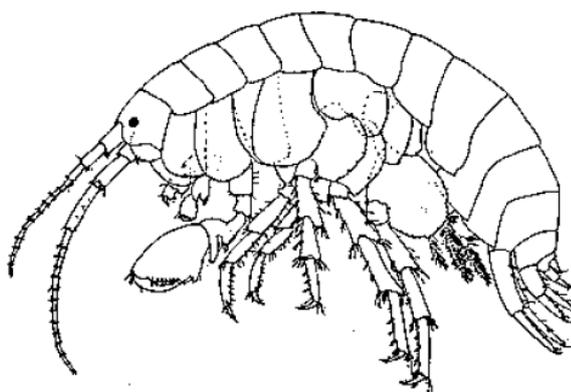


Figura 23. *Hyaella azteca*, macho, segundo Cole e Watkins (1977) apud Pennak (1989).

3.2.2.2. *Chironomus sancticaroli*

A espécie *Chironomus sancticaroli* (Figura 24), pertencente ao grupo dos insetos da família Chironomidae (Ordem Diptera), ocorre no estado de São Paulo sendo, portanto, de grande relevância ecológica regional. *C. sancticaroli* foi descrita por Strixino e Strixino em 1981 e considerada por Spies e Reiss (1996) como sinônimo junior de *C.xanthus* Rempel 1939 (CORREIA, 2004), sendo esta última citada frequentemente nos estudos toxicológicos.

Segundo Correia (2004), J. G. Rempel descreveu *C.xanthus* a partir de machos coletados por F.Lenz no nordeste brasileiro, mas o destino dos tipos utilizados para descrição é desconhecido. Spies e Reiss (1996), analisando o material da coleção de Lenz de onde se originaram os tipos descritos por Rempel (preservado no Museu de Zoologia de Munique – Zoologische Staatssammlung München – ZSM), concluíram tratar-se da mesma espécie descrita por Strixino e Strixino (1981), colocando-a em sinonímia. A ausência de uma comparação pormenorizada entre os tipos de *C.xanthus* com os das espécies consideradas seus sinônimos juniores (*C.sancticaroli* e *C.domizii* PAGGI, 1977), torna inválidos os sinônimos sugeridos pelos autores. Paggi (1977) e Strixino e Strixino (1981) diferenciaram, respectivamente, *C.domizii* e *C. sancticaroli* de *C.xanthus* pela forma e tamanho das volselas superiores e inferiores dos adultos machos. Paggi (1977) descreve *C.domizii* como possuindo volsela inferior de tamanho correspondente a metade do comprimento do gonóstilo e uma volsela superior relativamente rudimentar, pouco arqueada e com um lobo basal em forma de leque, características diferentes das observadas nos desenhos de *C.xanthus* em Rempel (1939). Strixino e Strixino (1981) verificaram através da descrição feita por Rempel (1939) que, ao contrário de *C.xanthus*, *C.sancticaroli* não apresenta volselas superiores rudimentares e suas volselas inferiores atingem apenas a metade do comprimento do gonóstilo. Além das características das volselas, a forma da ponta anal do adulto macho diferencia *C.sancticaroli* das demais espécies neotropicais que são consideradas seus sinônimos.

O ciclo de vida do *Chironomus* pode ser dividido em quatro estágios distintos: ovo, larva (com 4 ínstar), pupa e adulto. As larvas iniciam a construção de tubos a partir do segundo ínstar. Durante o primeiro permanecem entre as partículas do substrato, alimentando-se de bactérias, sendo este estágio larval predominantemente planctônico. Os tubos aumentam de largura e tamanho conforme o crescimento da larva e após o quarto ínstar o organismo passa para o estágio de pupa, emergindo depois como adulto (imago) terrestre (USEPA, 2000). Cada ínstar tem um tempo de duração diferente, sendo que o 4º ínstar é o mais longo

devido a taxa de crescimento geométrico do tamanho do corpo (FONSECA e ROCHA, 2004 apud ARAÚJO et al., 2006).

O ensaio com *C. sancticaroli* ainda não é normatizado no Brasil, sendo desenvolvido com base nas normas ABNT NBR 15470/2007 (ABNT, 2007) e EPA 600-99/064 (USEPA 2000), que consiste em avaliar a sobrevivência dos organismos após 9 dias de exposição, em sistema semi-estático. Os organismos jovens foram mantidos sob condições de cultivo em laboratório conforme Fonseca (1997) sendo as desovas produzidas, retiradas e dispostas em novas bandejas com o mesmo volume de água das culturas, porém com apenas uma fina camada de areia peneirada no fundo ($<500 \mu\text{m}$), aeração branda e recebendo 3 mL de alimento após 48 h. Após uma semana os indivíduos jovens (de primeiro a segundo ínstar) foram separados e utilizados para a montagem dos ensaios. Segundo Strixino (1973), as quatro fases larvais ou ínstars são identificadas através da mensuração da cápsula cefálica, o que inviabilizaria a rotina de manutenção. Sendo assim, foi utilizada para a identificação dos ínstars dessa espécie apenas a duração em dias de cada ínstar, conforme identificado por Fonseca (1997) sendo 4 dias para o primeiro ínstar, 2 para o segundo, 2 para o terceiro e 5 para o quarto, a temperatura média de 25 °C.

Foram analisadas as deformidades morfológicas do mento das larvas de *C. sancticaroli* após o ensaio ecotoxicológico, padronizando-se a leitura dos tipos de deformidades de acordo com a metodologia descrita neste estudo (item 3.2.4.). No total utilizou-se 120 organismos expostos, com a proporção adequada de sedimento e água. Os resultados de sobrevivência e deformidade do mento foram analisados através do programa estatístico TOXSTAT (WEST, 1996). O teste t foi aplicado apenas para observação da presença ou não de diferença estatisticamente significativa entre as amostras e o controle do ensaio.



Figura 24. Larva de *Chironomus sancticaroli*

3.2.2.3. Teste de mutagenicidade (Teste de Ames)

Os ensaios de mutagenicidade, em especial o Teste de Ames, tem se mostrado bastante úteis para auxiliar a caracterização química das amostras de sedimento (ROUBICEK; UMBUZEIRO, 2006).

Para avaliação do efeito mutagênico das amostras de sedimento na bacia do rio Piracicaba foi realizado o ensaio de mutação reversa que emprega linhagens da bactéria *Salmonella typhimurium* incapazes de produzir o aminoácido histidina, segundo Norma Técnica CETESB L5.620 (CETESB, 1993). Os resultados deste teste são expressos em número de revertentes (bactérias que sofreram mutações) por litro ou grama equivalente de amostra e, quanto maior esse número, maior a quantidade ou a potência de compostos mutagênicos na amostra analisada.

As linhagens utilizadas no Teste de Ames foram especialmente construídas para detectar mutações do tipo deslocamento de quadro de leitura ou substituição de pares de base no DNA, além de apresentarem outras características genéticas que lhes conferem maior sensibilidade e versatilidade na detecção de vários tipos de mutágenos (ROUBICEK; UMBUZEIRO, 2006).

3.2.3. Análise da comunidade bentônica

A metodologia empregada para identificação e contagem da comunidade bentônica teve como base a Normatização Técnica-CETESB L309 - Determinação de Bentos de Água Doce - Macroinvertebrados Bentônicos - Método Qualitativo e Quantitativo (CETESB, 2003). As amostras foram fixadas em campo com formalina neutralizada 4% e lavadas em laboratório com peneiras de 0,5 mm de abertura de malha. O material retido foi mantido em álcool 70° e corado com corante Rosa de Bengala para posterior triagem em estereomicroscópio e identificação dos organismos. Foram utilizadas as chaves de identificação de Pennak (1989); Brinkhurst e Marchese (1992); Trivinho-Strixino e Strixino (1995); Epler (1995) e Merrit e Cummins (1996).

Foi utilizada a técnica de flutuação com solução salina saturada nas amostras de substrato arenoso e subamostragem na contagem das espécies dominantes em amostras com elevada densidade de organismos.

3.2.4. Análise da incidência de deformidades morfológicas

Foram selecionadas larvas de *Chironomus* (Figura 25), preferencialmente em 4º instar, fase de pré-pupa que, além de apresentarem maior tamanho, facilitam o manuseio e permanecem mais tempo expostas aos contaminantes (KUHLMANN et al., 2000). Ainda para fornecer valores estatísticos adequados, estabeleceu-se um número mínimo de 100 larvas por ponto de amostragem. Este é um valor médio considerando os estudos realizados por Hudson e Ciborowski (1996), que estabeleceram um número mínimo de 125 larvas e, por Burt et al. (2003), que utilizaram 86 larvas.

Neste trabalho foram considerados quatro tipos de deformidades morfológicas no mento de *Chironomus* (Figura 26): Köehn gap (*gap*), falta de dentes, excesso de dentes e bifurcação do dente central mediano, conforme Warwick et al. (1987) e Bird et al. (1995). A quebra de dentes não é considerada uma deformidade, porém esta informação é registrada.

As cápsulas cefálicas de *Chironomus* foram montadas em lâminas (Figura 27) com preparação semi-permanente utilizando o meio Hoyer para observação do tipo de deformidade encontrada em cada organismo e posterior cálculo da porcentagem encontrada. Quando houve distorção ou perda de material na montagem das lâminas, o número de organismos descartados foi registrado na ficha de dados brutos (Figura 28).

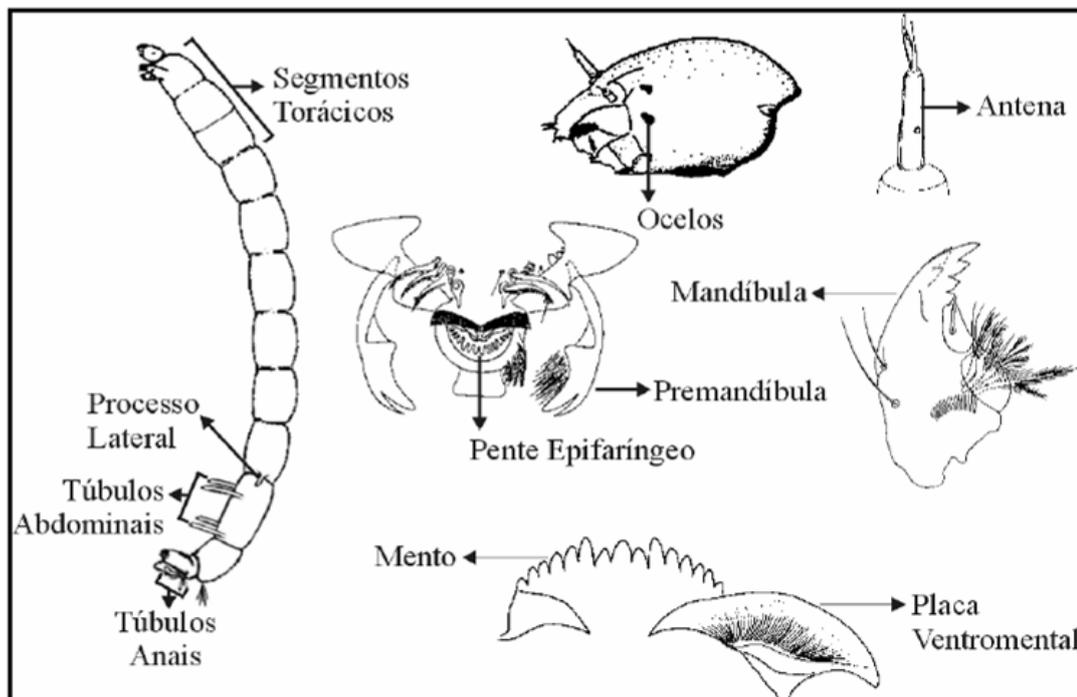


Figura 25. Aspecto geral da larva de *Chironomus* (Modificado de CRANSTON e REISS (1983); REISS (1974) apud CORREIA (2004)).

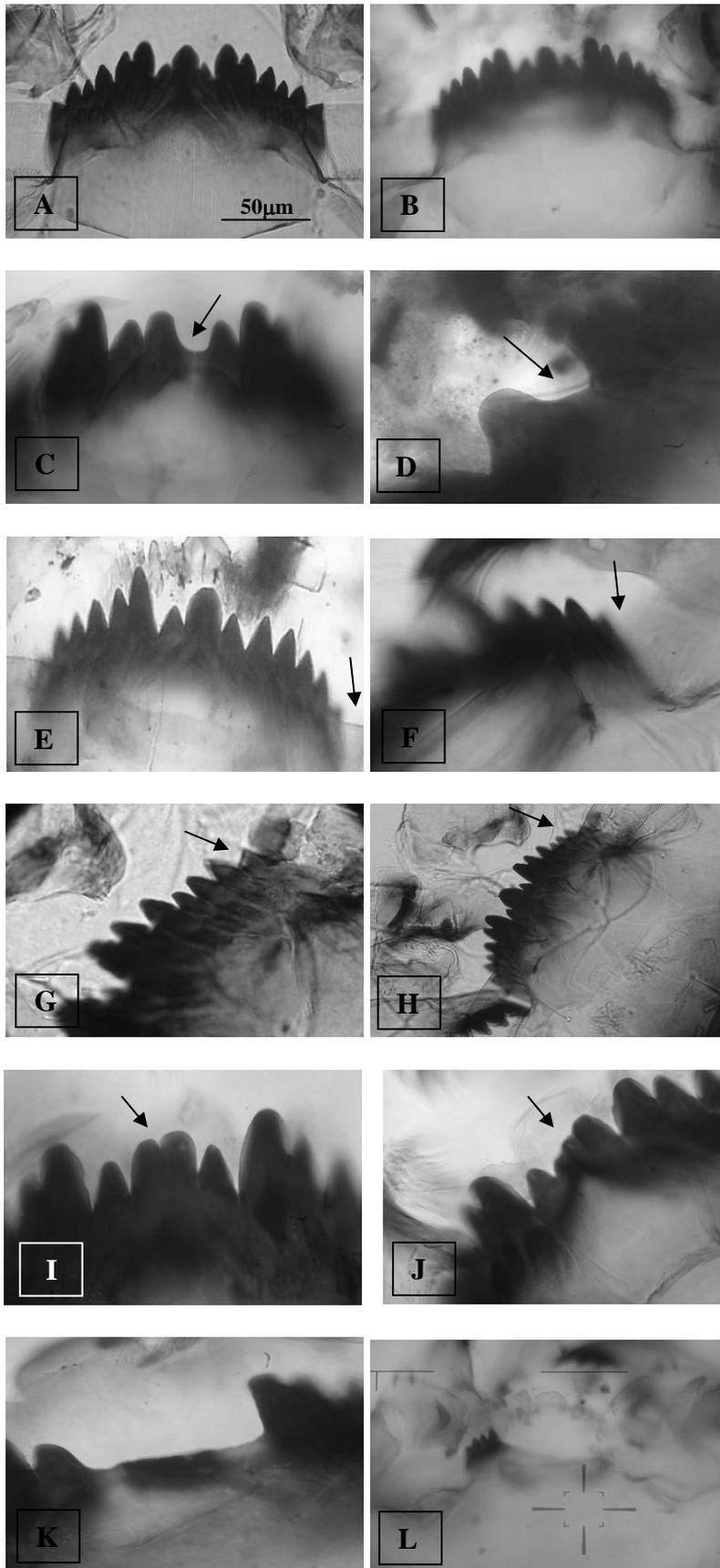


Figura 26. Tipos de deformidades: A/B - mento normal; C/D - *gap*; E/F - falta de dentes; G/H - excesso de dentes; I/J - bifurcação no dente central; K/L – quebra (mento normal).

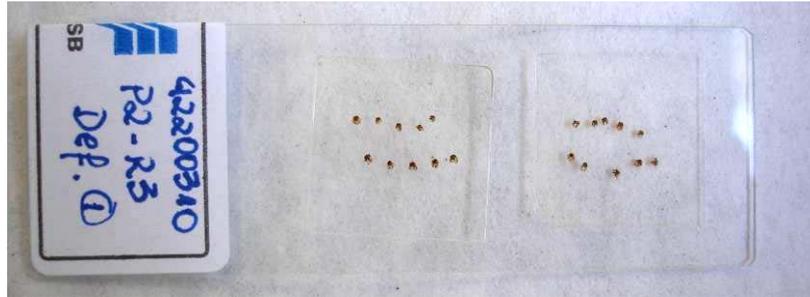


Figura 27. Lâminas com as cápsulas cefálicas de *Chironomus*.

CETESB
SETOR DE COMUNIDADES AQUÁTICAS

FICHA DE DADOS BRUTOS – DEFORMIDADES EM MENTO DE *Chironomus*

Projeto:	Nº amostra:	Data 1ª leitura:	Data 2ª leitura:
Local:	Nº réplica:	Técnico:	Técnico:
Ponto:	Data da coleta:	Total de deformidades (n/%):	Total de deformidades (n/%):

Nº da lâmina	Nº de organismos	Tipos de Deformidades						Total de deformidades
		Normal	Excesso de dentes	Falta de dentes	Bifurcação do dente central	GAP (falha)	Outras Anomalias ¹	
	N descartados: N lidos:	1 2 3 4 5 1 2 3 4 5 N=	1 2 3 4 5 1 2 3 4 5 N=	1 2 3 4 5 1 2 3 4 5 N=	1 2 3 4 5 1 2 3 4 5 N=	1 2 3 4 5 1 2 3 4 5 N=	1 2 3 4 5 1 2 3 4 5 N=	N= %=
	N descartados: N lidos:	1 2 3 4 5 1 2 3 4 5 N=	1 2 3 4 5 1 2 3 4 5 N=	1 2 3 4 5 1 2 3 4 5 N=	1 2 3 4 5 1 2 3 4 5 N=	1 2 3 4 5 1 2 3 4 5 N=	1 2 3 4 5 1 2 3 4 5 N=	N= %=
	N descartados: N lidos:	1 2 3 4 5 1 2 3 4 5 N=	1 2 3 4 5 1 2 3 4 5 N=	1 2 3 4 5 1 2 3 4 5 N=	1 2 3 4 5 1 2 3 4 5 N=	1 2 3 4 5 1 2 3 4 5 N=	1 2 3 4 5 1 2 3 4 5 N=	N= %=
	N descartados: N lidos:	1 2 3 4 5 1 2 3 4 5 N=	1 2 3 4 5 1 2 3 4 5 N=	1 2 3 4 5 1 2 3 4 5 N=	1 2 3 4 5 1 2 3 4 5 N=	1 2 3 4 5 1 2 3 4 5 N=	1 2 3 4 5 1 2 3 4 5 N=	N= %=
	N descartados: N lidos:	1 2 3 4 5 1 2 3 4 5 N=	1 2 3 4 5 1 2 3 4 5 N=	1 2 3 4 5 1 2 3 4 5 N=	1 2 3 4 5 1 2 3 4 5 N=	1 2 3 4 5 1 2 3 4 5 N=	1 2 3 4 5 1 2 3 4 5 N=	N= %=
	N descartados: N lidos:	1 2 3 4 5 1 2 3 4 5 N=	1 2 3 4 5 1 2 3 4 5 N=	1 2 3 4 5 1 2 3 4 5 N=	1 2 3 4 5 1 2 3 4 5 N=	1 2 3 4 5 1 2 3 4 5 N=	1 2 3 4 5 1 2 3 4 5 N=	N= %=

OBSERVAÇÕES: Total:

¹ Outras anomalias: mento quebrado; parasitas no corpo

Figura 28. Modelo de Ficha de dados brutos.

3.3. Tratamento de dados

A qualidade ambiental dos corpos d'água foi verificada a partir do emprego dos Índices da Comunidade Bentônica utilizados pela CETESB – ICB_{Rio} e ICB_{Res-SL} - para rios e reservatórios (CETESB, 2008), composto por métricas que refletem importantes atributos da comunidade sensíveis a degradação:

- **Riqueza (S)**, sendo a soma das categorias taxonômicas encontradas na amostra.
- **Índice de Comparação Sequencial (ICS)** (CAIRNS e DICKSON, 1971), em cujo cálculo foi empregado software desenvolvido pelo prof. Dr. Aristotelino Monteiro Ferreira para a CETESB (HENRIQUE-MARCELINO et al., 1992).
- **Riqueza de táxons sensíveis (Ssens)**, em que foram considerados sensíveis as famílias de Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera e o gênero *Stempellina* de Chironomidae-Tanytarsini em rios e as famílias de Ephemeroptera, Odonata, Trichoptera e o gênero *Stempellina* de Chironomidae-Tanytarsini em reservatórios.
- **Dominância de grupos tolerantes (T/DT)**, tendo sido considerados tolerantes, Tubificidae sem queta capilar, Naididae e *Chironomus*, em rios e *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Dero*, *Pristina*, *Pristinella* e *Chironomus*, em reservatórios.

Para o diagnóstico, estes descritores foram fundidos em índices multimétricos, adequados a cada tipo de ambiente, ou seja, rios e zona sublitoral de reservatórios, conforme Quadros 1 e 2. O valor final, que gera o diagnóstico ou a classificação final da qualidade do habitat, será simplesmente a média aritmética do ranking dos índices parciais.

Quadro 1. Índice da Comunidade Bentônica para rios (ICB_{RIO}).

CLASSE	PONTO	S	ICS	T/DT	Ssens
PÉSSIMA	5	AZÓICO			
RUIM	4	≤ 5	≤ 3,00	> 0,75	0
REGULAR	3	6 – 13	> 3,00 - ≤ 9,50	≥ 0,50 - < 0,75	1
BOA	2	14 – 20	> 9,50 - ≤ 20,00	> 0,25 - < 0,50	2
ÓTIMA	1	≥ 21	> 20,00	≤ 0,25	≥ 3

Quadro 2. Índice da Comunidade Bentônica para zona sublitoral de reservatórios (ICB_{RES-SL}).

CLASSE	PONTO	S	ICS	T/DT	Ssens
PÉSSIMA	5	AZÓICO			
RUIM	4	1 – 8	< 5,00	≥ 0,70	0
REGULAR	3	9 – 16	5,00 - < 15,00	0,40 - < 0,70	1
BOA	2	17 – 24	15,00 - < 25,00	0,10 - < 0,40	2
ÓTIMA	1	≥ 25	≥ 25,00	< 0,10	≥ 3

A incidência de deformidades foi calculada através da porcentagem de anomalias verificadas no mento de *Chironomus*, sendo o número de larvas com deformidades dividido pelo número total de larvas analisadas (N) e multiplicado por 100.

Através do Programa Estatístico PAST versão 1.76 (HAMMER et al., 2001) foi calculado o coeficiente de correlação de Spearman (rs) considerando $\alpha < 0,05$ para a determinação do grau de associação entre a incidência de deformidades e os resultados das análises químicas. Para comparar a diferença entre a incidência de deformidades na amostragem realizada no sedimento e na vegetação foi utilizado o Teste de Mann-Whitney (teste U) considerando $\alpha < 0,05$. Nessa análise foram comparados os conjuntos de dados do sedimento e da vegetação, não havendo uma comparação par a par, ou seja, ponto a ponto.

A análise de agrupamento dos pontos de coleta, de acordo com os dados de densidade da comunidade bentônica, foi realizada utilizando-se o índice de similaridade de Bray Curtis. Foi calculado também o coeficiente de correlação cofenética, para verificar a proporção expressa com que os resultados representam os dados originais, utilizando-se o programa Fitopac (SHEPHERD, 1996).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Análises físicas, químicas e bacteriológicas

4.1.1. Água de Superfície e de Fundo

Os rios estão sujeitos a inúmeras perturbações e a biota aquática reage a esses estímulos, sejam naturais, sejam antrópicos. A detecção dos resultados dos impactos sobre os rios depende do uso de indicadores biológicos (ROSENBERG; RESH, 1993) combinados com variáveis físicas e químicas que regem o funcionamento dos ecossistemas (WHITON, 1975).

A influência dos esgotos domésticos nos pontos amostrados foi evidenciada através da análise da água superficial e de fundo, que no geral, apresentou resultados fora dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 relativa à classe 2, conforme apresentado na Tabela 4.

Neste estudo, foram verificados altos valores de coliformes termotolerantes em todos os pontos de coleta (3.400 – 1.320.000 UFC/100mL), estando diretamente associados à poluição por esgotos domésticos. Os coliformes termotolerantes são um grupo de bactérias indicadoras de organismos originários predominantemente do trato intestinal humano e de outros animais (WHO, 1993).

Os valores de condutividade elétrica variaram entre 218,00 mS/cm, no Ponto 1, e 463,00 mS/cm, no Ponto 10. É uma variável que indica a quantidade de íons provenientes de sais existentes na coluna d'água e, portanto, representa uma medida indireta da concentração de poluentes (CETESB, 2008). Além disso, fornece dados sobre o metabolismo do ecossistema aquático e dos fenômenos que ocorrem na bacia de drenagem (ESTEVES, 1998). Segundo Margalef (1983), 50 mS/cm já indica um ambiente impactado. Valores elevados de condutividade também foram observados por Marrara (2008) em medições realizadas em agosto de 2005 no ribeirão Tatu (de 444,3 a 793,1 mS/cm), pertencente à bacia do rio Piracicaba. Esse resultado foi atribuído ao despejo de resíduos industriais sem tratamento adequado, não estando relacionado ao índice pluviométrico do período. Rodgher et al. (2005) obtiveram valores similares de condutividade no mês de julho de 2000 (período seco) nos rios Piracicaba (245 mS/cm) e Tietê (411 mS/cm). De acordo com esses autores, os íons estão mais concentrados no período seco, resultando em valores mais elevados de condutividade em relação ao período chuvoso.

O resultado da análise de Demanda Bioquímica de Oxigênio- DBO apresentou ampla variação, entre 5 mg/L, nos Pontos 1, 2 e 6, e 26 mg/L, no Ponto 10. Esta é uma medida indicadora de poluição orgânica que determina indiretamente a concentração de matéria orgânica biodegradável através da demanda de oxigênio exercida por microrganismos através da respiração (DERISIO, 1992). Quanto maior o valor da DBO, menor será a concentração de oxigênio dissolvido disponível na água, um fator limitante para a sobrevivência dos organismos aquáticos. Os resultados foram semelhantes ao observado por Marrara (2008) em estudo realizado no ribeirão Tatu, onde foi detectado 31 mg/L de DBO em agosto de 2005.

Os valores de fósforo total variaram amplamente, entre 0,1, nos Pontos 1, 6 e 7, e 2,0 mg/L, no Ponto 3. De acordo com von Sperling (2005) o fósforo é um elemento indispensável para o crescimento das algas e, quando em elevadas concentrações, pode conduzir a um crescimento excessivo desses organismos causando a eutrofização. De acordo com o monitoramento realizado pela CETESB em 2008 (CETESB, 2009), o rio Piracicaba (Ponto PCAB02100), a montante do ribeirão Quilombo, foi classificado como eutrófico pela média anual do Índice de Estado Trófico (IET), com média anual de 0,33 mg/L de fósforo total. Em outro ponto no rio Piracicaba avaliado pela CETESB em 2008, a jusante do ribeirão Tatu (PCAB02135), apresentou uma piora em relação à concentração média anual de fósforo (0,42 mg/L) e do IET, indicando condição supereutrófica das águas. O elevado grau de trofia observado no rio Piracicaba deve-se, provavelmente, tanto pela contribuição dos rios Atibaia

e Jaguari, seus formadores, quanto pelos lançamentos de esgotos domésticos e industriais dos municípios localizados neste trecho e pela carga difusa das atividades agrícolas.

Os valores de pH nos corpos d'água avaliados neste estudo variaram próximo da neutralidade (de 6,6 a 7,4), estando em conformidade com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005. Segundo Esteves (1998), o pH em sistemas naturais é influenciado pela concentração de íons H originados da dissociação do dióxido de carbono, que gera valores baixos de pH, e das reações entre os íons carbonato e bicarbonato com a água, que elevam os valores de pH para uma faixa alcalina. Muitos fatores como a geologia do local, a decomposição da matéria orgânica no sistema, além de processos biológicos, contribuem para o aumento ou diminuição do valor do pH em ecossistemas aquáticos.

Os valores de temperatura da água variaram entre 17,1 °C, no Ponto 9, e 23,6 °C, no Ponto 7. O grau de sombreamento promovido pela mata ciliar é um dos fatores que pode determinar as características da temperatura de um corpo d'água. Nos locais onde não há vegetação ripária, o sistema fica mais exposto à radiação solar direta e, a temperatura da água tende a ser mais elevada nos horários mais quentes do dia, causando variações diurnas. Essas características físicas definem aspectos importantes à biota aquática em sistemas lóticos (WETZEL; LIKENS, 1991).

A concentração de Oxigênio Dissolvido – OD medido na água de fundo teve ampla variação entre os locais estudados, de 0,2 mg/L, no Ponto 10, a 8,1 mg/L, no Ponto 4, sendo que as piores condições, ou seja os menores concentrações desta variável, foram verificadas nas sub-bacias do ribeirão Quilombo e Tatu. Em termos ecológicos, a repercussão mais nociva da poluição de um corpo d'água por matéria orgânica é a diminuição dos níveis de oxigênio dissolvido, causada pela respiração dos microorganismos envolvidos na depuração dos esgotos, sendo um fator seletivo para muitas espécies aquáticas (VON SPERLING, 2005). Assim, OD é considerada uma das variáveis limnológicas mais importantes por ser responsável pela manutenção da vida aquática, bem como pela caracterização dos ecossistemas aquáticos. As concentrações de OD na água dependem do equilíbrio entre a entrada desse gás, a partir da atmosfera ou via fotossíntese, e as perdas, devido às oxidações químicas e bióticas, particularmente decomposição orgânica (WETZEL, 1993).

No presente estudo, o aporte de matéria orgânica oriundo do lançamento de esgotos domésticos na bacia de drenagem contribuiu para um maior consumo de oxigênio e conseqüentemente na diminuição do OD da água de fundo. Resultados similares foram verificados em estudo realizado por Marrara (2008) no ribeirão Tatu, onde foi detectado de 0,82 a 1,68 mg/L de OD em água superficial. Rodgher et al. (2005) detectaram baixas

concentrações de OD no rio Piracicaba (1,25 mg/L) e no rio Tietê (3,31) em julho de 2005, sendo que a anoxia foi atribuída à intensa decomposição de matéria orgânica nesses corpos d'água.

Os resultados de nitrogênio amoniacal medido na água de fundo também indicaram ampla variação entre os locais estudados, de 0,2 mg/L, (Ponto 7), a 9,5mg/L (Ponto 8). Valor elevado para nitrogênio amoniacal também foi verificado pela CETESB no monitoramento realizado em 2008 (CETESB, 2009), no ribeirão Tatu (Ponto TATU04850), com média anual de 7,65 mg/L. Conforme a Resolução CONAMA 357/2005, os padrões para nitrogênio amoniacal total são expressos em função do pH, sendo esta uma forma de avaliar a toxicidade da amônia para as comunidades aquáticas, seguindo a proposta da EPA - Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (SILVA; JARDIM, 2007). De acordo com os valores de toxicidade crônica da amônia em função do pH e da temperatura propostos pela EPA (1999), para corpos de água contendo espécies de peixes em estágios iniciais de vida, os resultados observados no presente estudo nos Pontos 4, 5, 6, 8 e 9 para esta variável podem ser considerados tóxicos para essa biota aquática.

A pior condição sanitária foi verificada no ribeirão Tatu (Ponto 10), corpo d'água que recebe grandes quantidades de efluentes domésticos sem tratamento prévio (MARRARA, 2008).

Tabela 4. Resultados das análises das variáveis físicas e químicas em água superficial e água de fundo, na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba, Estado de São Paulo.

Ponto	V.M.P.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Água de superfície											
Coliformes Termotolerantes (UFC/100mL)	1.000	4.000	30.000	8.900	140.000	240.000	3.400	1.180	190.000	170.000	1.320.000
Condutividade (mS/cm)	*	218,00	336,00	329,00	405,00	421,00	281,00	341,00	345,00	334,00	463,00
DBO total (mg/L)	5	5	5	6	15	20	5	6	20	19	26
Fósforo total (mg/L)	0,1	0,1	0,2	2,0	0,6	1,4	0,1	0,1	1,3	1,4	0,8
pH	6,0 – 9,0	6,6	6,9	7,0	7,4	7,1	7,2	7,4	7,0	6,9	7,4
Temperatura da água (°C)	*	19,1	19,2	18,7	21,2	20,0	19,3	23,6	21,1	17,1	21,6
Transparência (m)	*	0,9	0,6	0,8	0,4	0,3	0,6	0,7	na	na	0,3
Água de fundo											
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	≥5,0	4,6	5,9	5,9	8,1	0,9	5,6	2,2	0,4	1,0	0,2
Nitrogênio amoniacal total (mg/L)	3,7	0,5	1,6	2,1	8,4	8,6	3,8	0,2	9,5	7,9	na

V.M.P. = Valores máximos e mínimos permitidos pela Resolução CONAMA 357/2005; negrito: resultados acima do limite estabelecido pela legislação

4.1.2. Sedimento

No compartimento sedimento foi detectada a presença de metais em concentrações acima dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 344/04 nos Pontos 3 (cobre e zinco), 6 (cádmio), 7 (cádmio, chumbo, cromo, níquel e zinco), 9 (arsênio) e 10 (cádmio e níquel), conforme apresentado nas Tabelas 5 e 6.

No rio Piracicaba, Ponto 3, também foi verificado valores acima do estabelecido pela legislação para os HPAs - Benzo(a)antraceno, Benzo(a)pireno, Criseno, Fenantreno, Fluoranteno e Pireno. De acordo com o relatório de monitoramento de 2008 da CETESB (CETESB, 2009), foi detectada em um ponto de monitoramento nesta bacia hidrográfica (PCAB 02130), localizado a jusante do ribeirão Tatu, a presença de metais (chumbo, cobre, cromo, níquel e zinco) e de HPAs (benzo(a)pireno, criseno, dibenzo(a,h)antraceno, fenantreno e fluoranteno) entre o nível 1 e o nível 2 da legislação. No contexto do CQS (Critério de avaliação da Qualidade dos Sedimentos) o sedimento desse ponto foi classificado como de qualidade regular.

A maior parte dos resultados que ultrapassaram os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA 344/04 estiveram acima do nível 1, o qual prevê-se baixa probabilidade de efeitos adversos à biota. Contudo merecem destaque os metais cromo, níquel e zinco no Ponto 7, e níquel no Ponto 10, com valores acima do nível 2, limiar acima do qual prevê-se um provável efeito adverso à biota.

As fontes de poluição por metais em ecossistemas aquáticos podem ser oriundas do desgaste ou erosão geológica, efluentes de mineração, efluentes industriais, efluentes domésticos e escoamento superficial urbano, escoamento de áreas rurais e fontes atmosféricas (FORSTNER; WITTMAN, 1983 apud DORNFELD, 2006). A presença de metais nos sedimentos de rios e lagos representa um potencial latente da degradação continuada desses ambientes mesmo que a coluna d'água e sua biota não apresentem concentrações desses elementos acima daquelas previstas na legislação vigente da qualidade da água (MOZETO, 2001).

A associação de causa e efeito entre metais e impactos biológicos, mesmo que baseada em correlações positivas entre esses dois fatores, não prova que os metais sejam os responsáveis por esses efeitos (BORGMANN, 2000a; 2000b apud MOZETO et al., 2006). Esses trabalhos demonstram, com base em dados de campo e laboratório, que esta associação não pode ser inferida a partir das concentrações de contaminantes determinadas em sedimentos uma vez que a biodisponibilidade dos mesmos varia muito de ambiente para

ambiente e que, por conseguinte, induz a grandes diferenças na bioacumulação desses contaminantes e nos efeitos biológicos (MOZETO et al., 2006).

A biodisponibilidade de contaminantes em sedimentos é influenciada por uma série de fatores, tais como: tamanho e área superficial das partículas, dureza, tipo de matéria orgânica, pH, gradientes redox, tempo de contato químico (dinâmica espacial e temporal), convecção na água intersticial, ressuspensão e deposição (fluxos), aclimatação de organismos, ingestão e bioturbação (BURTON, 2002).

Os HPAs são uma classe de compostos orgânicos semi-voláteis formados durante a combustão incompleta de carvão, óleo, gases, madeira e outras substâncias orgânicas. São considerados, em sua maior parte, pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, como sendo poluentes prioritários, que têm sido cuidadosamente estudados devido à sua toxicidade, persistência e predominância no meio ambiente (ROUBICEK; UMBUZEIRO, 2006).

Os sedimentos aquáticos podem adsorver facilmente esses compostos químicos, pois tem forte afinidade por contaminantes orgânicos e inorgânicos (CHAPMAN, 1986). Uma vez incorporados ao sedimento, a maioria dos contaminantes tende a diminuir sua mobilidade e se tornar mais persistente, o que resulta num acúmulo de substâncias tóxicas nesta matriz (ROUBICEK; UMBUZEIRO, 2006).

A caracterização granulométrica dos pontos de coleta, no geral, indica uma classificação arenosa dos sedimentos, conforme apresentado na Tabela 7. No Ponto 7 o sedimento foi classificado como argila siltica, o que favorece o acúmulo de contaminantes neste local.

Tabela 5. Resultados das análises para metais no sedimento, na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba, Estado de São Paulo.

Variável (mg/Kg)	Limite nível 1	Limite nível 2	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Arsênio total	5,9	17	1,81	1,98	3,10	1,28	nr	<2,00	6,01	<0,2	14,0	nr
Cádmio total	0,6	3,5	<0,5	<0,50	<0,50	<0,50	nr	0,75	1,12	<0,50	<0,50	2,45
Chumbo total	35	91,3	<15,0	<15,0	18,0	<15,0	<15,0	<15,0	35,7	<15,0	<15,0	<15,0
Cromo total	37,3	90	19,6	27,6	27,3	6,98	27,1	14,3	119	14,2	16,1	12,3
Mercúrio total	0,17	0,486	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	nr	<0,10	<0,10	<0,10	0,26	nr
Níquel total	18	35,9	5,89	6,57	13,1	<4,00	17,1	8,40	39,8	4,11	6,73	44,1
Zinco total	123	315	49,7	110	171	67,8	103	22,6	557	63,2	119	96,5

Limite nível 1 e nível 2 conforme Resolução CONAMA 344/04; nr: não realizado devido à problemas operacionais no laboratório da CETESB; negrito: resultados acima do limite estabelecido pela legislação

Tabela 6. Resultados das análises complementares no sedimento, na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba, Estado de São Paulo.

Variável (mg/Kg)	Limite nível 1	Limite nível 2	3	6	8
Alumínio total	-	-	15740	na	na
Cobre total	35,7	197	74,6	na	na
Ferro total	-	-	25360	na	na
Manganês total	-	-	131	na	na
HPAs					
Acenafteno	5,87	128	<20,0	<L.D.	<L.D.
Antraceno	46,9	245	27,7	<L.D.	<L.D.
Benzo(a)antraceno	31,7	385	53,9	<L.D.	<L.D.
Benzo(a)pireno	31,9	782	63,3	<L.D.	<L.D.
Benzo(b)fluoranteno	-	-	29,5	<L.D.	<L.D.
Benzo(g,h,i)perileno	-	-	102	<L.D.	<L.D.
Benzo(k)fluoranteno	-	-	25,0	<L.D.	<L.D.
Criseno	57,1	862	63,6	<L.D.	<L.D.
Dibenzo(a,h)antraceno	622	135	<30,0	<L.D.	<L.D.
Fenantreno	41,9	515	135	<L.D.	<L.D.
Fluoranteno	111	2355	180	<L.D.	<L.D.
Fluoreno	21,2	144	<20,0	<L.D.	<L.D.
Indeno(1,2,3-cd)pireno	-	-	<80,0	<L.D.	<L.D.
Naftaleno	34,6	391	<30,0	<L.D.	<L.D.
Pireno	53	875	187	<L.D.	<L.D.
PCBs	34,1	277	<2,50	na	na
Pesticidas Organoclorados	-	-	<L.D.	na	na

< L.D. = abaixo do limite de detecção do método; na: não analisado;
 negrito: resultados acima do limite estabelecido pela legislação;
 Limite nível 1 e nível 2 conforme Resolução CONAMA 344/04

Tabela 7. Classificação granulométrica das amostras de sedimentos segundo Shepard (1954), na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba, Estado de São Paulo.

Ponto	Classificação de Shepard (1954)
1	AREIA SÍLTICA
2	AREIA SÍLTICA
3	AREIA SÍLTICA
4	AREIA
5	AREIA
6	AREIA
7	ARGILA SÍLTICA
8	AREIA
9	AREIA ARGILOSA
10	AREIA

4.2. Testes ecotoxicológicos e de mutagenicidade

Na avaliação ecotoxicológica do presente estudo, apenas os pontos situados no rio Piracicaba (1, 2 e 3) e na sub-bacia do ribeirão Quilombo (4, 6 e 7) apresentaram efeito tóxico agudo para larvas de *Chironomus sancticaroli* (Tabela 8), indicando a presença de substâncias tóxicas no sedimento desses locais.

Efeito tóxico agudo para *Hyalella azteca* foi verificado apenas nos Pontos 7 (Lagoa Santa Clara) e 8 (ribeirão Quilombo), indicando a presença de substâncias tóxicas biodisponíveis no sedimento desses locais. Apesar de ter sido detectada a presença de metais acima dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 344/04 nos Pontos 3, 9 e 10, não foi verificado efeito tóxico para *Hyalella azteca*. É possível que os metais detectados nas análises químicas não se encontrem na forma tóxica para a biota, podendo estar associado à fração orgânica do sedimento. Esse teste não foi realizado nos Pontos 2, 4, 5 e 6 devido à baixa concentração de oxigênio dissolvido (<2,5mg/L) na água durante o ensaio, indicando uma qualidade ruim do local.

Efeito mutagênico para a bactéria *Salmonella typhimurium* foi detectado apenas no Ponto 2, rio Piracicaba, a jusante do ribeirão Quilombo. Neste ponto, não foram detectadas concentrações de metais acima do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 344/04, indicando a necessidade de investigação de outros tipos de contaminantes que podem estar presentes no local, principalmente os orgânicos, frequentemente relatados como causadores de efeitos mutagênicos. Apesar de ter sido detectada a presença de HPAs no Ponto 3, compostos orgânicos que frequentemente fornecem respostas positivas para o ensaio de mutagenicidade (ROUBICEK; UMBUZEIRO, 2006), não foi verificado efeito mutagênico no sedimento deste local. Compostos químicos que interagem com o material genético (DNA) causando mutações, são transferidos e acumulados através das cadeias tróficas, podendo causar efeitos deletérios nos indivíduos ou populações expostas (BRUSICK et al., 1992; DEARFIELD et al., 2002 apud ROUBICEK; UMBUZEIRO, 2006).

Tabela 8. Resultados dos testes ecotoxicológicos e de mutagenicidade, na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba, Estado de São Paulo.

Teste	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Teste com <i>Chironomus. sancticaroli</i>	T	T	T	T	NT	T	T	NT	NT	NT
Teste com <i>Hyaella azteca</i>	NT	nr	NT	nr	nr	nr	T	T	NT	NT
Teste de Ames	NM	M	NM	na						

T = tóxico; NT= não tóxico; M = mutagênico; NM = não mutagênico; nr: não realizado devido à problemas operacionais no laboratório da CETESB; na = não analisado

4.3. Estrutura da comunidade bentônica

A análise dos macroinvertebrados bentônicos coletados em dez pontos situados na bacia do rio Piracicaba indicou maior riqueza de táxons nos Pontos 1 (11 táxons), 2 (9 táxons) e 6 (9 táxons), conforme Tabela 9.

Foi verificada maior participação dos insetos, representados pelas ordens Odonata, Trichoptera, Coleoptera e Diptera, com destaque para a família Chironomidae – tribo Chironomini, que esteve presente em 70% dos pontos amostrados. Os anelídeos da família Tubificidae (classe Oligochaeta) estiveram presentes em todos os pontos de coleta. Outros grupos também foram amostrados neste estudo em menor abundância, quais sejam: Nematoda, Hirudinea, Bivalvia, Gastropoda e Turbellaria.

Representantes da família Hydroptilidae (Trichoptera) foram coletados apenas no Ponto 1. Os tricópteros são insetos que vivem a maior parte de suas vidas em corpos d'água bastante oxigenados (CALOR, 2007). A elevada diferença de susceptibilidade de várias espécies a poluentes e outros tipos de distúrbios ambientais, dá ao grupo grande importância em programas de monitoramento biológico (ROSENBERG; RESH, 1993). De acordo com o índice biótico Biological Monitoring Working Party Score System - BMWP adaptado (JUNQUEIRA et al., 2000), que ordena as famílias de macroinvertebrados aquáticos em grupos seguindo um gradiente de menor a maior tolerância dos organismos quanto à poluição orgânica, a família Hydroptilidae recebe pontuação 7, ou seja, com pouca tolerância à esse tipo de estresse ambiental. A preservação do local estudado, através de programas de controle e fiscalização da bacia do rio Piracicaba, principalmente em relação à mata ciliar, é de fundamental importância para a manutenção desse grupo, considerado sensível à degradação ambiental.

Em termos quantitativos, foi verificada maior densidade total de organismos nos Pontos 2 (84.750,96 ind/m²) e 3 (60.578,49 ind/m²) situados no rio Piracicaba, sendo que a família Tubificidae teve maior abundância relativa no Ponto 2 (72,9%) e a tribo Chironomini (família Chironomidae) no Ponto 3 (43,6%) (Figura 29 e Tabela 10).

A dominância de organismos está relacionada com a alta carga orgânica lançada nos ambientes estudados, sendo que no ribeirão Tatu (Ponto 10) até os organismos tolerantes não estão sobrevivendo, visto que neste local foi verificada a menor densidade total (89,67 org/m²).

De acordo com o ICS, a diversidade da comunidade bentônica foi maior nos Pontos 6 (7,42) e 1 (6,33), correspondendo às áreas menos impactadas observadas no presente estudo. Em contrapartida, o menor valor de diversidade (0,07) foi verificado na foz do ribeirão Quilombo (Ponto 4), um ambiente degradado que apresentou baixa riqueza de táxons.

Conforme resultados do índice multimétrico, a melhor qualidade ambiental foi observada nos Pontos 1 e 6, classificados como regular. Os demais pontos obtiveram classificação ruim.

Na análise de agrupamento com os dados das populações bentônicas (Figura 30), foram formados três principais grupos: o primeiro formado pelos pontos situados nas sub-bacias do ribeirão Quilombo (Pontos 4, 5, 8, 9) e ribeirão Tatu (Ponto 10); o segundo formado pelos pontos de melhor qualidade ambiental (Pontos 1 e 6) e pelos pontos situados na sub-bacia do rio Piracicaba (Pontos 2 e 3); e o terceiro formado pelo único ponto de ambiente lântico (Ponto 7). O coeficiente de correlação cofenética para este agrupamento foi de 0,95, mostrando que as repostas das análises em relação aos dados originais são significativas, admitindo-se que o coeficiente foi superior a 70%.

Conforme relatado anteriormente, foi verificada baixa concentração de oxigênio dissolvido na água de fundo nos Pontos 1, 5, 7, 8, 9 e 10. Segundo Heliövara e Väisänen (1993), concentrações de OD inferiores a 5 mg/L pode ser uma condição seletiva para muitos táxons da comunidade, permitindo apenas a colonização por populações de espécies menos sensíveis a esta variável e, valores abaixo de 3,5 mg/L, apenas espécies de Oligochaeta, dípteros do gênero *Chironomus* e larvas que respiram oxigênio atmosférico (como os dípteros das famílias Syrphidae

Tabela 9. Valores de densidade (ind/m²) dos táxons da comunidade bentônica do sedimento, na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba, Estado de São Paulo.

Ponto	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
ARTHROPODA										
INSECTA										
Diptera										
Chironomidae										
Chironomini	755,79	7993,44	26414,22	64,05	204,96	14167,86	0,00	0,00	358,68	0,00
Ortocladiinae	0,00	0,00	25,62	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Tanytarsini	0,00	0,00	12,81	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Psychodidae	0,00	0,00	0,00	0,00	12,81	0,00	0,00	0,00	38,43	0,00
Odonata										
Gomphidae	51,24	25,62	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Libellulidae	12,81	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Trichoptera										
Hydroptilidae	12,81	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Coleoptera										
Staphilinidae	0,00	12,81	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
NEMATODA	38,43	0,00	0,00	0,00	0,00	25,62	0,00	0,00	0,00	0,00
ANNELIDA										
Oligochaeta										
Naididae	1204,14	14424,06	11516,19	0,00	102,48	1152,90	0,00	12,81	0,00	51,24
<i>Dero*</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	166,53	0,00	0,00	0,00
Tubificidae	4457,88	61821,06	22571,22	7365,75	24069,99	6033,51	0,00	1076,04	10004,61	38,43
<i>Limnodrilus*</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2331,42	0,00	0,00	0,00
Hirudinea										
Glossiphonidae	102,48	320,25	0,00	0,00	0,00	76,86	0,00	0,00	0,00	0,00
MOLUSCA										
Bivalvia										
Sphaeriidae	25,62	25,62	12,81	0,00	0,00	243,39	0,00	0,00	0,00	0,00
Gastropoda										
Corbiculidae	51,24	0,00	0,00	0,00	0,00	1332,24	0,00	0,00	0,00	0,00
Thiaridae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	153,72	0,00	0,00	0,00	0,00
Physidae	0,00	115,29	12,81	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PLATYHELMINTHES										
Turbellaria	38,43	12,81	12,81	0,00	0,00	12,81	0,00	0,00	0,00	0,00

*analizados apenas no Ponto 7 – ambiente lântico

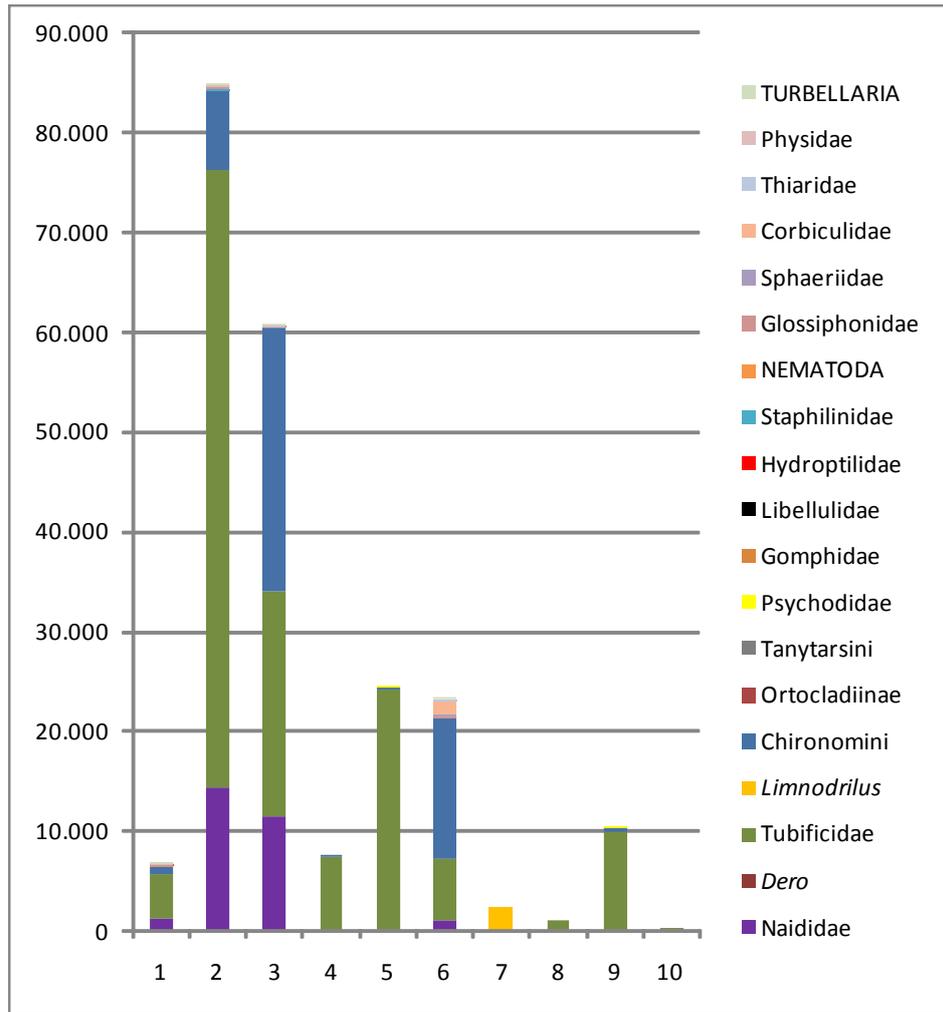


Figura 29. Densidade (ind/m^2) dos táxons da comunidade bentônica, na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba, Estado de São Paulo.

Tabela 10. Resultados dos índices descritores da comunidade bentônica, na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba, Estado de São Paulo.

Ponto	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Riqueza total	11	9	8	2	4	9	2	2	3	2
Riqueza de sensíveis (Ssens)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Densidade total (ind/m^2)	6.750,87	84.750,96	60.578,49	7.429,8	24.390,24	23.198,91	2.497,95	1.088,85	10.401,72	89,67
Dominância (%)	66,03	72,94	43,60	99,14	98,69	61,07	93,33	98,82	95,95	57,14
T/DT	0,87	0,97	0,80	0,99	1,00	0,55	1,00	1,00	0,98	1,00
ICS	6,33	4,37	5,71	0,07	0,14	7,42	0,27	0,11	0,50	1,20
Índice Multimétrico	3	4	4	4	4	3	4	4	4	4

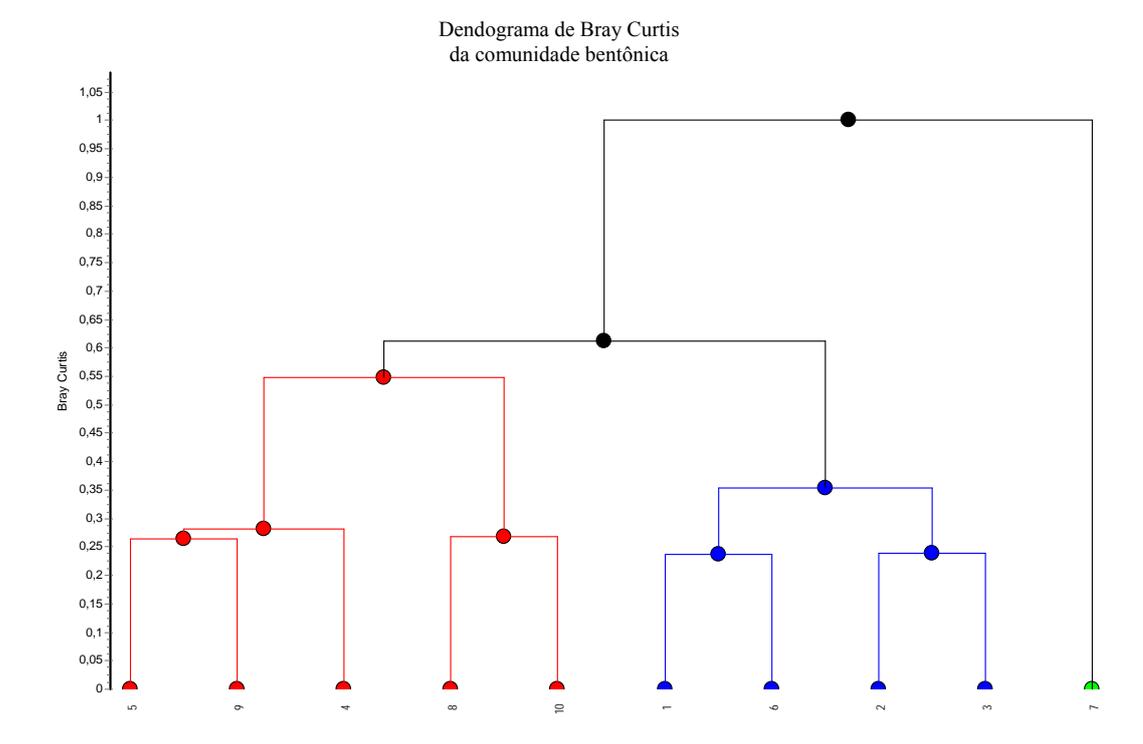


Figura 30. Dendograma obtido da análise de agrupamento por similaridade de Bray Curtis da comunidade bentônica dos pontos amostrados na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba, estado de São Paulo.

4.4. Incidência de deformidades morfológicas no mento de *Chironomus*

4.4.1. Larvas coletadas no sedimento

A incidência de deformidades analisada no mento de larvas de *Chironomus* nas amostras de sedimento é apresentada na Tabela 11. No total foram analisadas 957 larvas, sendo que em apenas quatro pontos de coleta (2, 3, 5 e 6) obteve-se o valor mínimo estabelecido para análise de deformidades (Figura 31). Nos Pontos 7 e 10 não foram encontradas larvas de *Chironomus*.

As maiores incidências de deformidades foram verificadas nos Pontos 3 (36,3%) e 2 (25,3%), ambos localizados no rio Piracicaba. A falta de dentes no mento foi o tipo de deformidade mais comum, seguido de *GAP*.

Nos estudos conduzidos por Hudson e Ciborowski (1996) em corpos d'água contaminados no Canadá, a falta de dentes no mento também foi a deformidade mais freqüente analisada nas larvas de Chironomidae e o *gap* ocorreu raramente. No Ponto 3 ocorreram todos os tipos de deformidades, podendo estar relacionadas com a presença dos

contaminantes detectados no sedimento (zinco, cobre e HPAs). Segundo Dickman et al. (1992) os HPAs agem como teratogêno, os quais iniciam processos que resultam na falta de dentes ou malformação dentária. Anomalias teratogênicas surgem devido às alterações no desenvolvimento celular e ao mau funcionamento das mesmas durante o ciclo de vida larval (HUDSON; CIBOROWSKI, 1996).

Com o intuito de se ampliar as informações sobre a incidência de deformidades no mento de *Chironomus*, são apresentados na Tabela 12 dados dos monitoramentos realizados pela CETESB entre os anos de 2002 a 2008 em diversos corpos d'água do Estado de São Paulo.

Nesse sentido, considerando os dados levantados no presente estudo e os dados dos monitoramentos realizados pela CETESB, pode-se observar que a incidência de deformidades variou entre 1,3% no Ponto 6, ribeirão Jacuba, pertencente a sub-bacia do ribeirão Quilombo, a 36,3% no Ponto 3, rio Piracicaba. Os tipos de deformidades com maior ocorrência foram falta de dentes e *GAP*. Ressalta-se que apesar da baixa incidência de deformidades observadas no ribeirão Jacuba, foi verificada toxicidade do sedimento deste ponto de coleta para *Chironomus sancticaroli* e registrada a presença de cádmio acima do limite estabelecido pela legislação.

A elevada incidência de deformidades observada na bacia hidrográfica do rio Piracicaba, tanto em estudos anteriores, como pelo presente estudo, indica que as populações locais de *Chironomus* estão sendo negativamente afetadas pelos poluentes. Os resultados deste trabalho confirmam que a poluição na bacia hidrográfica do rio Piracicaba é um processo contínuo (no tempo e no espaço) e não uma poluição pontual.

Segundo Bird (1995), na maioria dos estudos sobre deformidades no mento de Chironomidae, mais de 5% das larvas examinadas apresentam deformidades. Contudo, em ambientes extremamente poluídos, mais de 83% das larvas tem apresentado deformidade. De acordo com Wiederholm (1984), em ambientes fortemente poluídos, de 30-40% das larvas de Chironomidae apresentam deformidades nas peças bucais.

Tabela 11. Incidência de deformidades do mento em larvas de *Chironomus* no sedimento, na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba, Estado de São Paulo.

Ponto	Incidência(%)	N	Normal	GAP	Falta	Excesso	Bifurcação no dente central	Alterações na qualidade do sedimento
1	7,1	14	13	0	0	0	1	efeito tóxico para <i>C.sanctiacaroli</i>
2	25,3	300	224	20	37	0	19	efeito tóxico para <i>C.sanctiacaroli</i> ; mutagenicidade para <i>Salmonella typhimurium</i>
3	36,3	281	179	31	44	1	26	efeito tóxico para <i>C.sanctiacaroli</i> ; zinco, cobre, Benzo(a)antraceno, Benzo(a)pireno, Criseno, Fenantreno, Fluoranteno e Pireno (nível 1)
4	0,0	1	1	0	0	0	0	efeito tóxico para <i>C.sanctiacaroli</i>
5	7,1	112	104	0	2	1	5	-
6	1,3	149	147	1	1	0	0	efeito tóxico para <i>C.sanctiacaroli</i> ; cádmio (nível 1)
7	-	-	-	-	-	-	-	efeito tóxico para <i>C.sanctiacaroli</i> e <i>H.azteca</i> ; cádmio e chumbo (nível 1), cromo, níquel e zinco (nível 2)
8	3,7	82	79	0	1	2	0	efeito tóxico para <i>H.azteca</i>
9	0,0	18	18	0	0	0	0	arsênio (nível 1)
10	-	-	-	-	-	-	-	cádmio (nível 1) e níquel (nível 2)

(-) = não realizado

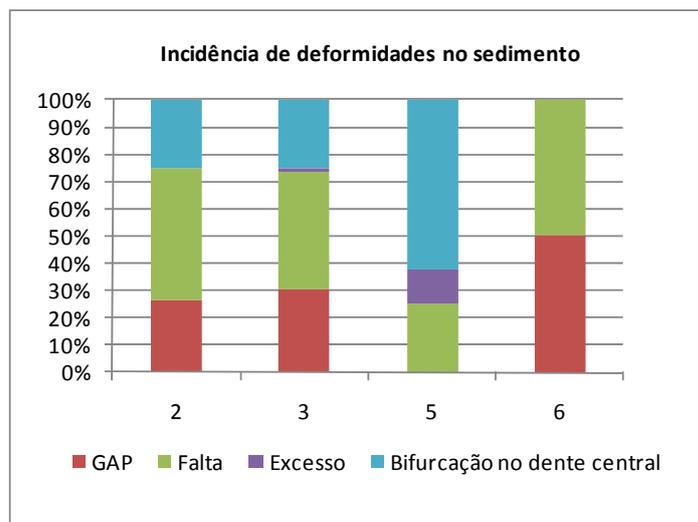


Figura 31. Incidência de deformidades do mento em larvas de *Chironomus* no sedimento, na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba, Estado de São Paulo.

Tabela 12. Incidência de deformidades do mento em larvas de *Chironomus* no histórico do monitoramento da CETESB.

Local	Incidência (%)	N	Normal	GAP	Falta	Excesso	Bifurcação no dente central	Alterações na qualidade do sedimento
rio Sorocaba (2002)	4,1	295	283	0	9	0	3	efeito tóxico para <i>Hyaella azteca</i>
rio Piracicaba (2002)	35,0	300	195	32	47	2	24	efeito tóxico para <i>Hyaella azteca</i>
rio Piracicaba (2004)	31,4	255	175	19	37	1	23	chumbo, cobre, cromo, níquel (nível 1) e, cádmio e zinco (nível 2); efeito tóxico para <i>Hyaella azteca</i>
rio Corumbataí (2003)	4,0	202	194	0	4	1	3	
rio Atibaia – Paulínia (2002)	8,0	162	149	5	5	0	3	efeito tóxico para <i>Hyaella azteca</i>
rio Atibaia – Paulínia (2004)	3,2	158	153	2	3	0	0	chumbo, cobre, cromo, níquel (nível 1) e, cádmio e zinco (nível 2); efeito tóxico para <i>Hyaella azteca</i>
rio Atibaia - Itatiba (2002)	2,4	297	290	2	3	1	1	
ribeirão Quilombo (2004)	33,3	135	90	13	6	1	25	chumbo, cobre, cromo e zinco (nível 1) e, cádmio e níquel (nível 2)
ribeirão Tatu (2004)	3,8	104	100	0	1	1	2	chumbo, cromo e zinco (nível 1) e cádmio, cobre e níquel (nível 2)
rio Jacupiranguinha (2008)	6,3	175	164	1	9	1	0	cromo e níquel (nível 1).

Fonte: Relatórios CETESB 2003, 2004, 2005, 2009.

4.4.2. Larvas coletadas na vegetação

Da fauna associada à vegetação foram analisadas 517 larvas de *Chironomus*, conforme Tabela 13. Em apenas cinco pontos obteve-se o N mínimo de 100 indivíduos para análise das deformidades morfológicas (Figura 32).

A incidência de deformidades mais elevada no mento de *Chironomus* foi observada nos Pontos 4 (11,0%) e 10 (6,0%), sendo a bifurcação no dente central mediano a deformidade mais frequente, seguida de falta de dentes no mento. Bird et al. (1995) observaram em seu estudo sobre o efeito do chumbo em *Chironomus tentans* que a bifurcação no dente central mediano foi o tipo mais comum de deformidade. Esses autores consideram

que essa é uma deformidade causada provavelmente pelo endocruzamento nas culturas, ou seja, de caráter mutagênico, e sugere que pode ser uma anomalia natural comum.

Comparando-se os resultados da incidência de deformidades das larvas coletadas na vegetação e no sedimento verifica-se que os Pontos 4, 8 e 10 puderam ser mais bem avaliados, em termos de qualidade ambiental, através dos resultados da incidência de deformidades nas larvas da vegetação, pois no sedimento não havia número significativo de larvas para análise de deformidades. Talvez a toxicidade do sedimento nesses locais esteja impedindo a permanência desses insetos no sedimento.

No Ponto 5 foi verificada maior incidência de deformidades nas larvas coletadas no sedimento (7,11%) em relação às da vegetação (1%). Já no Ponto 6, a maior incidência foi verificada na vegetação, contudo não houve diferença significativa entre os resultados.

Tabela 13. Incidência de deformidades do mento em larvas de *Chironomus* associadas a vegetação, na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba, Estado de São Paulo.

Ponto	Incidência(%)	N	Normal	GAP	Falta	Excesso	Bifurcação no dente central
4	11,0	100	90	3	2	1	5
5	1,0	100	98	0	1	0	0
6	2,0	101	99	0	1	0	1
8	2,0	100	98	0	0	0	2
9	0,0	16	16	0	0	0	0
10	6,0	100	94	2	2	0	2

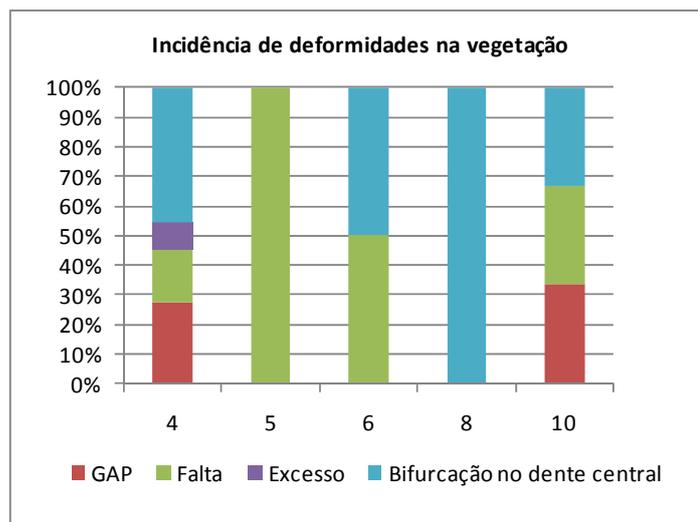


Figura 32. Incidência de deformidades do mento em larvas de *Chironomus* associadas a vegetação, na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba, Estado de São Paulo.

4.4.3. Larvas mantidas em laboratório

A incidência de deformidades analisada no mento de *Chironomus sancticaroli* é apresentada na Tabela 14. No total, 622 larvas sobreviveram ao ensaio de ecotoxicidade, sendo que apenas no Ponto 9 foi obtido o N mínimo de 100 organismos, conforme estabelecido para avaliação das amostras ambientais. Contudo, para cada teste realizado, houve a comparação dos resultados com uma amostra controle através de análise estatística para verificação da significância do dado, não requerendo assim um N mínimo de 100 organismos para cada ponto.

Os organismos expostos ao sedimento controle do ensaio apresentaram média de deformidade de 20,17%. No estudo conduzido por Dornfeld (2006) para avaliação da toxicidade de metais (cádmio e cobre) em ensaios agudos e crônicos utilizando *Chironomus xanthus* observou-se somente $2,0 \pm 2,8\%$ de deformidade no mento das larvas do controle. Contudo, Vermeulen et al. (2000), também verificaram alta incidência de deformidades em suas culturas e no controle de seus testes (entre 34 e 56%) e concluíram que o cruzamento entre parentes nas culturas é tido como o maior fator responsável pelos altos níveis de deformidades em controles.

A maior incidência de deformidades em larvas de *C. sancticaroli* foi verificada na amostra do Ponto 5 (82,6%), situado no ribeirão Quilombo, a jusante de uma indústria de tecidos, sendo a falta de dentes no mento o tipo de deformidade mais comum, seguido de excesso de dentes. Essa amostra apresentou diferença significativa (Test T) em relação ao controle do experimento, demonstrando a presença de compostos químicos responsáveis pela elevação do percentual de deformidade no mento dos organismos expostos. A diferença de resultados encontrada entre a incidência de deformidades observada nas larvas coletadas no campo (sedimento e vegetação) e nas larvas mantidas em laboratório pode estar associada à sensibilidade das espécies, sendo que *C. sancticaroli* respondeu melhor ao impacto dos compostos tóxicos presentes neste local.

As amostras dos Pontos 2, 4 e 10 também apresentaram elevados percentuais de deformidades, contudo não houve diferença significativa em relação às deformidades observadas na amostra controle.

Tabela 14. Incidência de deformidades no mento de *Chironomus sancticaroli*.

Ponto	Incidência no controle %	Incidência na amostra%	N	Normal	GAP	Falta	Excesso	Bifurcação no dente central
1	5,9 ¹	5,1	78	74	0	1	3	0
2	32,1 ²	35,7	28	18	1	8	1	0
3	5,9 ¹	7,3	41	38	0	2	0	1
4	32,1 ²	48,1	27	14	0	11	2	0
5	31,0 ³	82,6	69	12	2	46	7	2
6	11,7 ⁴	0,0	18	18	0	0	0	0
7	11,7 ⁴	4,9	81	77	0	3	1	0
8	5,9 ¹	6,3	95	89	1	3	2	0
9	5,9 ¹	3,8	104	100	0	2	2	0
10	11,7 ⁴	12,3	81	71	0	7	3	0

¹ – controle 1; ² – controle 2; ³ – controle 3; ⁴ – controle 4

4.5. Análise Integrada

Se os contaminantes podem ter um impacto tão grande em um táxon comumente encontrado e normalmente tolerante como *Chironomus*, pode-se supor que o efeito deletério em espécies raras, menos tolerantes e vulneráveis deva ser consideravelmente maior, o que causaria um grande declínio na diversidade da comunidade. A redução e a eliminação dessas espécies por forças não naturais, diminuem seriamente a resiliência do ambiente para absorver e recuperar o impacto dos efluentes industriais (WARWICK 1990).

Sedimentos tóxicos produzem profundas alterações na estrutura das comunidades bentônicas, com reduções drásticas na abundância e riqueza de espécies. Metais, embora algumas vezes essenciais, tornam-se tóxicos em concentrações mais elevadas. Mesmo metais ligados a partículas de sedimentos, considerados não biodisponíveis pelos modelos geoquímicos, podem ser pelo menos em parte hidrolisados, após ingestão, devido ao pH levemente ácido do aparelho digestivo de insetos (HELIÖVARA e VÄISÄNEN, 1993). Por outro lado alguns organismos têm exibido tolerância a metais, desenvolvida a partir de mecanismos de exclusão, excreção ativa ou estoque intracelular (KRANTZBERG; STOKES, 1990 apud HELIÖVARA e VÄISÄNEN, 1993).

Warwick et al. (1987) verificam que há uma correlação direta entre o grau de contaminação do sedimento e a incidência de deformidades. Contudo, no presente estudo, na maioria dos pontos amostrados, não foi verificada essa correspondência direta entre a frequência de deformidades e o nível bruto de contaminantes. Foi verificada correlação positiva (coeficiente de Spearman) apenas entre a incidência de deformidades e as concentrações de zinco no sedimento ($rs=1$; $\alpha=0$). As outras variáveis medidas no sedimento

e na água não estiveram correlacionadas com a incidência de deformidades. Essa relação não linear entre a concentração de metais e as deformidades foi verificada por Hudson e Ciborowski (1996b), onde uma alta incidência de deformidades em populações de quironomídeos coletados de sedimentos moderadamente contaminados foi maior em relação aos sedimentos fortemente contaminados. Uma possibilidade para a não linearidade entre a dose-resposta é a redução nas taxas de atividade e de alimentação das larvas frente às elevadas concentrações de metais, diminuindo assim a ingestão de sedimentos contaminados (MARTINEZ et al., 2001).

De acordo com Martinez et al. (2001), o zinco induz às deformidades em larvas expostas a este metal, sendo a falta de dentes uma das deformidades mais encontradas nesse tipo de exposição. Em outro estudo conduzido pelos mesmos autores (MARTINEZ et al., 2004), 14% das larvas de *Chironomus tentans* expostas ao sedimento contaminado por zinco apresentaram deformidades no mento, considerado um efeito teratogênico.

Em locais onde não foram encontrados contaminantes no sedimento, mas foi verificada deformidade morfológica no mento de *Chironomus* e toxicidade para o *C. sancticaroli*, o composto tóxico pode não ter sido identificado através das análises realizadas, sendo necessária uma complementação dos estudos na busca por outras prováveis fontes de poluição, conforme os dados observados nos Pontos 1 e 2. Outro fator para a não detecção de contaminantes no sedimento é a caracterização granulométrica deste compartimento. Na maioria dos pontos analisados no presente trabalho o sedimento foi classificado como arenoso, que não favorece o acúmulo de substâncias químicas, e, portanto dificulta sua detecção nessa matriz.

Uma dificuldade para os estudos de deformidades *in situ* está relacionada ao número mínimo de larvas necessárias a serem analisadas, que irão fornecer um valor estatístico adequado. Do total de dez pontos analisados, em apenas quatro foram encontradas populações significativas de larvas de *Chironomus* no sedimento, ou seja, sendo possível a obtenção do N mínimo de 100 larvas. Nesses casos, o esforço amostral pode ser aumentado. Contudo, em ambientes fortemente poluídos e ou contaminados, os organismos são severamente afetados, podem morrer e, conseqüentemente, não serão encontrados (HUDSON; CIBOROWSKI, 1996).

Nesses locais onde foi obtido um pequeno número de larvas no sedimento (N menor que 100), foi observado efeito tóxico para *C. sancticaroli*, sugerindo que os contaminantes presentes neste compartimento já estariam causando efeitos agudos à biota, e conseqüentemente os organismos não foram coletados. A complementação das análises com a

amostragem de larvas na vegetação pode ser uma alternativa positiva para se avaliar os locais com pouca ou nenhuma larva no sedimento. Contudo, deve haver também uma análise de possíveis contaminantes presentes na coluna d'água.

No presente estudo não houve correlação significativa entre a incidência de deformidades dos organismos coletados na vegetação e a presença de contaminantes no sedimento, bem como das variáveis medidas em água superficial. Comparando-se a amostragem realizada no sedimento e na vegetação, os quais obtiveram o N mínimo de 100 larvas, não houve diferença significativa (teste Mann-Whitney) entre a incidência de deformidades observada na amostragem em ambos os substratos ($\alpha=0,2703$). Contudo esse resultado pode estar relacionado ao baixo número de pontos analisados.

Valores de incidência natural de deformidades no mento de *Chironomus* têm sido estudados por diversos pesquisadores. Warwick (1988) verificou que a incidência de deformidades em locais não poluídos variou de 1% a 14%. Dickman et al. (1990) apud Dickman et al. (1992) encontraram 9% de incidência de deformidades em Chironomini e Tanytarsini em Welland River, Ontario, enquanto que Lenat (1993) encontrou 5,4% de deformidades em águas classificadas como limpas. Dermott (1991) e Hudson e Ciborowski (1996a) apud Burt et al. (2003) sugeriram que uma incidência de deformidades de 3% é típica de ambiente referência da região dos Grandes Lagos. Nos estudos sobre níveis basais de incidências de deformidades em quironomídeos nos Grandes Lagos, Canadá, Burt et al. (2003) encontrou 3,15% de deformidades em larvas de *Chironomus*.

No presente estudo, nenhum dos pontos pode ser considerado como local de referência, ou seja, um ambiente não impactado. Contudo, de acordo com os dados do monitoramento realizado pela CETESB em 2002 (CETESB 2003), o rio Atibaia, localizado no município de Itatiba, é apontado como um local que ainda pode ser considerado de boa qualidade ambiental, onde não foi detectada a presença de contaminantes no sedimento, nem toxicidade deste para os organismos testes. A incidência de deformidades no mento de *Chironomus* desse local foi de 2,4%

Em estudo mais recente (no prelo, CETESB, 2010), também realizado pelo órgão ambiental, não foi verificada deformidade no mento de *Chironomus* em um trecho do rio Paraibuna, inserido em região de baixa densidade populacional, em área de preservação, ocupado por pequenos bairros e com atividade agropecuária familiar. Este local apresenta alta diversidade de espécies aquáticas, porém ainda não foram realizadas medições de variáveis físicas e químicas na água e no sedimento.

As análises de deformidades realizadas em larvas de *C. sancticaroli* nas amostras de sedimento controle dos testes de toxicidade indicaram alta incidência de deformidades, não podendo ser utilizadas no presente estudo como um dado de referência.

Utilizando-se os dois valores de incidência de deformidades obtidos em locais de referência no estado de São Paulo (0% e 2,4%), além do valor de 3% proposto por Burt et al. (2003), tem-se uma média de 2% como valor limite para a incidência de deformidades em ambientes não impactados. Desse modo, propõe-se que novas investigações sejam realizadas em locais de referência no país para determinação do valor limite de incidência de deformidades no mento de *Chironomus*, visando a inclusão dessa variável em programas de monitoramento da qualidade ambiental.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

- A influência dos esgotos domésticos nos pontos amostrados na bacia do rio Piracicaba foi evidenciada através da análise da água superficial e de fundo, que no geral, apresentou resultados fora dos limites estabelecidos para corpos d'água classe 2 pela Resolução CONAMA 357/2005 para coliformes termotolerantes, condutividade elétrica, DBO, fósforo total, OD e nitrogênio amoniacal, sendo a pior condição sanitária verificada no ribeirão Tatu (Ponto 10), corpo d'água que recebe grandes quantidades de efluentes domésticos sem tratamento prévio.
- No sedimento foi detectada a presença de metais e de HPAs em concentrações que estão fora dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 344/04 em vários dos pontos analisados, com destaque para os Pontos 7 e 10, que apresentaram valores de metais acima do nível 2, limiar que prevê um provável efeito adverso à biota.
- Efeito tóxico agudo para larvas de *Chironomus sancticaroli* foi verificado nos pontos situados no rio Piracicaba (1, 2 e 3) e na sub-bacia do ribeirão Quilombo (4, 6 e 7), indicando a presença de substâncias tóxicas no sedimento desses locais. Na Lagoa Santa Clara (Ponto 7) e no ribeirão Quilombo (Ponto 8) foi verificado efeito tóxico agudo para *Hyalella azteca*. Efeito mutagênico para a bactéria *Salmonella typhimurium* foi detectado apenas no rio Piracicaba (Ponto 2), a jusante do ribeirão Quilombo, indicando a necessidade de investigação de contaminantes que podem estar presentes neste ponto e na sub-bacia do ribeirão Quilombo, principalmente os orgânicos, frequentemente relatados como causadores de efeitos mutagênicos.
- Melhor condição ambiental para a comunidade bentônica, porém ainda considerada regular de acordo com o índice multimétrico utilizado pela CETESB, foi verificada no ribeirão Jacuba (Ponto 6) e no rio Piracicaba (Ponto 1), correspondendo às áreas menos impactadas observadas no presente estudo. Os demais pontos obtiveram classificação ruim. Devido à presença de representantes dos insetos tricópteros da família Hydroptilidae no rio Piracicaba (Ponto 1), apesar do baixo número encontrado, recomenda-se a preservação deste local visando a manutenção desse grupo no ambiente aquático, considerado sensível à degradação ambiental, através de programas de controle e fiscalização da bacia do rio Piracicaba, principalmente em relação à mata ciliar. O ribeirão Tatu (Ponto 10) apresentou

alta dominância de organismos, sugerindo-se um maior controle da carga orgânica lançada nesta sub-bacia, visando à preservação da comunidade aquática.

- Em apenas quatro pontos de coleta obteve-se o valor mínimo estabelecido para análise de deformidades no sedimento, sendo que as maiores incidências foram verificadas no rio Piracicaba (Pontos 2 e 3). A falta de dentes no mento foi o tipo de deformidade mais comum, seguido de GAP.

- A elevada incidência de deformidades observada na bacia hidrográfica do rio Piracicaba, tanto em estudos anteriores, como pelo presente estudo, indica que as populações locais de *Chironomus* estão sendo negativamente afetadas pelos poluentes. Os resultados deste trabalho confirmam que a poluição nesta bacia é um processo contínuo (no tempo e no espaço) e não uma poluição pontual.

- Através dos resultados da incidência de deformidades observada nas larvas de *Chironomus* coletadas na vegetação alguns pontos localizados nas sub-bacias dos ribeirões Quilombo e Tatu puderam ser mais bem avaliados, em termos de qualidade ambiental, pois no sedimento não havia número significativo de larvas para análise de deformidades. Talvez a toxicidade do sedimento nesses locais esteja impedindo a permanência desses insetos no sedimento.

- Os organismos expostos ao sedimento controle do ensaio de ecotoxicidade com *Chironomus sancticaroli* apresentaram alta incidência de deformidade podendo estar relacionada com o cruzamento entre parentes nas culturas. A maior incidência de deformidades em larvas de *C. sancticaroli* foi verificada na amostra do ribeirão Quilombo (Ponto 5), situado a jusante de uma indústria de tecidos. A diferença de resultados encontrada entre a incidência de deformidades observada nas larvas coletadas no campo (sedimento e vegetação) e nas larvas mantidas em laboratório pode estar associada à sensibilidade das espécies, sendo que *C. sancticaroli* respondeu melhor ao impacto dos compostos tóxicos presentes neste local.

- Na maioria dos pontos amostrados não foi verificada uma correspondência direta entre a frequência de deformidades e o nível bruto de contaminantes. Correlação positiva foi verificada apenas entre a incidência de deformidades e as concentrações de zinco. Devido à

toxicidade conhecida desse metal, sugere-se o seu monitoramento na bacia hidrográfica do rio Piracicaba, além da fiscalização das fontes industriais desse contaminante.

- Em locais onde não foi detectada a presença de metais e de compostos orgânicos no sedimento, mas foram observadas deformidades morfológicas no mento de *Chironomus* e toxicidade para *Chironomus sancticaroli*, o composto tóxico pode não ter sido identificado através das análises realizadas, sendo necessária uma complementação dos estudos na busca por outras prováveis fontes de poluição.

- Em locais onde há um pequeno número de larvas de *Chironomus* no sedimento a complementação das análises com a amostragem de larvas na vegetação pode ser uma alternativa positiva para se avaliar as deformidades no mento de *Chironomus*. Contudo, essa avaliação deve ser realizada juntamente com a análise de possíveis contaminantes presentes na coluna d'água.

- Nenhum dos pontos analisados no presente estudo pode ser considerado como local de referência para se determinar a incidência natural de deformidades no mento de larvas de *Chironomus*. Contudo, de acordo com os dados do monitoramento realizado pela CETESB e de outros estudos que estão sendo desenvolvidos pelo órgão ambiental em áreas preservadas no estado de São Paulo, além dos valores propostos por autores de outros países, sugere-se o valor de 2% como limite para a incidência natural de deformidades em ambientes não impactados, devendo ser realizadas novas investigações em locais de referência no país, visando a inclusão dessa variável em programas de monitoramento da qualidade ambiental.

- A avaliação de deformidades no mento de *Chironomus* se mostrou uma eficiente medida *in situ* de efeitos sub-letais na população bentônica, indicando os locais onde devem ser mais intensas as investigações ecotoxicológicas.

- O monitoramento de um sistema biológico baseado em deformidades morfológicas no mento de larvas de *Chironomus* deve levar em conta, além da incidência de deformidades (porcentagem) e do tipo de deformidade, a composição taxonômica da comunidade bentônica, a análise dos possíveis contaminantes presentes no sedimento e na água e os

dados ecotoxicológicos do sedimento. Assim, um conjunto completo de informações poderá dar suporte às tomadas de decisões, buscando melhorar a qualidade de ambientes que estão em situação crítica.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 15470: Ecotoxicologia aquática – Toxicidade em sedimentos – Método de ensaio com *Hyaella* spp (Amphipoda)**. Rio de Janeiro, 2007.
- ADMIRAAL, W.; BARRANGUET, C.; VAN BEUSEKOM, S.A.M. ; BLEEKER, E.A.J.; VAN DEN ENDE, F.P.; VAN DER GEEST, H.G.; GROENENDIJK, D.; IVORRA, N.; KRAAK, M.H.S.; STUIJFZAND, S.C. Linking ecological and ecotoxicological techniques to support river rehabilitation. **Chemosphere**, 41,289-295, 2000.
- APHA, AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21^a ed.** Washington, DC: APHA / AWWA / WEF, 2005.
- ARAÚJO, R.P.A.; SHIMIZU, G.Y.; ALMEIDA, C.A.A.; ROCHA, O. Testes com Invertebrados para Avaliar a Toxicidade de Contaminantes Associados ao Sedimento de Ecossistemas de Água Doce. In: MOZETO, A.A.; UMBUZEIRO, G.A.; JARDIM, W.F. (Eds.) **Métodos de coleta, análises físico-químicas e ensaios biológicos e ecotoxicológicos de sedimentos de água doce**. São Carlos: Cubo Multimídia, 2006. Cap. 1, p. 111-133.
- BHATTACHARYAY, G; SADHU, A.K., MAZUMDAR, A.; CHAUDHURI, P.K. Antennal deformities of chironomid larvae and their use in biomonitoring of heavy metal pollutants in the river Damodar of west Bengal, India. **Environmental Monitoring and Assessment**, 108, 67–84, 2005.
- BIRD, G.A. Use of chironomid deformities to assess environmental degradation in the Yamaska River, Quebec, **Environ. Monit. Assess**, 30:163-175, 1994.
- BIRD, G.A.; SCHWARTZ, W.J.; JOSEPH, L.D. The effect of ²¹⁰Pb and stable lead on the induction of menta deformities in *Chironomus tentans* larvae and on their growth and survival. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Vol.14, No.12, pp.2125-2130, 1995.
- BORGMANN, U. Methods for assessing the toxicological significance of metals in aquatic ecosystems: Bio-accumulation toxicity relationships, water concentrations and sediment spiking approaches. **Aquatic Ecosystem Health and Management**, v.3, n.3, p.227-289, 2000a.
- BORGMANN, U. Assessing contaminated sediments: Is the sediment quality triad enough? **SETAC Globe Newsletter**, v.1, n.5, p.35-36, 2000b.
- BOUSFIELD, E.L. A contribution to the reclassification of neotropical freshwater Hyalellid Amphipods (Crustacea: Gammaridae, Talitroidea). **Bolletino del Museo Civico di Storia Naturale di Verona**, v.20, n. 1993, p. 175-224, 1996.
- BRESSAN Jr, H.; MONTEIRO, M.; FERREIRA, V.S. **Cargas e vazões da Bacia do Rio Piracicaba. Curso Principal**. São Paulo: CETESB. 119 p, 2004.

- BRINKHURST, R.O.; HAMILTON, A.L.; HERRINGTON, H.B. **Components of the Bottom Fauna of the St. Lawrence Great Lakes**. Great Lakes Institute, Univ. of Toronto, No. PR33. 50p, 1968.
- BRINKHURST, R.O.; MARCHESE, M. **Guía para la identificación de oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centroamérica**. Asociación de Ciências Naturales del Litoral, Colección Climax 6, 2. ed., 1992.
- BRUSICK, D.J.; GOPALAN, H.N.B; HESELTINE, E; HUISMANS, J.W; LOHMAN, P.H.M. (Eds.). **Assessing the risk of genetic damage**. Botswana: Gaborone Hodder & Stoughton. 52 p. 1992.
- BURT, J.; CIBOROWSKI, J.J.H.; REYNOLDSON, T. B. Baseline incidence of Mouthpart Deformities in Chironomidae (Diptera) From The Laurentian Great Lakes, Canadá. **J. Great Lakes Res.**, 29(1):172-180, 2003.
- BURTON, G.A. Sediment quality criteria in use around the world. **Limnology**, v.3, n.2, p.65-75, 2002.
- BUSS, D. F.; BAPTISTA, D.F.; NESSIMIAN, J.L. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Cad. Saúde Pública**, Rio de Janeiro, 19(2):465-473, 2003.
- CAIRNS JR., J; DICKSON, K.L. A simple method for biological assesment on the effects of the most discharges on aquatic bottom- dwelling organisms. **J. Water Pollut. Control Fed.**, v. 43, n. 5, p. 755-762. 1971.
- CALOR, A.R. Trichoptera. In: **Guia on-line de Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo**. Disponível em: http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/index_trico.2007.
- CBH - PCJ, Comitê das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiáí. **Plano de bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiáí para o quadriênio 2008-2011**. 662p, 2008.
- CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Guia de coleta e preservação de amostras de águas**. São Paulo. 150 p., 1988.
- CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Norma Técnica L5.620: mutação gênica reversa em *Salmonella typhimurium* - teste de Ames - método de ensaio**. São Paulo. 40 p., 1993.
- CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo, 2002**. São Paulo, 2003.
- CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Determinação do bentos de água doce – Macroinvertebrados – Método qualitativo e quantitativo**. São Paulo, CETESB, Norma Técnica, maio de 2003.
- CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo, 2003**. São Paulo, 2004.

- CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo, 2004**. São Paulo, 2005.
- CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo, 2008**. São Paulo, 2009.
- CHAPMAN, P.M. Sediment quality criteria from the sediment quality triad: na example. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v.5, p.957-964, 1986.
- CIBOROWSKI, J.J.H.; CORKUM, L.D. Organic contaminants in adult aquatic insects of the St. Clair and Detroit rivers, Ontario, Canada. **J.Great Lakes Res.** 14:148-156, 1988
- COLOMBO, J.C. **Diagnóstico e diretrizes para o plano diretor de drenagem urbana. Ribeirão Quilombo – Americana – SP**. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, 2002.
- CONAMA, CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos mínimos para a avaliação do material a ser dragado em águas jurisdicionais brasileiras, e dá outras providências. **Resolução Nº 344**, de 25 de março de 2004.
- CONAMA, CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Resolução Nº 357**, de 17 de março de 2005.
- CORREIA, L.C.S. **Contribuição para o conhecimento do gênero *Chironomus* Meigen, 1803 na Região Neotropical**. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de São Carlos, 148 p., 2004.
- CRANSTON, P.S.; REISS, F. The larvae of Chironomidae (Diptera) of the Holarctic region – Keys to subfamilies. In: WIEDERHOLM, T. (eds.). **Chironomidae of the Holarctic region: keys and diagnoses. Part 1. Larvae**. Ent. Scand. Suppl., v.19, 1983. p.11-15.
- CRANSTON, P. S. Introduction. In: ARMITAGE, P. D.; CRANSTON, P. S.; PINDER, L. C. V. (eds). **The Chironomidae: biology and ecology of non-biting midges**. London, UK: Chapman & Hall, 1995. p.1-7.
- CUSHMAN, R.M. Chironomid deformities as indicators of pollution from a synthetic, coal-derived oil. **Freshwater Biology**: 14, 179-182, 1984.
- DANIEL, M.H.B.; MONTEBELO, A.A.; BERNARDES, M.C.; OMETTO, J.P.H.B.; CAMARGO, P.B.; KRUSCHE, A.V.; BALLESTER, M.V.; VICTORIA, R.L.; MARTINELLI, L.A. Effects of urban sewage on dissolved oxygen, dissolved inorganic and organic carbon, and electrical conductivity of small streams along a gradient of urbanization in the Piracicaba River Basin. **Water, Air, and Soil Pollution** 136: 189–206, 2002.

- DEARFIELD, K.L.; CIMINO, M.C.; MCCARROLL, N.E.; MAUER, I.; VALCOVIC, L.R. Genotoxicity risk assessment: a proposed classification strategy. **Mutation Research**, v.521, p.121-135, 2002.
- DERISIO, J.C. **Introdução ao controle de poluição ambiental**. São Paulo: CETESB, 1992, 210 p.
- DERMOTT, R.M. Deformities in larval *Procladius* spp. and dominant Chironomini from the St. Clair River. **Hydrobiologia**, 219:171-185, 1991.
- DICKMAN, M.; YANG, J.R.; BRINDLE, I.D. Impacts of Heavy Metals on higher aquatic plant, diatom and benthic invertebrate communities in the Niagara River watershed near Welland, Ontario. **Water Pollution Research Journal of Canada**, 25:131-159, 1990.
- DICKMAN, M.; BRINDLE, I.; BENSON, M. Evidence of Teratogens in Sediments of The Niagara River Watershed as Reflected by Chironomid (Diptera: Chironomidae) Deformities. **J. Great Lakes Res.** 18(3):467-480, 1992.
- DIGGINS, T.P.; STEWART, K.M. Deformities of aquatic larval midges (Chironomidae:Diptera) in the sediments of the Buffalo River, New York. **J. Great Lakes Res.** 19:648-659, 1993.
- DORNFELD, C.B. **Utilização de *Chironomus* sp (Diptera, Chironomidae) para avaliação da qualidade de sedimentos e contaminação por metais**. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2006.
- EPLER, J.H **Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of Florida**. Tallahassee: Department of Environmental Protection, Revised Edition. 1995.
- ESTEVEZ, F.A. **Fundamentos de limnologia**. Interciência. 2ª ed., Rio de Janeiro, 602p., 1998.
- FILHO, A.P.; MATTOS, S.H.V. L.; ORSI, L.; VICENTE, A.K.; VICENTE, L.E. Monitoramento e gerenciamento de bacias urbanas associados a inundação: diagnose da bacia do ribeirão Quilombo na região metropolitana de Campinas utilizando geotecnologias. **Revista do Departamento de Geografia**, 19: 44-54, 2006.
- FONSECA, A. L. **Avaliação da qualidade da água na bacia do Rio Piracicaba/SP através de testes de toxicidade com invertebrados**. 211p. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1997.
- FONSECA, A.L.; ROCHA, O. Laboratory cultures of the natives species *Chironomus xanthus* Rempel, 1939 (Diptera-Chironomidae). **Acta Limnologica Brasiliensia**, n.16, v.2, p.153-161, 2004.
- FORSTNER, U.; WITTMAN, G.T.W. **Metal pollution in the aquatic environment**. Springer-Verlag, 2. edição revisada, Berlin, Alemanha, 1983. 475p.
- GIESY, J.P., GRANNEY, R.L., NEWSTED, J.L., ROSIU, C.J., BENDA, A.; KREIS, R.G., HORVATH, F.J. Comparison of three sediment bioassay methods using Detroit River sediments. **Environ. Toxicol. Chem.** 7:483-498, 1988.

- GIESY, J.P., HOKE, R.A. Freshwater sediment toxicity bioassessment: rationale for species selection and test design. **J.Great Lakes Res.** 15(4):539-569, 1989.
- GONZALEZ, E.R.; WATLING, L. Redescription of *Hyalella azteca* from its type locality, Vera Cruz, Mexico (Amphipoda:Hyalellidae). **Journal of Crustacean Biology**, v.22, n.1, p.173-183, 2002.
- GROENENDIJK, D.; ZEINSTR, L.W.M.; POSTMA, J.F. Fluctuating asymmetry and mentum gaps in populations of the midge *Chironomus riparius* (Diptera:Chironomidae) from a metal contaminated river. **Environ.Toxicol.Chem.**, 17:1999-2005, 1998.
- HAMILTON, A.L.; SÆTHER, O.A. The occurrence of characteristic deformities in the chironomid larvae of several Canadian lakes. **Canadian Entomologist**, 103: 363-368, 1971.
- HAMMER, O.; HARPER, D.A.T.; RYAN, P.D. PAST: Palaeontological Statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica** 4(1): 9 pp. 2001. Disponível em <http://folk.uio.no/ohammer/past>
- HELIÖVAARA, K.; VÄISÄNEN, R. **Insects in pollution**. CRC – Press, Inc., Boca Raton, 1993.
- HENRIQUE-MARCELINO, R.M.; LOPES, C.F.; MILANELLI, J.C.C; JOHNSCHER-FORNASARO, G.; MORAES, AC.; BRUNI, A.C.; CUTRUPI, S. **Macrofauna bentônica de água doce: avanços metodológicos**. São Paulo, CETESB, Relatório Técnico, 1992. 16p.
- HUDSON, L.A.; CIBOROWSKI, J.H. Spatial and taxonomic variation in incidence of mouthpart deformities in midge larvae (Diptera: Chironomidae: Chironomini). **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** 53: 297-304, 1996a.
- HUDSON, L.A.; CIBOROWSKI, J.J.H. Teratogenic and genotoxic responses of larval *Chironomus salinarius* group (Diptera:Chironomidae) to contaminated sediments. **Environ. Toxicol.Chem.** 15:1375-1381, 1996b.
- ILYASHUK, B.; ILYASHUK, E.; DAUVALTER, V. Chironomid responses to long-term metal contamination: a paleolimnological study in two bays of Lake Imandra, Kola Peninsula, northern Russia. **Journal of Paleolimnology**, 30: 217–230, 2003.
- JANSSENS DE BISTHOVEN, L.; HUYSMANS, C.; OLLEVIER, F. The in situ relationships between sediment concentrations of micropollutants and morphological deformities in *Chironomus gr.thummi* larvae (Diptera, Chironomidae) from lowland rivers (Belgium): a spatial comparison. In: CRANSTON, P. (ed). **Chironomids: from genes to ecosystems**. CSIRO Publications, East Melbourne, Australia, 1995, p 63-80.
- JANSSENS DE BISTHOVEN, L.; VERMEULEN, A.; OLLEVIER, F. Experimental Induction of Morphological Deformities in *Chironomus riparius* Larvae by Chronic Exposure to Copper and Lead. **Arch. Environ. Contam. Toxicol.**, 35, 249–256, 1998.

- JANSSENS DE BISTHOVEN, L.; POSTMA, J.; VERMEULEN, A.; GOEMANS, G.; OLLEVIER, F. Morphological deformities in *Chironomus riparius* Meigen larvae after exposure to cadmium over several generations. **Water, Air, and Soil Pollution**, 129: 167-179, 2001.
- JEYASINGHAM, K. ; LING, N. Head capsule deformities in *Chironomus zealandicus* (Diptera: Chironomidae), influence of site and substrate. New Zealand J. mar. **Freshwat. Res.** 31: 175–184, 1997.
- JOHNSON, R.K.; WIEDERHOLM, T.; ROSENBERG, D.M. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations and species assemblages of benthic macroinvertebrates. Pp. 40-105. In: ROSENBERG, D.M.; RESH; V.H. (eds.). **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall, 1993. 488p.
- JUNQUEIRA, M. V.; AMARANTE, M. C.; DIAS, C. F. S.; FRANÇA, E. S. Biomonitoramento da qualidade das águas da Bacia do Alto Rio das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.12, p. 73-87, 2000.
- KNIGHT, A.W. **The evaluation of contaminated sediments employing selected benthic freshwater invertebrates**. USEPA Cooperative Agreement No.CR-808424, University of California, Davis, Calif. U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory, Corvallis, Oreg., Final report, 1984.
- KRANTZBERG, G; STOKES PM. Metal concentrations and tissues distribution in larvae of *Chironomus* with reference to X-ray microprobe analysis. **Arch. Environ. Contam. Toxicol.** 19:84–93, 1990.
- KUHLMANN, M.L.; HAYASHIDA, C.Y.; ARAÚJO, R.P.A. Using *Chironomus* (Chironomidae: Diptera) mentum deformities in environmental assessmen. **Acta Liminol. Bras.**, 12:55-61, 2000.
- LARSSON, P. Transport of PCBs from aquatic to terrestrial environments by emerging chironomids. **Environ.Pollut.** 34:283-289, 1984.
- LENAT, D.R. Using mentum deformities of *Chironomus* larvae to evaluate the effects of toxicity and organic loading in streams. **J.N. Am. Benthol. Soc.** 12(3):265-269,1993.
- LINDEGAARD, C. Classification of water-bodies and pollution. In: ARMITAGE, P; CRANSTON, P.S.; PINDER, L.C.V. **The Chironomidae: the biology and ecology of non-bitingmidges**. Chapman & Hall, 572pp, 1995.
- LOEB, S. L.; SPACIE, A. **Biological monitoring of aquatic systems**. Florida, Lewis Publishers, 1994. 381 p.
- MACDONALD, E.E.; TAYLOR, B.R. Incidence of mentum deformities in midge larvae (Diptera:Chironomidae) from Northern Nova Scotia, Canada. **Hydrobiologia** ,563:277–287, 2006.

- MADDEN, C.P. ; SUTER, P.J.; NICHOLSON, B.C.; AUSTIN, A.D. Deformities in chironomid larvae as indicators of pollution (pesticide) stress. **Neiherlands Journal of Aquatic Ecology**, 26(2-4) 551-557, 1992.
- MARGALEF,R. **Limnologia**. Ed.Omega, 1983.1010p.
- MARRARA, A. C.T. **Avaliação físico-química e ecotoxicológica do Ribeirão Tatu no Município de Limeira – SP**. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, 2008.
- MARTINEZ, E.A.; MOORE, B.C.; SCHAUMLOFFEL, J.; DASGUPTA, N. Induction of morphological deformities in *Chironomus tentans* exposed to zinc and lead-spiked sediments. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Vol. 20, No.11, pp. 2475-2481, 2001.
- MARTINEZ, E.A.; MOORE, B.C.; SCHAUMLOFFEL, J.; DASGUPTA, N. Teratogenic Versus Mutagenic Abnormalities in Chironomid Larvae Exposed to Zinc and Lead. **Arch. Environ. Contam. Toxicol.** 47,193-198, 2004.
- MATTHEWS, R. A.; BUIKEMA, A. L. ; CAIRNS JR., J. Biological monitoring part IIA: Receiving system functional methods relationships, and indices. **Water Research**, 16:129-139, 1982.
- MEREGALLI, G.; BETTINETTI, B.; PLUYMERS, L.; VERMEULEN, A.C.; ROSSARO, B. ;OLLEVIER, F. Mouthpart deformities and nucleolus activity in field-collected *Chironomus riparius* larvae. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, 42: 405-409, 2002.
- MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. (eds). **An introduction to the aquatic insects of North America**. 3th ed. Kendal/Hurt Publ. Co. 722p. 1996.
- METCALFE, J. L. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrates communities: history and present status in Europe. **Environmental Pollution**, 60:101- 139, 1989.
- MOZETO, A.A. **Crítérios de qualidade de sedimentos (CQS) para metais pesados: fundamentos teóricos e técnicos para implementação**. Anexo do relatório de Pós-doutorado FAPESP, 2001. 86p.
- MOZETO, A.A.; UMBUZEIRO, G.A.; ARAÚJO, R.P.A.A.; JARDIM, W.F. Esquema de Avaliação Integrada e Hierárquica da Qualidade de Sedimentos (AIHQ). In: MOZETO, A.A.; UMBUZEIRO, G.A.; JARDIM, W.F. (Eds.) **Métodos de coleta, análises físico-químicas e ensaios biológicos e ecotoxicológicos de sedimentos de água doce**. São Carlos: Cubo Multimídia, 2006. Parte IV - Cap. 1, p. 194-221.
- PENNAK, R.W. **Water Invertebrates of the United States - Protozoa to Mollusca**. John Wiley & Sons, Inc. N.Y. 3^a ed. 628p, 1989.

- PEREZ FILHO, A.; MATTOS, S.H.V.L.; ORSI, L.; VICENTE, A.K.; VICENTE, L.E. Monitoramento e gerenciamento de bacias urbanas associados à inundação: diagnose da bacia do ribeirão quilombo na região metropolitana de campinas utilizando geotecnologias. **Revista do Departamento de Geografia**, 19, p. 44-54, 2006.
- PINDER, L.C.V. The habitats of chironomid larvae. In: ARMITAGE, P. D.; CRANSTON, P. S.; PINDER, L. C. V. (eds). **The Chironomidae: biology and ecology of non-biting midges**. London: Chapman & Hall, 1995. pp 107-135.
- PROJETO PIRACENA. **Banco de Dados – Geoprocessamento – Bacia do Rio Piracicaba**. Campinas CRIA. 2001. Disponível em <http://www.cena.usp.br/piracena>. Acesso em 01/12/2009.
- REBOUÇAS, A.C.; BENEDITO, B.; TUNDISI, J.G. **Águas Doces no Brasil. Capital Ecológico, Uso e Conservação**. 3ª ed. Editora Escrituras, 2006.
- REISS, F. Vier neue *Chironomus* – Arten (Chironomidae, Diptera) und ihre ökologische Bedeutung für die Benthosfauna zentralamazonischer Seen und Überschwemmungswälder. **Amazoniana**, v.5, n.1, p.3-23, 1974.
- RODGHER, S.; ESPÍNDOLA, E.L.G.; ROCHA, O.; FRACÁCIO, R.; PEREIRA, R.H.G.; RODRIGUES, M.H.S. Limnological and ecotoxicological studies in the cascade of reservoirs in the Tietê River (São Paulo, Brazil). **Braz. J. Biol.**, 65(4): 697-710, 2005.
- ROSENBERG, D.M.; RESH, V.H. (Eds). **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. New York, Chapman & Hall, 1993.
- ROSIU, C.J.; GIESY, J.P.; KREISS, R.G., Jr. Toxicity of sediments in the Trenton Channel, Detroit River, Michigan to *Chironomus tentans* (Insecta:Chironomidae). **J. Great Lakes Res.**, 15:570-580, 1989.
- ROUBICEK, D.A.; UMBUZEIRO, G.A. Teste de Mutagenicidade – Ensaio *Salmonella/microsoma* (Teste de Ames) em Microsuspensão. In: MOZETO, A.A.; UMBUZEIRO, G.A.; JARDIM, W.F. (Eds.) **Métodos de coleta, análises físico-químicas e ensaios biológicos e ecotoxicológicos de sedimentos de água doce**. São Carlos: Cubo Multimídia, 2006. Cap. 4, p. 174-181.
- SAMPAIO, A.V. **Dinâmica populacional e produtividade de uma população de Amphipoda de água doce**. São Carlos: Departamento de Ciências Biológicas – Universidade Federal de São Carlos, 1988. 24 p. Relatório de Estágio.
- SANSEVERINO, A.M.; NESSIMIAN, J. L. Assimetria Flutuante em Organismos Aquáticos e sua Aplicação para Avaliação de Impactos Ambientais. **Oecol. Bras.**, 12 (3): 382-405, 2008.
- SCHLOESSER, D.W. Zonation of mayfly nymphs and caddisfly larvae in the St.Marys River. **J.Great Lakes Res.**, 14:227-233, 1988.

- SERVIA, M.J.; COBO, F.; GONZÁLEZ, M.A. Deformities in larval *Prodiamesa olivacea* (Meigen, 1818) (Diptera, Chironomidae) and their use as bioindicators of toxic sediment stress. **Hydrobiologia**, 385: 153-162, 1998.
- SERVIA, M.J.; COBO, F.; GONZÁLEZ, M.A. Algunos aspectos de la ontogenia de las deformidades larvárias de *Chironomus riparius* Meigen, 1804 (Diptera, Chironomidae). **Limnetica** 17: 65-69 (1999), 1999.
- SERVIA, M.J.; COBO, F.; GONZÁLEZ, M.A. Multiple trait analysis of fluctuating asymmetry levels in anthropogenically and naturally stressed sites: A case study using *Chironomus riparius* (Meigen, 1804) larvae. **Environmental Monitoring and Assessment**, 90: 101-112, 2004.
- SHEPARD, F.P. Nomenclature base don sand-silt-clay rations. **Journal of Sedimentary Petrology**, 24:151-158, 1954.
- SHEPHERD, G.J. **FITOPAC1 – manual do usuário**. Campinas, Depto de Botânica/UNICAMP, 1996.
- SILVA, G.S.; JARDIM, W.F. Aplicação do método da carga máxima total diária (CMTD) para a amônia no Rio Atibaia, região de Campinas/Paulínia – SP. **Eng. Sanit. Ambient**, Vol.12, Nº 2,160-168, 2007.
- SLOOF, W.; CANTON, J.H.; HERMENS, J.L.M. Comparison of the susceptibility of 22 fresh water species to 15 chemical compounds I. (Sub)acute toxicity tests. **Aquat.Toxicol**, 4, 113-128, 1983.
- SPEIS, M; REISS, F. Catalog and bibliography of Neotropical and Mexican Chironomidae (Insecta, Diptera). **Spixiana**, v.22, p.61-119, 1996.
- STRIXINO, S.T. **A largura da cabeça na determinação das fases larvais de Chironomidae na Represa do Lobo, São Paulo**. 289p. Dissertação (Mestrado) - Departamento de Biologia, Universidade de São Paulo, 1973.
- STRIXINO, S.T. **Estudo sobre a fecundidade de *Chironomus sancarlensis* sp (Díptera, Chironomidae)**. 349p. Tese (Doutorado) - Departamento de Biologia, Universidade de São Paulo. São Paulo, 1980.
- 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, 229p., 1995.
- USEPA, UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Update of ambient Water Quality Criteria for Ammonia**. 822-R-99-014, 1999.
- USEPA, UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Methods for measuring the toxicity and bioaccumulation of sediment-associated contaminants with freshwater invertebrates**. Washington, D.C.: EPA - 600-99/064. 192p. 2ed., 2000.

- USEPA, UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Statistical Analysis for Biological Methods: Trimmed Spearman-Kärber Method. Version 1.5.** Ecological Exposure Research Division. United States Environmental Protection Agency, 2006
- VERMEULEN, A.C.; LIBERLOO, G.; DUMONT, P.; OLLEVIER, F.; GODDEERIS, B. Exposure of *Chironomus riparius* larvae (dipteral) to lead, mercury and β -sitosterol: effects on mouthpart deformation and moulting. **Chemosphere**, 41, 1581-1591, 2000.
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2005. 452 p.
- WARWICK, W.F. Palaeolimnology of the Bay of Quinte, Lake Ontario: 2800 years of cultural influence. **Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences**, 206: 1-117. 1980.
- WARWICK, W.F. Morphological abnormalities in Chironomidae (Diptera) larvae as measures of toxic stress in freshwater ecosystems: indexing antennal deformities in *Chironomus* Meigen. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 42: 1881-1914, 1985.
- WARWICK, W.F.; FITCHKO, J.; MCKEE, P.M.; HART, D.R.; BURT, A.J. The incidence of deformities in *Chironomus* spp From Port Hope Harbour, Lake Ontario. **J.Great Lakes Res.** 13(1):88-92, 1987.
- WARWICK, W.F. Morphological deformities in Chironomidae (Diptera) larvae as biological indicators of toxic stress. Pp. 281-320. In: EVANS, M.S. (ed.). Toxic Contaminants and Ecosystem Health; a Great Lakes Focus. Nova York: Wiley and Sons, 1988. 602p.
- WARWICK, W.F. Morphological deformities in Chironomidae (Diptera) larvae from the Lac St. Louis and Laprairie Basins of the St. Lawrence River. **J.Great Lakes Res.**, 16(2):185-208, 1990.
- WASHINGTON, H. G. Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. **Water Research**, 18:653-694, 1984.
- WEST, Inc; Gulley, D. **Toxstat 3.5.** Wyoming, USA: University of Wyoming. 1996. 38p.
- WETZEL, R. G. **Limnology.** Washington : Saunders College Publ., 1983. 919p.
- WETZEL, R. G., LIKENS, G.E. **Limnological analyses.** New York: Springer – Verlag, 1991. 391p.
- WHITTON, B.A. **River Ecology.** Blackwell Scientific Publications, 1975. 725pp.
- WHO - WORLD HEALTH ORGANISATION. **Guidelines for Drinking Water Quality.** Health Criteria and Other Supporting Information, Geneva, vol.2, 1993.

- WIEDERHOLM, T. ; ERIKSSON, L. Subfossil chironomids as evidence of eutrophication in Ekoln Bay, central Sweden. **Hydrobiologia**, 62, 195–208, 1979.
- WIEDERHOLM, T. Incidence of deformed chironomid larvae (Diptera: Chironomidae) in Swedish lakes. **Hydrobiologia**, 109(3): 243-249, 1984.
- WILLIAMS, D.D.; NESTEROVITCH, A.I.; TAVARES, A.F.; MUZZATTI, E.G. Morphological deformities occurring in Belarusian chironomids (Diptera: Chironomidae) subsequent to the Chernobyl nuclear disaster. **Freshwater Biology**, 46: 503-512, 2001.