

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO
SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE
CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL
DIRETORIA DE ENGENHARIA, TECNOLOGIA E QUALIDADE AMBIENTAL
DEPARTAMENTO DE ANÁLISES AMBIENTAIS
DIVISÃO DE ANÁLISES HIDROBIOLÓGICAS
SETOR DE COMUNIDADES AQUÁTICAS

**APLICAÇÃO DA TRÍADE NA
AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE
SEDIMENTOS EM REDES DE
MONITORAMENTO**

Dezembro/2007

DOCUMENTO

<i>Tipo</i>	<i>Data</i>	<i>Origem</i>	<i>Nº Página / V</i>	<i>Nº Mapas</i>
RELATÓRIO TÉCNICO	12/07	EAH	107	1

TÍTULO DO DOCUMENTO

APLICAÇÃO DA TRIÁDE NA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE SEDIMENTOS EM REDES DE MONITORAMENTO.

AUTOR RESPONSÁVEL

Assinatura / Carimbo / Data

AUTORES / ENTIDADES OU UNIDADES A QUE PERTENCEM

Bióloga Mônica L. Kuhlmann (EAHC)
Bióloga Helena M. Watanabe (EAHC)
Farmacêutica-Bioquímica Rosalina P. A. Araújo (EAHE)
Bióloga Marta C. Lamparelli (EAH)

DOCUMENTO AUTORIZADO POR

Assinatura / Carimbo / Data

DOCUMENTO REVISADO

Assinatura / Carimbo / Data

CLASSIFICAÇÃO DE SEGURANÇA

☒ Externa ☐ Interna

☐ Reservada

PALAVRAS CHAVES

TRIÁDE; QUALIDADE; RIO SOROCABA; QUÍMICA; TOXICIDADE; COMUNIDADE BENTÔNICA; SEDIMENTO

CÓDIGO E TÍTULO DO PROJETO

O.S. 53.20.09.00 - Atualização e Aperfeiçoamento de Metodologias Analíticas.

DISTRIBUIÇÃO INTERNA

Áreas / Nº de Cópias

EAH/1; EAHC/1; EAHE/1; EEQI/1; ARDB/2

USO DA BIBLIOTECA

<i>Classificação de Assunto</i>	<i>Nº Documento</i>	<i>Visto / Carimbo / Data</i>

TÍTULO DO DOCUMENTO

APLICAÇÃO DA TRIÁDE NA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE SEDIMENTOS EM REDES DE MONITORAMENTO.

RESUMO

Nessa projeto procurou-se levantar e avaliar a possibilidade de aplicação de ferramentas para o diagnóstico apresentadas na abordagem da tríade de qualidade de sedimentos na Rede de Monitoramento do Estado de São Paulo. Para tanto, além de um extenso levantamento bibliográfico e do uso de dados da Rede de Monitoramento da CETESB, foram executadas amostragens em 5 pontos de coleta na Bacia do rio Sorocaba, para a simulação e melhor avaliação das linhas propostas. São sugeridas melhorias na aplicação das três linhas de evidência atualmente utilizadas (química, toxicidade e comunidade bentônica), testadas formas de integração das informações que incluem a visualização gráfica, a matriz de decisão e várias estratégias multivariadas. Como resultado desses trabalhos, algumas recomendações para melhoria no diagnóstico e no aproveitamento dos dados da Rede de Monitoramento são sugeridas. A transformação da série de dados em um único índice, já tentada por alguns autores, não é recomendada, pois a literatura consultada indica que este procedimento conduz à perda de informações importantes, que podem ser cruciais para a tomada de decisões. A dinâmica de discussões dos resultados das diferentes linhas de evidência entre os diversos especialistas, atualmente utilizada na confecção do relatório elaborado pela CETESB, deve ser mantida, embora possa ser melhorada, sendo a forma indicada por muitos pesquisadores para o estabelecimento de um diagnóstico final, seguido de recomendações para ações de controle e tomada de decisões, relativas à melhoria ambiental.

OBSERVAÇÕES



APRESENTAÇÃO

Este relatório apresenta os dados da atividade Aplicação da Tríade na Avaliação da Qualidade de Sedimentos em Redes de Monitoramento, relacionada ao projeto Atualização e Aperfeiçoamento de Metodologias Analíticas (O.S. 53.20.09.00).

Nessa atividade procurou-se levantar e avaliar a possibilidade de aplicação de ferramentas para o diagnóstico apresentadas na abordagem da tríade de qualidade de sedimentos na rede de monitoramento do Estado de São Paulo. Para tanto, além de um extenso levantamento bibliográfico foram executadas amostragens em 5 pontos de coleta na Bacia do rio Sorocaba, para a simulação e melhor avaliação das linhas propostas.



ÍNDICE

INTRODUÇÃO	3
MATERIAL E MÉTODOS	8
ÁREA DE ESTUDO	8
COLETA E PRESERVAÇÃO	14
ANÁLISES	14
INTEGRAÇÃO DE DADOS	19
RESULTADOS E DISCUSSÃO	24
AVALIAÇÃO FÍSICA, QUÍMICA E MICROBIOLÓGICA	24
O COMPARTIMENTO ÁGUA	25
O COMPARTIMENTO SEDIMENTO	27
AVALIAÇÃO BIOLÓGICA – COMUNIDADE BENTÔNICA	39
AVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA	42
DIAGNÓSTICO INTEGRADO	47
REPRESENTAÇÃO GRÁFICA	47
ESTATÍSTICA MULTIVARIADA	53
MATRIZ DE DECISÃO	81
CONCLUSÕES	85
RECOMENDAÇÕES	87
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	89
ANEXOS	101
EQUIPE TÉCNICA	107

INTRODUÇÃO

Os sedimentos podem servir de depósito e fonte de contaminantes químicos persistentes e nutrientes. A importância da inserção de estudos desse compartimento no diagnóstico ambiental ficou evidenciada, por exemplo, em projetos em que foram detectadas alterações da biota bentônica a despeito dos critérios de qualidade de água da EPA não terem sido excedidos (Ingersoll et al., 1997). Para Viganó et al. (2003), esses estudos são especialmente importantes em ambientes lóticos, onde os contaminantes podem se concentrar em depósitos a quilômetros de distância da fonte. Segundo esses autores, em rios, as concentrações de contaminantes na água geralmente aproximam-se dos limites de detecção e suas remobilizações freqüentemente geram toxicidade crônica e subletal, dificultando a investigação química e ecotoxicológica. Salientam também a alta variabilidade das concentrações químicas na água, dependentes de uma série de fatores interativos, como características da fonte, regime de fluxo dos tributários e das águas receptoras e dinâmica de mistura, que podem dificultar a determinação da qualidade do ambiente a partir dos dados desse compartimento, reforçando a necessidade da avaliação da qualidade dos sedimentos conjuntamente com a avaliação da qualidade da água.

Nos últimos 20 anos, houve um grande desenvolvimento e aperfeiçoamento de metodologias para o levantamento das características químicas, biológicas (análise da comunidade bentônica) e ecotoxicológica de sedimentos, representando diferentes linhas de evidência para o diagnóstico de qualidade desse compartimento.

A avaliação química da qualidade de sedimentos tem se orientado principalmente pelo modelo biogeoquímico de partição. Esse modelo relaciona as concentrações de metais simultaneamente extraídos (MSE) com as de sulfetos volatilizáveis com ácidos (SVA), normalizada, assim como as concentrações de compostos orgânicos, com o teor de matéria orgânica (em geral medidos como COT – carbono orgânico total) e a granulometria, para determinar a biodisponibilidade de contaminantes químicos retidos nos sedimentos (Wenning et al., 2002). Limites de concentrações químicas causadoras de efeitos também foram desenvolvidos a partir de bancos de dados alimentados principalmente com resultados ecotoxicológicos (USEPA, 2000; CCME, 2003). Para Long e MacDonald (1998) estes valores, sugeridos como valores orientadores (“guidelines”),

deveriam ser usados informalmente para auxiliar a interpretação de dados obtidos em campo. Mas, para Lee e Jones-Lee (2002), o emprego desses valores tem muitas vezes sido abusivo, extrapolando sua aplicação para tentativas de estabelecimento de relações causais. Kiffney e Clements (2003) criticam estes limites pelo fato de terem sido estabelecidos a partir da medição de efeitos diretos (como LC50), ignorando efeitos indiretos importantes, que podem ocorrer em concentrações mais baixas. Por exemplo, algumas espécies tornam-se mais suscetíveis a predação em ambientes sob concentrações de metais mais baixas que o critério de efeito direto. E também por terem sido elaborados a partir do modelo de partição, que considera apenas os contaminantes livres na água como disponíveis à biota, ignorando a alimentação, principal rota de exposição, principalmente para populações bentônicas. Como solução, sugerem um modelo dinâmico que, embora conceitualmente mais completo, os próprios autores reconhecem que há ainda carência de conhecimento para alimentá-lo.

Com relação à avaliação ecotoxicológica, existem procedimentos de teste com vários organismos como cladóceros, peixes, moluscos, isópodos, anfípodos, poliquetos e larvas de insetos. Quanto aos critérios de avaliação além da sobrevivência têm sido sugeridos o crescimento, a reprodução, anormalidades morfológicas e o comportamento dos organismos (Chapman et al., 1991; Burton, 1991 e 1992; Ingersoll e Nelson, 1990, Ingersoll et al., 1997). No entanto, poucos destes métodos estão padronizados no Brasil. Um dos testes mais utilizados no mundo todo, para avaliar a toxicidade de sedimentos de água doce, é o de curta duração com *Hyalella* e *Chironomus* (Wenning et al., 2002).

A utilização da comunidade bentônica em diagnóstico e monitoramento ambiental ganhou projeção a partir de meados do século XX e tem sido a comunidade naturalmente indicada nas avaliações da qualidade de sedimentos por viver associada a esse compartimento, e assim, continuamente exposta aos contaminantes presentes. Várias métricas originadas dos dados bentônicos foram e têm sido desenvolvidas para refletir os diferentes danos ambientais causados pelo homem nos recursos hídricos. A comunidade responde integradamente à complexidade de estressores que podem atuar em determinado corpo d'água, servindo, portanto, como medidora mais abrangente do estado de saúde desses ecossistemas (Viganó et al., 2003).

Cada uma das linhas de evidência acima mencionadas apresenta limitações (Hollert et al., 2002a e b; Lee e Jones-Lee, 2002; Barbieri et al., 2003) que comprometem

sua eficácia no diagnóstico final de qualidade dos sedimentos e dificultam a tomada de decisões. O uso exclusivo de dados químicos, principalmente aqueles expressos em termos de concentrações totais, por exemplo, carecem de informação sobre a real biodisponibilidade de contaminantes porventura presentes. De qualquer maneira, a biodisponibilidade de determinado contaminante é de difícil previsão, já que resulta de um conjunto complexo de fatores interativos e dinâmicos, como pH, redox, conteúdo de matéria orgânica e sulfetos, tornando essencial o uso de variáveis medidas de efeito (Ingersoll et al., 1997). Essas medidas também estariam suprimindo a falta de análise de vários contaminantes, já que é custosa e impossível a medição de todos os compostos antropicamente gerados e descartados no ambiente. Além disso, algumas vezes a estimativa é impossibilitada pela ausência de metodologia analítica apropriada. Porém, o dado de efeito gerado em laboratório, através de testes ecotoxicológicos, está sujeito à artificialidade, inerente tanto às alterações físicas e químicas das amostras de sedimento na coleta, preservação e transporte, quanto à representatividade do organismo-teste. Além disso, muitos sedimentos exibem toxicidade natural decorrente da falta de oxigênio ou da presença de sulfetos e amônia (Lee e Jones-Lee, 2002). Da mesma forma, o dado da biota bentônica não se relaciona exclusiva e diretamente com a presença de contaminantes, sofrendo alterações sazonais naturais. O emprego integrado das três ou mais linhas de evidência (como bioacumulação), como sugerido na tríade de qualidade de sedimento, oferece maior robustez ao diagnóstico e fornece melhor subsídio à tomada de decisões (Chapman et al., 1987; Chapman, 1992; Keating, 1999; Borgmann et al., 2001; Lee e Jones-Lee, 2002; Barbieri et al., 2003; Viganó et al., 2003), havendo perda da capacidade inferencial dos resultados quando um dos componentes não for avaliado (Hunt et al., 2001).

O conceito da tríade de qualidade de sedimento foi introduzido por Long e Chapman (1985) e, segundo Chapman (2000), foi apenas uma forma de nomear uma idéia já vigente na literatura do início dos anos 1980, ou seja, de se integrar informações oriundas de fontes de naturezas diferentes para um diagnóstico mais robusto da qualidade de sedimentos. Essa abordagem tem sido empregada em caracterização, avaliação e monitoramento da qualidade de sedimentos e dos ecossistemas aquáticos; na avaliação do risco ecológico de sedimentos contaminados, tanto para a biota local quanto para a saúde humana, incluindo áreas de dragagem; na derivação de critérios de

qualidade de sedimentos e no gerenciamento ambiental. Tem sido considerada a melhor linha de estudo para sedimentos (Keating, 1999; Hollert et al., 2002a e b) e, recentemente, Chapman e McDonald (no prelo) sugeriram uma ampliação dessa abordagem de forma a atender os diagnósticos de qualidade de solos, água subterrânea e coluna d'água.

A eficiência da tríade no diagnóstico de qualidade de sedimentos pode ser medida por sua crescente utilização, até o momento registrada nas Américas (norte e sul), Europa (oriental e ocidental) (Hollert et al., 2002b; 2003), Antártica, Austrália e Ásia e por seu incorporamento em ações governamentais, como na Bélgica (De Pauwn e Heylen, 2001), nos Estados Unidos (Washington State Department of Ecology e NOAA – Long et al., 2003; NOAA – Hyland et al., 2000; USGS – Canfield et al., 1994, 1996, 1998, Ingersoll et al., 1997 e Carr, 2003; USEPA –USEPA, 2003) e Canadá (National Research Council – Borgmann et al., 2001).

No Brasil, o uso associado de dados da comunidade bentônica, ecotoxicológicos e químicos para o diagnóstico da qualidade de um ambiente já existe desde, pelo menos, o início da década de 70 (Rocha et al., 1971). Como atualmente conhecida, a tríade foi empregada pela primeira vez pela CETESB (Lamparelli et al., 1996), que adotou essa abordagem nos trabalhos subseqüentes de avaliação de qualidade de sedimento (CETESB, 1998; 2000), desenvolvimento de metodologias (Shimizu et al., 2002; Coelho-Botelho et al., 2006) e na rede de monitoramento da qualidade das águas interiores (CETESB, 2003, 2004, 2005, 2006 e 2007), mas também a universidade tem se utilizado dessa linha de pesquisa, como por exemplo o Laboratório de Ecotoxicologia do IOUSP que desde 1997 tem utilizado a tríade na avaliação de sedimentos marinhos do Estado de São Paulo (Abessa et al., 1998) e os laboratórios de química das Universidades Federal de São Carlos (UFSCar) e Estadual de Campinas (UNICAMP) e do Departamento de Análises Ambientais da CETESB, na busca de critérios de qualidade de sedimento (Mozeto et al., 2003).

Este trabalho teve como objetivo principal avaliar os métodos de integração de dados sugeridos na tríade de qualidade de sedimentos para definição daquele que melhor se enquadra aos objetivos da Rede de Monitoramento da Qualidade das Águas Interiores da CETESB. Para tanto, foram empregados dados da bacia do Rio Sorocaba, levantados em cinco pontos de coleta. Com exceção da cabeceira, o Rio Sorocaba corre em relevo

suave, em baixa velocidade (Bressan et al., 2005), característica que lhe confere perfil deposicional e, portanto, alta capacidade de retenção dos contaminantes produzidos em sua bacia.

MATERIAL e MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

O Rio Sorocaba nasce da junção dos Rios Sorocamirim e Sorocabuçu, no município de Ibiúna, percorrendo cerca de 200 Km até sua foz, no Rio Tietê (Bressan et al., 2005). Sua bacia pertence à UGRHI (Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos) - 10 do Estado de São Paulo e possui uma área de drenagem de 5.269 km², abrangendo 22 municípios: Alumínio, Araçoiaba da Serra, Boituva, Capela do Alto, Cerquilha, Cesário Lange, Cotia, Ibiúna, Iperó, Itu, Jumarim, Laranjal Paulista, Mairinque, Piedade, Salto de Pirapora, São Roque, Sarapuí, Sorocaba, Tatuí, Tietê, Vargem Grande Paulista e Votorantim (<http://www.sorocaba.com.br>). No Alto Sorocaba, que se estende da nascente até a barragem de Itupararanga e engloba apenas os municípios de Ibiúna e Vargem Grande Paulista, há baixo adensamento populacional e a principal atividade humana consiste na produção agrícola e, segundo Bressan e colaboradores (2005), algumas atividades relacionadas à produção alimentícia. O Médio Sorocaba, que se estende do município de Votorantim até Iperó, apresenta o maior adensamento populacional da Bacia e atividades mineral (caucáreo) (Foto 2) e industrial diversificada, abrangendo os setores metalurgia, mecânica, tecelagem e alimentos. No Baixo Sorocaba, que na linha do Rio Sorocaba estende-se de Tatuí a Laranjal Paulista, somando-se as cabeceiras dos afluentes esquerdos do Rio, destacam-se atividades agrícolas, como cana-de-açúcar (Foto 3), cebola, repolho, laranja, feijão e milho, ocorrendo, em Laranjal Paulista, indústrias de cerâmica e químicas (plásticos) (CBH-SMT, 2005). Segundo levantamento realizado pelo Setor de Hidrologia da CETESB (Bressan et al., 2005), 26 indústrias lançam despejos na bacia do Rio Sorocaba. Além disso, 20 municípios, além de Cotia, que não se situa na vertente desta bacia, usam suas águas para abastecimento e/ou afastamento de esgotos domésticos. As cargas remanescentes, industrial e doméstica, foram estimadas em 4 t DBO/dia e 32 t DBO/dia, respectivamente (Bressan et al., 2005).



Foto 1: Barragem do Reservatório Itupararanga, na cabeceira do Rio Sorocaba.



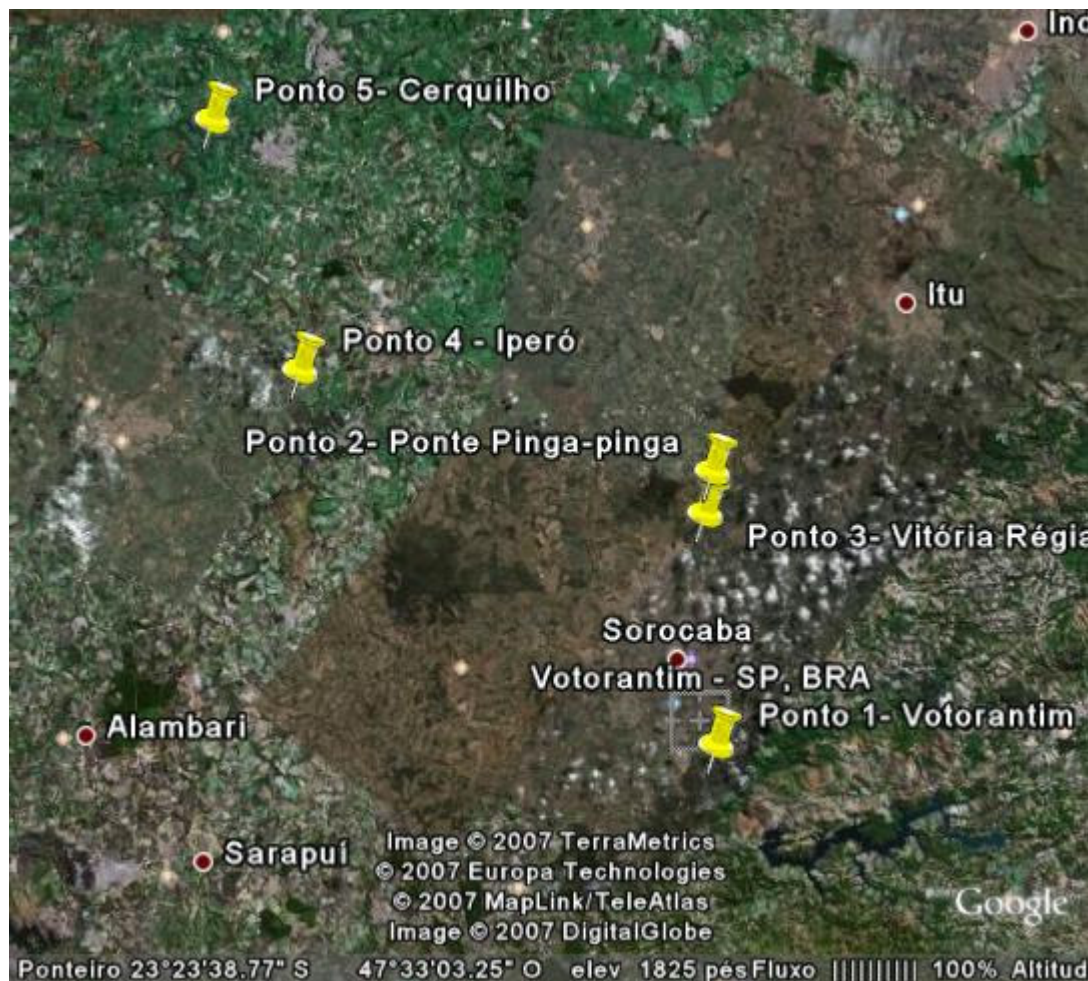
Foto 2: Extração de calcário para fabricação de cimento Cimentos Votoran (Município de Votorantim).



Foto 3: Detalhe de mata ciliar e cultura de cana ao longo do Rio Sorocaba, na região de Cerquilha.

PONTOS DE COLETA

Em agosto de 2002 foram realizadas coletas em 5 localidades ao longo do rio Sorocaba (Mapa 1):



Mapa 1. Localização dos cinco pontos de coleta na bacia do rio Sorocaba (SP).

Fonte: Google Earth.

Ponto 1 (P1): no município de Votorantim, a jusante da barragem da Votorantim ($23^{\circ}34'33,9''W$; $47^{\circ}26'16,9''S$), local de lançamento da empresa de mesmo nome (Bressan et al., 2005).

Ponto 2 (P2): no município de Sorocaba, a montante da ponte do Pinga-pinga, na av. Marginal ($23^{\circ}23'45,8''W$; $47^{\circ}26'19,6''S$)(SORO02100)(Foto 4).

Ponto 3 (P3): no município de Sorocaba, no bairro Vitória Régia ($23^{\circ}25'28,1''W$; $47^{\circ}26'45,9''S$).

Ponto 4 (P4): no município de Iperó, a montante da entrada do rio Sarapu ($23^{\circ}19'49,5''W$; $47^{\circ}44'11,3''S$)(Foto 5).

Ponto 5 (P5): no município de Cerquilha, a montante da captação ($23^{\circ}10'21''\text{W}$; $47^{\circ}47'47''\text{S}$)(SORO02700)(Foto 6).



Foto 4: Rio Sorocaba na altura da ponte Pinga-Pinga, município de Sorocaba (Ponto 2; SORO02100).



Foto 5: Foz do Rio Sarapuí com o Rio Sorocaba (Ponto 4).



Foto 6: Rio Sorocaba, na captação de água para abastecimento do Município de Cerquilha (Ponto 5, SORO02700).

COLETA E PRESERVAÇÃO

Foi realizada uma campanha de coleta durante o período seco (agosto de 2002), evitando-se, com isso, o período de maior fluxo, quando pode ocorrer inundações e, conseqüentemente, carreamento do sedimento mais fino.

Foram realizadas medidas em campo de oxigênio dissolvido, temperatura e pH na água superficial e de fundo e de condutividade na superfície. Foram obtidas amostras de água superficial para análises de clorofila (em duplicata) e coliformes termotolerantes e de água de fundo para análise de nitrogênio amoniacal.

Os sedimentos foram coletados nas margens deposicionais, como tem sido indicado em trabalhos que utilizaram a tríade (Ingersoll et al., 1997; Viganó et al., 2003), com pegador de fundo do tipo Petit Ponar (232 cm²).

Amostras de sedimento para análise das comunidades bentônicas, granulométrica, umidade e resíduos totais, fixos e voláteis foram obtidas em triplicatas. Os procedimentos de armazenagem e preservação do bentos seguiu Norma Técnica CETESB L5.309 (CETESB, 2003). Para as outras variáveis as amostras foram armazenadas em frascos plásticos descartáveis de boca larga e capacidade de 500g.

Para as análises químicas, ecotoxicológicas e teste de Ames foram obtidas amostras compostas das 3 réplicas para cada ponto de coleta. As amostras foram acondicionadas em frascos plásticos descartáveis, exceto para biocidas organoclorados e PCBs, que foram armazenadas em potes de vidro âmbar. Todas as amostras foram mantidas sob refrigeração (4°C) até o momento da realização das análises.

ANÁLISES

Transparência

A medida da transparência foi obtida através do disco Secchi. Com esse resultado foi calculada a profundidade de penetração da luz, ou seja, o limite inferior da zona eufótica, pela multiplicação com o fator 2,709 (Shaefer, 1985). Comparada com a profundidade de coleta de bentos foi possível avaliar em que locais havia luz suficiente para o desenvolvimento das duas cadeias alimentares (produção e decomposição) ou apenas da segunda.

Oxigênio dissolvido, temperatura, condutividade e pH

Essas variáveis foram medidas em campo, utilizando-se oxímetro e pHmetro da marca WTW, modelos OXI-197 e PH-197.

Nitrogênio amoniacal

A análise desta variável baseou-se em método colorimétrico automático de acordo com a Seção 3120 do Standard Methods, 20^a ed. (APHA, 1998).

Clorofila *a* e feofitina *a*

A análise desta variável baseou-se em Norma Técnica CETESB L5.306 (1990).

Coliformes termotolerantes

A análise de coliformes termotolerantes foi realizada pela técnica de membrana filtrante, segundo a Seção 9222D da 20^a ed. do Standard Methods (APHA, 1998) e a Norma Técnica CETESB L5.221 (1984).

Granulometria

As análises granulométricas seguiram os métodos de peneiramento e tempo de decantação para as partículas finas, seguindo a Norma Técnica CETESB L6.160 (CETESB, 1995). Os sedimentos foram classificados no sistema de Shepard (Suguio, 1973), empregando-se o *software* desenvolvido pelo Prof. Dr. Jorge Yamamoto do Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo.

Resíduos totais, fixos, voláteis e umidade do sedimento

As análises destas variáveis basearam-se em método gravimétrico segundo Standard Methods, Seção 2540 (APHA, 1998). O grau de enriquecimento orgânico do sedimento foi avaliado através da porcentagem de resíduo volátil, tendo sido considerados substratos ricos em matéria orgânica os que apresentaram valores acima de 10% de peso seco, conforme sugerido por Ungemach (1960 apud Esteves, 1988).

Metais em sedimento

As concentrações totais dos metais alumínio, chumbo, cobre, níquel, zinco e cádmio foram determinadas pela técnica de absorção atômica chama, segundo Standard Methods 20^a ed., Seção 3111 (APHA, 1998).

As concentrações de mercúrio e arsênio foram determinadas por espectrometria de absorção atômica vapor frio (Standard Methods, Seção 3112) e forno grafite (Standard Methods, Seção 3113), respectivamente (APHA, 1998). As amostras foram digeridas segundo método recomendado pela USEPA (1994).

Biocidas organoclorados e Bifenilas policloradas (PCBs) em sedimento

As determinações de bifenilas policloradas (PCBs) e de biocidas organoclorados (DDE, DDT, TDE, Aldrin, Chlordane, Dieldrin, Endrin, Heptachlor, Heptachloro epóxido e Lindane) foram realizadas em amostras compostas dos sedimentos, empregando a técnica de cromatografia gasosa segundo método DIN 38414 – Parte 20 (1993) e EPA 8081-B, respectivamente.

Teste de Ames

Usado para identificar a presença de compostos químicos mutagênicos. O método de análise seguiu Norma Técnica CETESB L5.620 (1993), utilizando-se as linhagens de *Salmonella typhimurium* TA98 e TA100. A extração orgânica por ultrasonicação foi realizada segundo Grifoll et al. (1990).

Testes de toxicidade com *Hyalella azteca* e *Chironomus xanthus*

Os testes de toxicidade com *Hyalella azteca* foram realizados segundo metodologia ASTM (2000), com algumas modificações. Neste procedimento, indivíduos jovens de 7 a 14 dias são expostos às amostras de sedimento durante dez dias, em sistema semi-estático, sendo que neste estudo foi avaliada a proporção de sedimento 1:4 e 1:2, conforme recomendado em ASTM (2000). O sistema de trocas de água foi a cada dois dias, com renovação de 2/3 do volume de água, conforme sugerido por Portela (2002), ao invés de dois volumes por dia (ASTM, 2000).

A água de diluição adotada foi água natural coletada no reservatório do Ribeirão do Piraí, com 40 a 48mg/L de dureza. No dia da troca de água (a cada dois dias) e no final do período de exposição, foram retiradas alíquotas para a determinação do pH,

condutividade, oxigênio dissolvido e amônia. Após 10 dias de exposição foi contado o número de organismos vivos, sendo os desaparecidos considerados como mortos. Foi determinado também o crescimento, através do peso seco, das amostras em que foram observados >50% de sobrevivência dos organismos. Com estes dados, aplicando-se o programa TOXSTAT 3.5 (West Inc. & Gulley, 1996) foi verificado se a mortalidade e o crescimento (peso seco) dos organismos foi significativo em relação ao ponto referência/controle (Ponto 1).

O peso seco foi determinado utilizando-se método descrito em USEPA, 2000. Os organismos vivos de cada réplica foram transferidos para formas de papel de alumínio, previamente pesadas e colocadas em uma estufa, por 24 horas, na temperatura na faixa de 60 a 90°C. As amostras foram mantidas em dessecador e pesadas em uma balança analítica (Metler) com precisão de 0,00001g. O resultado foi expresso através do peso médio por organismo sobrevivente por réplica por amostra.

O procedimento de teste com *Chironomus xanthus* foi o recomendado por Fonseca (1997) para testes com a duração de 10 dias, com algumas modificações, ou seja exposição de organismos no 1º instar ao invés de no 2º e sistema de renovação da água igual ao citado para *Hyaella azteca*. Com relação à razão sedimento e água foi avaliada apenas a de 1:4. Como sedimento referência foi adotado o mesmo substrato das culturas, ou seja, areia. O critério de avaliação foi sobrevivência, após dez dias de exposição, aplicando-se também o programa estatístico TOXSTAT 3.5 (West Inc. & Gulley, 1996) para verificar se existia diferença significativa em relação a sobrevivência no sedimento referência/controle (areia e Ponto 1).

Para esta espécie não foi possível avaliar a toxicidade da amostra coletada no ponto 2, devido a presença de grande quantidade de Tubificídeos e larvas de *Chironomus* observadas nesta amostra.

Comunidade bentônica

As amostras foram preparadas segundo a Norma Técnica CETESB L5.309 (CETESB, 2003).

Os organismos bentônicos foram identificados até família para a maioria dos táxons, exceto para Chironomidae, em que se atingiu nível de subfamílias e tribos,

utilizando-se as chaves de Pennak (1989), Thorp e Covich (1991), Lopretto e Tell (1995, tomos II e III) e Merritt e Cummins (1996) e Brinkhurst e Marchese (1992).

Foram calculados os seguintes índices descritores da estrutura das comunidades bentônicas:

1. Riqueza (S), sendo a soma das categorias taxonômicas encontradas na amostra.
2. Dominância (DOM), como sendo o maior valor de abundância relativa na amostra.
3. Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H') (Washington, 1984).
4. 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).
5. Dominância de grupos tolerantes (T/DT), tendo sido considerados tolerantes, Tubificidae sem queta capilar, Naididae e Chironomini.
6. Riqueza de táxons sensíveis (Ssens), em que foram considerados sensíveis as famílias de Ephemeroptera, Trichoptera e o gênero *Stempellina* de Chironomidae-Tanytarsini. Segundo Canfield et al. (1998) as espécies de *Stempellina* são eliminadas sob concentrações relativamente baixas de contaminantes

Para o diagnóstico, estes descritores foram fundidos em um índice multimétrico (ICB_{RIO}), como se segue:

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

Para o cálculo do Índice da Comunidade Bentônica apenas um dos índices de diversidade (H' ou ICS) é considerado, dando-se preferência ao ICS.

O valor do índice multimétrico, que traduzirá a classificação de qualidade do habitat, será simplesmente a média aritmética do ranking dos índices parciais.

Além disso, sempre que possível, ou seja, quando ocorreram populações significativas de *Chironomus* nas amostras, foi avaliada a frequência de deformidade no

mento dessas larvas, tendo sido considerado deformidade, “gap”, falta e excesso de dentes (Kuhlmann et al., 2000).

INTEGRAÇÃO DE DADOS

A integração dos dados relacionados às diferentes linhas de evidência utilizadas na abordagem tríade tem sido realizada graficamente, estatisticamente e aplicando-se uma matriz de decisão.

Neste relatório serão comparadas duas propostas gráficas, a primeira, de importância histórica (Chapman, 1990), mas já pouco utilizada, de gráficos triangulares e a segunda, em colunas (diagrama Hasse) (Hollert et al., 2002b). No primeiro caso, índices para cada linha de evidência são calculados geralmente a partir da relação entre os dados obtidos e valores referência (RTR) (Chapman et al., 1987, 1991 e 1996; Canfield et al., 1994 e 1996; Chapman, 1992; Liu et al., 1999; Howard e Dingman, 2000; Barbieri et al., 2003; Viganó et al., 2003), mas índices independentes de valores referência também têm sido utilizados. Para a construção dos gráficos em colunas é necessário distribuir os valores obtidos em classes (por exemplo, cinco classes de 20%). Nos dois casos: 1) os valores devem ser positivamente relacionados com a degradação local, ou seja, quanto maior, mais impactado o ambiente; 2) tem sido empregado o escalonamento, ou seja, a distribuição dos valores de todas as variáveis dentro de mesma faixa (por exemplo, de 1 a 100% ou de 1 a 100) (Canfield et al., 1994, 1996 e 1998, Liu et al., 1999, Del Valls et al., 1999, Hollert, 2002a) como forma de contornar o problema de diversidade de escalas e 3) o dimensionamento da degradação é realizado a partir da comparação com valores obtidos em local ou, preferencialmente, região referência (não ou pouco impactado) (Chapman et al., 1997; Chapman, 2000).

Uma grande variedade de tratamentos estatísticos tem sido empregada em artigos que adotaram a abordagem da tríade. De análises uni a multivariadas (Abessa et al., 1998), incluindo correlações de Pearson, Spearman (Green e Montagna, 1996; Canfield et al., 1996 e 1998) e múltipla (Green e Montagna, 1996; Canfield et al., 1996 e 1998); teste de esfericidade de Bartlett entre as matrizes de correlação (Green e Montagna, 1996); análise de variância - ANOVA (Canfield et al., 1996; Chapman et al., 1996); teste de Mantel (Chapman, 1992; Chapman et al., 1996; Green et al., 1993); “Bootstrap”, para a

definição de limites de confiança, que exige a tomada de réplicas de campo para os 3 componentes (Alden, 1992); análise de agrupamento (Hollert et al., 2002); análise de agrupamento seguida de tabela de contingência (Green et al., 1993); análise de agrupamento (Bray Curtis + UPGMA) seguida de ordenação (MDS) para bentos e análise de discriminante para relacionar grupos de locais com os dados ambientais e ecotoxicológicos (Shin e Fong, 1999); análise de componentes principais (Hunt et al., 1998; Green e Montagna, 1996; Del Valls, 1999; Viganó et al., 2003); análise de ordenação seguida de métodos que relacionem os eixos de ordenação; análise de correlação canônica e, mais recentemente, a lógica “Fuzzy” (Hiese et al., 2002; Hollert et al., 2002b).

Neste relatório só serão discutidos resultados decorrentes do emprego das seguintes técnicas:

a) Análise de Agrupamento

Utilizada para definição e caracterização do gradiente ambiental, ecotoxicológico e biológico. A planilha de dados ambientais (físicos, químicos e microbiológicos) foi reduzida, de 25 para 15 variáveis, tendo-se eliminado aquelas que não oscilaram no gradiente e informações redundantes. Os dados desta planilha, da planilha de índices de estrutura da comunidade bentônica e a de dados ecotoxicológicos foram estandardizados para o cálculo das distâncias Euclidianas simples (DES) e as análises de agrupamento foram executadas pelo método de Ward. A planilha biológica foi primeiramente reduzida, com a eliminação de táxons raros. Permaneceram apenas aqueles que apresentaram: abundância relativa total $\geq 1\%$ ou frequência relativa $\geq 40\%$ ou número efetivo de ocorrência > 1 . Com isso, foram considerados 15 dos 28 táxons iniciais. A seguir, os dados populacionais foram transformados em $\log^{(x+1)}$ para o cálculo da distância de Bray-Curtis e o agrupamento foi realizado pela técnica da média não ponderada (UPGMA). A análise com dados populacionais foi realizada tanto em modo q quanto em r, de modo a ser utilizada também em uma análise nodal. Foram montados gráficos do tipo Box & Whisker para as variáveis utilizadas nas análises, que representam os valores medianos acompanhados pelos quartis de 50% e pelos valores máximos e mínimos em cada grupo. Para todas as análises foi utilizado o programa FITOPAC 1.6 (2006). O número significativo de grupos em cada agrupamento foi definido pelo programa K-means (Legendre, 2001; Legendre et al., 2002).

b) Teste de Mantel

Este teste correlaciona as matrizes triangulares dos três componentes da tríade duas a duas e foi realizado com o programa FITOPAC 1.6 (2006). Para o cálculo das matrizes triangulares, de distância, os mesmos passos da análise de agrupamento foram seguidos.

c) Análise de Componente Principal (ACP ou PCA)

Usado com os dados ambientais (físicos, químicos e microbiológicos) para a definição e caracterização do gradiente. Envolveu a estandardização dos dados e foi executada pelo programa FITOPAC 1.6. Com o programa CANOCO for Windows, versão 4.54, a mesma análise foi executada para a planilha de índices de estrutura da comunidade bentônica, que também foram estandardizados.

d) Análise de Correspondência Distendida (DCA)

Executada com os dados log-transformados de densidade do bentos, em substituição à análise de componentes principais, considerada não adequada para distribuições agregadas, caso das populações bentônicas. Realizada pelo programa CANOCO for Windows versão 4.54.

e) Análise de Coordenadas Principais (PCO)

Realizada pelo programa FITOPAC 1.6 com a planilha de índices de estrutura da comunidade bentônica, que teve seus dados estandardizados e calculadas as Distâncias Euclidianas Simples.

f) Análise de Correspondência Canônica (CCA)

Análise também executada pelo programa CANOCO for Windows versão 4.54, reuniu as planilhas ambiental e biológica na avaliação do gradiente de qualidade da bacia e na tentativa de se levantar inferências causais. Os dados de densidade foram log transformados e foi dado peso menor aos táxons raros. Foi escolhida a opção de seleção manual e a aplicação do teste de permutação de Monte Carlo com 5000 permutações. Foram selecionadas apenas as variáveis cujo *p*-value foi inferior a 0,05. A análise foi realizada doze vezes, quatro com as planilhas biológica e ambiental integrais e com dados selecionados; quatro com a mesma combinação, mas inserindo os dados ecotoxicológicos na planilha biológica e as últimas quatro com os dados ecotoxicológicos inseridos na planilha ambiental.

As tabelas de dados utilizadas estão abaixo relacionadas:

- sorofq \Rightarrow todas as 25 variáveis físicas e químicas analisadas: Tran = transparência; Tems = Temperatura da água superficial; pHs = pH da água superficial; Ods = oxigênio dissolvido da água superficial; Cons = condutividade da água superficial; Coli = coliformes termotolerantes da água superficial; Clor = clorofila *a* da água superficial; Feof = feofitina da água superficial; Prof = profundidade; Temf = temperatura da água de fundo; pHf = pH da água de fundo; Odf = oxigênio dissolvido da água de fundo; Nam = nitrogênio amoniacal da água de fundo; As = arsênio no sedimento; Cu = cobre no sedimento; Cr = cromo no sedimento; Ni = níquel no sedimento; Zn = zinco no sedimento; DDT = DDT no sedimento; pHse = pH do sedimento; Resf = resíduo fixo do sedimento; Resv = resíduo volátil do sedimento; Rest = resíduo total do sedimento; Umid = umidade do sedimento; Diam = diâmetro médio do sedimento.
- sorofq2 \Rightarrow 15 variáveis físicas e químicas selecionadas: Luz = profundidade de iluminação, em que foram combinados os valores das profundidades de coleta e da zona fótica, essa última determinada pelo resultado de transparência; Cons = condutividade da água superficial; Coli = coliformes termotolerantes da água superficial; Clor = clorofila *a* da água superficial; Feof = feofitina da água superficial; Odf = oxigênio dissolvido da água de fundo; Nam = nitrogênio amoniacal da água de fundo; As = arsênio no sedimento; Cu = cobre no sedimento; Cr = cromo no sedimento; Ni = níquel no sedimento; Zn = zinco no sedimento; Resv = resíduo volátil do sedimento; Umid = umidade do sedimento; Diam = diâmetro médio do sedimento.
- sorofq3 \Rightarrow 25 variáveis de sorofq + 2 variáveis ecotoxicológicas.
- sorofq4 \Rightarrow 15 variáveis de sorofq2 + 2 variáveis ecotoxicológicas.
- sorot \Rightarrow 2 variáveis ecotoxicológicas: T12 = mortalidade, com razão sedimento/água 1:2; Tps2 = peso seco, com razão sedimento/água.
- sorob \Rightarrow densidades das 28 populações bentônicas registradas (Bryo = Bryozoa; Turb = Turbellaria; Ancy = Ancyliidae; Phys = Physidae; Thia = Thiaridae; Plan = Planorbidae; Hyri = Hyriidae; Myce = Mycetopodidae; Spha = Sphaeriidae; Erpo = Erpobdellidae; Glos = Glossiphoniidae; Hapl = Haplotaxidae; Naid = Naididae; Tsqc = Tubificidae sem queta capilar; Tcqc = Tubificidae com queta capilar; Hydr =

Hydracarina; Cera = Ceratopogonidae; Chi = Chironomini; Tant = Tanytarsini; Tanp = Tanypodinae; Orth = Orthoclaadiinae; Musc = Muscidae; Psyc = Psychodidae; Cae = Caenidae; Tric = Leptohyphidae; Gomp = Gomphidae; Stap = Staphylinidae; Torr = Torrindicolidae).

- sorob2 \Rightarrow resultados de 10 índices utilizados (DT = densidade total; S = Riqueza total; DOM = dominância; H' = diversidade de Shannon-Wiener; ICS = índice de comparação seqüencial; T/O = razão Tubificidae/Oligochaeta; T/DT = razão Tubificidae/densidade total; TODT = razão tolerantes/densidade total; Ss = riqueza de sensíveis; ICB = índice da comunidade bentônica para rios).
- sorob3 \Rightarrow densidades de 17 populações bentônicas selecionadas (Turb = Turbellaria; Ancy = Ancyliidae; Phys = Physidae; Spha = Sphaeriidae; Glos = Glossiphoniidae; Naid = Naididae; Tsqc = Tubificidae sem queta capilar; Tcqc = Tubificidae com queta capilar; Cera = Ceratopogonidae; Chi = Chironomini; Tant = Tanytarsini; Tanp = Tanypodinae; Orth = Orthoclaadiinae; Psyc = Psychodidae; Cae = Caenidae; Tric = Leptohyphidae; Gomp = Gomphidae).
- sorob4 \Rightarrow sorob2 + sorot.
- sorob5 \Rightarrow sorob3 + sorot.
- sorob52 \Rightarrow sorob5 com dados transformados em $\log^{(x+1)}$.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

AVALIAÇÃO FÍSICA, QUÍMICA E MICROBIOLÓGICA

A tabela 1 exibe os resultados das variáveis climatológica, físicas, químicas, microbiológica e do teste de Ames, em água e sedimento, investigadas nos cinco pontos de coleta da bacia do rio Sorocaba (SP).

Tabela 1. Resultados das variáveis climatológica, físicas, químicas e microbiológicas da água e do sedimento (em peso seco para os contaminantes), da bacia do rio Sorocaba.

PONTOS DE COLETA	P1	P2	P3	P4	P5
VARIÁVEL CLIMATOLÓGICA					
Temperatura ar (°C)	26	23	23	26	28,5
VARIÁVEIS DA ÁGUA					
Temperatura sup. (°C)	19	18,8	19,2	20,7	20,3
Temperatura fundo (°C)	20,5	18,7	19,1	20,6	20,3
Transparência (m)	1,8	0,5	0,5	0,7	0,7
Profundidade de penetração de luz (m)	4,9	1,4	1,4	1,9	1,9
pH sup.	7,7	7	6,7	6,8	6,9
pH fundo	7,6	7,1	6,8	6,9	6,9
OD sup. (mg/l)	8,9	4,7	0,9	1,7	3,5
OD fundo (mg/l)	8,6	4,6	0,9	1,5	3,5
Condutividade sup. (µS/cm)	84,5	135,4	129,3	170,7	159,6
Condutividade fundo (µS/cm)	85,1	nr	nr	nr	Nr
Coli.termotolerante sup. (UFC/100ml)	40	5,4E+05	9,0E+04	2,7E+03	112
Clorofila sup. (µg/l)	0,4	0,445	2,225	2,67	3,34
Feofitina sup. (µg/l)	0,535	2,55	0,98	1,82	1,025
Nitrogênio amoniacal fundo (mg/l)	<0,02	1,85	1,02	2,18	1,11
VARIÁVEIS DO SEDIMENTO					
Profundidade (m)	4	2	2	2	3
Arsênio (µg/g)	4,75	0,76	1,05	0,95	1,78
Cádmio (µg/g)	<0,35	<0,35	<0,35	<0,35	<0,35
Chumbo (µg/g)	<25	<25	<25	<25	<25
Cobre (µg/g)	57,3	17,7	17,1	12,5	13,5
Cromo (µg/g)	38,5	16	16,6	21,9	16,6
Mercúrio (µg/g)	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
Níquel (µg/g)	16	7,46	8,2	<7	<7
Zinco (µg/g)	49,3	68,9	81,3	28,4	26,8
PCBs (µg/Kg)	<20	<20,0	<20	<20	<20
Aldrin (µg/Kg)	ND	ND	ND	ND	ND
Clordano (µg/Kg)	ND	ND	ND	ND	ND

Tabela 1 (cont.)

PONTOS DE COLETA	P1	P2	P3	P4	P5
VARIÁVEL DO SEDIMENTO					
DDE (µg/Kg)	<2,50	<2,50	<2,50	<2,5	<2,5
DDT (µg/Kg)	ND	<2,50	ND	ND	ND
Dieldrin (µg/Kg)	ND	ND	ND	ND	ND
Endrin (µg/Kg)	ND	ND	ND	ND	ND
Heptacloro (µg/Kg)	ND	ND	ND	ND	ND
Heptacloro epóxido (µg/Kg)	ND	ND	ND	ND	ND
Lindano (µg/Kg)	ND	ND	ND	ND	ND
TDE (µg/Kg)	ND	ND	nr	ND	ND
Mutagenicidade (Ames)	ND	ND	ND	ND	ND
pH	7	6,8	6,5	7,3	6,8
Resíduo Fixo (%)	94,9	93,4	96,8	96,1	96,9
Resíduo Total (%)	55,4	56,0	65,0	60,7	64,2
Resíduo Volátil (%)	5,1	6,6	3,2	3,9	3,1
Umidade (%)	44,6	44,0	35,0	39,3	35,8
Classificação granulométrica	arenoso à argilo-siltoso	arenoso à areno-siltoso	arenoso à areno-siltoso	arenoso à silte-argilo-arenoso	areno-siltoso a silte-arenoso
Diâmetro Médio (Φ)	3,5	2,9	3,3	4,1	5,3

Amarelo = acima de TEL. ND = não detectado; nr = não realizado.

O Compartimento Água

As leituras de variáveis de qualidade relacionadas ao compartimento água refletem influências imediatas. Portanto, a ocorrência de altas concentrações de contaminantes químicos, nutrientes ou coliformes termotolerantes indica a presença de uma fonte antrópica ativa local e/ou situada a uma certa distância a montante.

A bactéria *Escherichia coli*, principal componente na medida de coliformes termotolerantes, por exemplo, pode sobreviver aproximadamente por 30 dias em águas naturais (rios) (Edberg et al., 2000), de maneira que sua presença em um ambiente lótico indicaria uma fonte local ou a uma distância a montante compatível com esse período de sobrevivência, dependendo da vazão do rio. Mais a jusante, na zona de depuração, a carga orgânica decorrente de efluentes domésticos origina concentrações elevadas de nutrientes, acarretando problemas relacionados a eutrofização. Padrão similar foi observado na bacia do rio Sorocaba.

Os dados de coliformes termotolerantes (Tab. 1; Fig. 1) indicaram sério problema de entrada de efluentes domésticos a partir do município de Sorocaba (ponto 2) até Iperó (ponto 4), tendendo a decrescer ao longo da bacia.

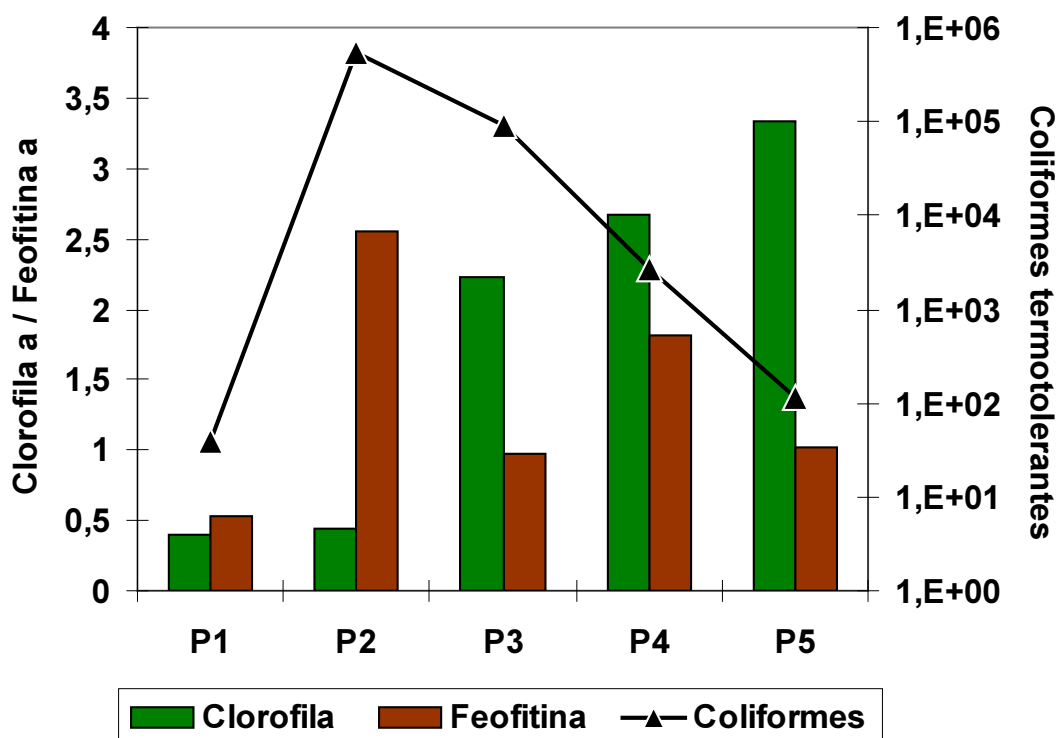


Figura 1. Variação dos valores de clorofila a, feofitina a (µg/L) e coliformes termotolerantes (UFC/100mL) ao longo da bacia do Rio Sorocaba.

Por outro lado, a concentração de clorofila aumentou gradualmente ao longo da bacia (Tab.1; Fig. 1), tendo sido ultrapassada pela feofitina nos pontos 1 e 2. Neste último local, a concentração de feofitina foi cerca de 5 vezes maior que a de clorofila. Esses resultados devem estar relacionados com a entrada de material alóctone, proveniente das margens, no caso do ponto 1 e de esgotos domésticos do município de Sorocaba, no 2.

Considerando as concentrações de fósforo total do rio Sorocaba, disponíveis para o ano de 2002 em 4 pontos da *Rede de Monitoramento das Águas Interiores do Estado de São Paulo* (Tab. 2) (CETESB, 2003), verificou-se que esse nutriente ultrapassou, em todas as localidades, o limite para a Classe 2 da Legislação CONAMA nº 357 (Brasil, 2005). E, segundo o Índice de Estado Trófico de Carlson, modificado por Lamparelli

(2004), o grau de trofia da bacia variou entre eutrófico (municípios de Itavuvu e Cerquilha) a hipereutrófico (Laranjal Paulista), tendo-se registrado condição supereutrófica para a região de Sorocaba.

Tabela 2. Valores médios, mínimos e máximos de fósforo total (mg/L), em 2002, nos pontos do Rio Sorocaba da Rede de Monitoramento da Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo (CETESB, 2003).

PONTO	SORO02100 Sorocaba (P2)	SORO02200 Itavuvu	SORO02700 Cerquilha (P5)	SORO02900 Laranjal Pta
Média (mg/L)	0,50	0,25	0,28	0,84
Mín (mg/L)	0,21	0,17	0,17	0,19
Máx (mg/L)	0,74	0,37	0,51	3,90

A concentração de oxigênio dissolvido (Tab. 1), que indiretamente reflete a carga orgânica, diminuiu após a entrada dos esgotos de Sorocaba (ponto 2) e permaneceu relativamente baixa até Cerquilha, podendo estar refletindo outro tipo de contribuição orgânica de origem não fecal, como por exemplo, os efluentes de usinas de açúcar e álcool. Os dados de condutividade corroboraram essa hipótese.

Ou seja, apesar da alta contribuição dos esgotos domésticos da cidade de Sorocaba, para o grau de trofia observado na bacia, há outras contribuições de material orgânico e nutrientes a serem consideradas.

O Compartimento Sedimento

Os resultados de variáveis químicas do sedimento indicam o histórico de uma contaminação na bacia, de fontes locais e/ou a montante da região de coleta. A extensão do período de tempo refletido no dado dependerá também da dinâmica do ambiente e da intensidade do período chuvoso. Ou seja, a ocorrência de inundações promove lavagem dos sítios deposicionais, conduzindo contaminantes ou nutrientes outrora depositados junto à fonte, para jusante.

A série de variáveis químicas levantadas na matriz de sedimento, citadas para a avaliação de qualidade de sedimentos em trabalhos que utilizam a abordagem da tríade,

é extensa, abrangendo metais, metalóides, organometais, ftalatos, hidrocarbonetos apolares, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs ou PAHs), alcanos, organoclorados, benzenos clorados, fenóis, bifenilas policloradas (BPCs ou PCBs), dioxinas e furanos. Alguns laboratórios, como o da NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration), expressam os resultados de PAHs e PCBs pelas concentrações individuais de alguns de seus isômeros ou congêneres, outros são expressos como totais. Determinações das concentrações de poluentes orgânicos persistentes (POPs) são consideradas particularmente importantes (Hollert et al., 2002a).

A análise de contaminantes em água intersticial tem complementado o diagnóstico da tríade em várias publicações, principalmente para alimentar discussões relacionadas a biodisponibilidade e mobilização desses químicos (Hollert et al., 2002b).

É usual observar pela literatura de tríade a normalização dos dados químicos pela granulometria (De Pauw e Heylen, 2001) ou pelas concentrações de ferro (Fe), nesse último caso para identificar a origem antropogênica de zinco (Zn), cobre (Cu) e cromo (Cr) (Mucha, 1998). Normalizações com teor de matéria orgânica (medida como carbono orgânico total - COT), para compostos químicos orgânicos, e sulfetos (sulfetos volatilizáveis com ácidos - SVA), para metais, também são utilizadas (Canfield et al., 1994, 1996; Chapman et al., 1996; Liu et al., 1999). As análises de granulometria, potencial de oxi-redução e do teor de matéria orgânica (principalmente na forma de COT) são consideradas básicas, portanto obrigatórias, em todo o trabalho de tríade.

Nesse estudo, as análises granulométricas indicaram sedimentos similares nos 5 pontos de coleta (Tab. 1) que, embora dominados pela fração arenosa, apresentaram frações mais finas (silte e argila), como esperado para margens deposicionais de ambientes de água corrente. Os sedimentos também exibiram similaridade em termos de umidade e teor de matéria orgânica, tendo sido todos considerados inorgânicos pelo critério de Ungemach (1960, apud Esteves, 1988), em que são considerados orgânicos os sedimentos com teor de matéria orgânica superior a 10% de peso seco.

Aplicando-se os critérios de qualidade de sedimento desenvolvidos no Canadá para contaminantes químicos (CCME, 2003) (ANEXO 1), apenas o ponto 1 apresentou metais (Cu e Cr) em concentrações superiores ao de início de efeito (TEL = “threshold effect level”) (Tab. 1). O valor de arsênio encontrado no ponto 1, apesar de inferior ao

TEL, pode ser considerado elevado quando comparado aos teores encontrados nos outros pontos amostrais (Tab. 1).

Com relação aos compostos orgânicos analisados, PCBs e DDE ocorreram em todos os pontos e, no ponto 2, também foi observada presença de DDT. Todos estes compostos ocorreram abaixo do limite de detecção do equipamento. Porém, é importante salientar que para DDE e DDT estes valores limites estiveram acima do critério de início de efeito.

O teste de Ames não detectou a presença de compostos mutagênicos nas amostras (Tab. 1).

Apesar de não ter sido realizada neste trabalho a análise de todos os contaminantes com valores orientadores estabelecidos (ANEXO 1), cabe uma discussão teórica sobre a classificação dos sedimentos quanto a sua qualidade química.

Long e MacDonald (1998) estabeleceram 4 categorias de sedimentos em termos de prioridade de ação, baseando-se na aplicação de critérios químicos, como quocientes médios calculados a partir de valores de PEL ("Probable Effect Level") e ERM ("Effects Range Median") e número de contaminantes que ultrapassariam esses limites. O quociente PEL, por exemplo, corresponderia à média das razões entre as concentrações químicas nas amostras e os respectivos valores PEL.. O Quadro 1 exhibe os critérios de classificação para os valores de PEL.

Quadro 1. Categorização química de sedimentos para PEL segundo Long e MacDonald (1998).

Categoria	Critério	Probabilidade (%) de efeito agudo sobre anfípodos.
Alta	Quociente PEL > 2,3	76
	+ 21 contaminantes > PEL	88
Média-alta	Quociente PEL: 1,51 - 2,3	50
	6 - 20 contaminantes > PEL	53
Média-baixa	Quociente PEL: 0,11 - 1,5	25
	1 - 5 contaminantes > PEL	24
Baixa	Quociente PEL < 0,1	10
	nenhum contaminantes > TEL	9

O principal problema observado na tentativa de aplicação dessa proposta no presente trabalho relaciona-se ao número de contaminantes analisados, 19, entre metais, organoclorados e PCBs. De forma que, mesmo que todos superassem PEL, a categoria Alta contaminação não seria atingida em termos de número de contaminantes ultrapassando esse critério. Ou seja, o critério de número de contaminantes ultrapassando o valor de PEL precisaria ser adequado para o esforço analítico utilizado. E, para tanto, um banco de dados extenso seria necessário.

Considerando o limite de detecção do dado químico como o resultado da variável, de forma a tornar a leitura mais conservadora, o DDE teria ultrapassado TEL em todos os pontos. No ponto 2, também o DDT e no ponto 1, o referência, também Cu e Cr ultrapassaram TEL. Embora nenhum contaminante tenha ultrapassado PEL, o que significaria condição de baixa contaminação para todos os pontos avaliados, o quociente PEL (Tab. 3), indicaria condição de média-baixa contaminação.

Tabela 3. Cálculo do quociente PEL para os cinco pontos amostrados da bacia do rio Sorocaba.

PONTO DE COLETA	P1	P2	P3	P4	P5
RAZÃO					
As	0,3	1,2	1,2	1,2	1,2
Cd	0,1	0,7	0,7	0,7	0,7
Pb	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0
Cu	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0
Cr	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0
Hg	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
Ni	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0
Zn	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
PCBs	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
DDE	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0
DDT	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Aldrin	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Clordano	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Dieldrin	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Endrin	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Heptacloro	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Tabela 3 (cont.). Cálculo do quociente PEL para os cinco pontos amostrados da bacia do rio Sorocaba.

PONTO DE COLETA	P1	P2	P3	P4	P5
RAZÃO					
Heptacloro epóxido	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Lindano	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
TDE	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
MÉDIA	0,14	0,10	0,10	0,10	0,10

Faixas determinadas a partir dos níveis basais de concentrações naturais poderiam ser preferencialmente adotadas, como no Índice de Geoacumulação (IGeo) (Turekian e Wedepohl, 1961 apud Nascimento, 2003), mas requerem um amplo levantamento químico em ambientes não impactados. A aplicação do IGeo foi abandonada pela CETESB porque, ao adotar valores globais, não considera as variações geoquímicas regionais. Nascimento (2003) determinou valores referência para uma série de metais e metalóides em ambientes fluviais e lacustres artificiais nas bacias do Alto e Médio Tietê e fluviais nas bacias Médio-Baixo e Baixo Tietê. No método da análise o autor selecionou a fração fina ($< 62\mu\text{m}$) e realizou um ataque multiácido (HF , HClO_4 , HNO_3 e HCl) na amostra, mais agressivo que aquele empregado pela CETESB. Essas diferenças metodológicas dificultam a aplicação direta dos valores de referência de Nascimento pela CETESB. A tabela 4 exibe os valores para ambientes fluviais do Médio Tietê, onde se insere a bacia do Rio Sorocaba. Apesar das diferenças metodológicas, comparando-se os dados da Bacia do rio Sorocaba com esses valores (Tab. 1), conclui-se, num primeiro momento, que a maioria dos metais ou metalóide não ultrapassou os níveis basais, em nenhum dos pontos de coleta. A dúvida ficaria em relação ao Cd, cujo limite de detecção ($< 0,35 \text{ mg/Kg}$) foi superior ao valor de referência ($0,15 \text{ mg/Kg}$). No entanto, como a extração realizada pela CETESB é mais fraca, há a possibilidade que em uma metodologia semelhante à utilizada por Nascimento (2003) alguns desses valores sejam superiores aos valores basais da região. Embora o trabalho de Nascimento (2003) possa ser considerado pioneiro no Brasil, ainda seria necessário um banco mais amplo para que se possa ter garantia de que os valores gerados, por bacia, representem de fato as concentrações naturais, para as quais a biota estaria adaptada.

Tabela 4. Valores de referência para sedimentos de ambientes fluviais da Bacia do Médio Tietê (Nascimento, 2003). Valores expressos em mg/Kg.

Metais	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Concentração (mg/Kg)	24	0,15	44	61	0,10	38	30	104

Uma proposta de classificação química para cada contaminante, que os classificaria em 5 faixas de qualidade, no lugar das atuais três (Quadro 2), está apresentada na tabela 5. Ela também baseia-se nos valores de TEL e PEL (Anexo 1), que seriam usados para delimitar as faixas e, assim dimensionar as concentrações químicas observadas. A qualidade ótima, para cada contaminante, corresponderia à concentração inferior a TEL. A qualidade boa, a faixa entre TEL, inclusive, e a concentração correspondente a 50% da distância entre TEL e PEL, somado a TEL. A qualidade regular, a faixa superior a 50% da distância entre TEL e PEL, somado a TEL e inferior a PEL. A qualidade ruim, a faixa entre PEL, inclusive, e a concentração correspondente a 1,5x de seu próprio valor. E a qualidade péssima acima de 1,5x PEL. Cada classe de qualidade receberia uma ponderação variando de um (ótima) a cinco (péssima).

Quadro 2. Proposta para a classificação de contaminantes químicos em cinco faixas de qualidade e sua relação com o critério atualmente utilizado.

		TEL		PEL	
		↓		↓	
ATUAL	ÓTIMA (1)	REGULAR (2)		PÉSSIMA (3)	
NOVA	ÓTIMA (1)	BOA (2)	REGULAR (3)	RUIM (4)	PÉSSIMA (5)

Tabela 5. Proposta de classificação química de contaminantes tóxicos em sedimentos de água doce.

QUALIDADE / PONDERAÇÃO	ÓTIMA 1	BOA 2	REGULAR 3	RUIM 4	PÉSSIMA 5
As (µg/g)	< 5,9	≥ 5,9 – 11,5	> 11,5 - < 17,0	17,0 – 25,5	> 25,5
Cd (µg/g)	< 0,6	≥ 0,6 – 2,1	> 2,1 - < 3,5	3,5 – 5,3	> 5,3
Pb (µg/g)	< 35,0	≥ 35,0 – 63,2	> 63,2 - < 91,3	91,3 – 137,0	> 137,0
Cu (µg/g)	< 35,7	≥ 35,7 – 116,4	> 116,4 - < 197,0	197,0 – 295,5	> 295,5
Cr (µg/g)	< 37,3	≥ 37,3 – 63,7	> 63,7 - < 90,0	90,0 – 135,0	> 135,0
Hg (µg/g)	< 0,170	≥ 0,170 – 0,328	> 0,328 - < 0,486	0,486 – 0,729	> 0,729
Ni (µg/g)	< 18	≥ 18 – 27	> 27 - < 36	36 – 54	> 54
Zn (µg/g)	< 123	≥ 123 – 219	> 219 - < 315	315 – 473	> 473
Aldrin (µg/kg)	< 2	≥ 2 – 211	> 211 - < 420	420 – 630	> 630
BHC * (µg/kg)	< 3	≥ 3 – 6002	> 6002 - < 12000	12000 – 18000	> 18000
α BHC* (µg/kg)	< 6	≥ 6 – 253	> 253 - < 500	500 – 750	> 750
β BHC* (µg/kg)	< 5	≥ 5 – 10503	> 10503 - < 21000	21000 – 31500	> 31500
Lindano (= γ BHC) (µg/kg)	< 0,94	≥ 0,94 – 1,16	> 1,16 - < 1,38	1,38 – 2,07	> 2,07
Clordano (µg/kg)	< 4,50	≥ 4,50 – 6,69	> 6,69 - < 8,87	8,87 – 13,31	> 13,31
DDD (µg/kg)	< 3,54	≥ 3,54 – 6,03	> 6,03 - < 8,51	8,51 – 12,77	> 12,77
DDE (µg/kg)	< 1,42	≥ 1,42 – 4,09	> 4,09 - < 6,75	6,75 – 10,13	> 10,13
DDT (µg/kg)	< 1,19	≥ 1,19 – 2,98	> 2,98 - < 4,77	4,77 – 7,15	> 7,16
Dieldrin (µg/kg)	< 2,85	≥ 2,85 – 4,76	> 4,76 - < 6,67	6,67 – 10,01	> 10,01
Endrin (µg/kg)	< 2,67	≥ 2,67 – 32,54	> 32,54 - < 62,40	62,40 – 93,60	> 93,60
Heptacloro (µg/kg)	< 0,30	≥ 0,30 – 5,15	> 5,15 - < 10,00	10,00 – 15,00	> 15,00
Heptacloro epóxido (µg/kg)	< 0,60	≥ 0,60 – 1,67	> 1,67 - < 2,74	2,74 – 4,11	> 4,11
HCB (µg/kg)	< 20	≥ 20 – 130	> 130 - < 240	240 – 360	> 360
Mirex (µg/kg)	< 7	≥ 7 – 654	> 654 - < 1300	1300 – 1950	> 1950
PAHs (µg/kg)	< 870	≥ 870 – 4455	> 4455 - < 8040	8040 – 12060	> 12060
Acenafeno(µg/kg)	< 6,71	≥ 6,71 – 47,81	> 47,81 - < 88,90	88,90 – 133,35	> 133,35
Acenaftileno (µg/kg)	< 5,87	≥ 5,87 – 66,94	> 66,94 - < 128,00	128,00 – 192,00	> 192,00
Antraceno (µg/kg)	< 46,9	≥ 46,9 – 146,0	> 146,0 - < 245,00	245,0 – 367,5	> 367,5
Benzo(a)antraceno (µg/kg)	< 31,7	≥ 31,7 – 208,4	> 208,4 - < 385,0	385,0 – 577,5	> 577,5
Benzo(a)pireno (µg/kg)	< 31,9	≥ 31,9 – 407,0	> 407,0 - < 782,0	782,0 – 1173,0	> 1173,0
Criseno (µg/kg)	< 57,1	≥ 57,1 – 459,6	> 459,6 - < 862	862,0 – 1293,0	> 1293,0
Dibenz(a,h)antraceno (µg/kg)	< 6,22	≥ 6,22 – 70,61	> 70,61 - < 135,00	135,00 – 202,50	> 202,50
Fluoranteno (µg/kg)	< 111	≥ 111 – 1233	> 1233 - < 2355	2355 – 3533	> 3533
Fluoreno (µg/kg)	< 21,2	≥ 21,2 – 82,6	> 82,6 - < 144,0	144,0 – 216,0	> 216,0
2-Metilnaftaleno (µg/kg)	< 20,2	≥ 20,2 – 110,6	> 110,6 - < 201,0	201,0 – 301,5	> 301,5
Naftaleno (µg/kg)	< 34,6	≥ 34,6 – 212,8	> 212,8 - < 391,0	391,0 – 586,5	> 586,5
Fenantreno (µg/kg)	< 41,9	≥ 41,9 – 278,5	> 278,5 - < 515,0	515,0 – 772,5	> 772,5
Pireno (µg/kg)	< 53	≥ 53 – 464	> 464 - < 875	875 – 1313	> 1313
Aroclor 1254* (µg/kg)	< 60	≥ 60 – 200	> 200 - < 340	340 – 510	> 510
PCBs (µg/kg)	< 34,1	≥ 34,1 – 155,6	> 155,6 - < 277,0	277,0 – 415,5	> 415,5
Dioxinas e furanos (ng TEQ/kg de peso seco)	< 0,85	≥ 0,85 – 11,18	> 11,18 - < 21,50	21,50 – 32,25	> 32,25

Para a expressão final da qualidade química dos sedimentos, integrando os resultados de cada um dos contaminantes, serão discutidas a seguir 5 abordagens diferentes, utilizando os dados da Rede de Qualidade de Águas Interiores do Estado de São Paulo (Tab. 6 e Anexos 2 e 3) (CETESB, 2003, 2004 e 2005).

Tabela 6. Aplicação das propostas para o diagnóstico da qualidade química dos sedimentos, aplicados aos dados da rede de monitoramento da qualidade das águas interiores da CETESB (CETESB, 2003, 2004 e 2005).

LOCAL	ANO	#1	#2	#3	#4	#5	Q	T	B
ATIB02605	2002	2	4	2	2	2	2	3	3
	2003	1	4	1	1	4	3	3	3
	2004	2	5	3	3	4	3	3	3
CRIS03400	2003	1	1	1	1	1	1	2	4
	2004	2	3	2	2	3	2	1	4
MOGU02200	2002	1	1	1	1	1	1	1	nr
	2003	1	1	1	1	1	1	1	2
MOGU02330	2004	2	3	2	2	3	2	1	2
PARB02390	2004	2	4	2	2	3	3	1	2
PEIX02100	2004	1	2	2	2	2	2	1	4
PCAB02130	2002	1	1	1	1	1	1	3	4
	2003	1	4	1	1	4	3	2	3
PCAB02110	2004	2	4	2	2	3	2	3	4
QUIL03990	2004	2	5	2	2	4	3	nr	nr
RIIG02890	2002	1	1	1	1	1	1	1	nr
RIIG02010	2003	2	4	2	2	3	2	1	2
	2004	2	5	3	3	5	3	1	2
SORO02700	2003	1	1	1	1	1	1	2	2
	2004	1	5	2	2	4	3	1	3
TATU04900	2004	3	5	3	3	4	3	nr	nr
TIET02050	2002	1	1	1	1	1	1	1	nr
	2003	2	3	2	2	3	2	1	1
	2004	2	4	2	2	3	2	1	4
BILL02100	2002	3	5	3	4	5	3	nr	4
	2003	3	5	3	4	5	3	1	4
	2004	3	5	4	5	5	3	2	4
RGDE02900	2002	2	5	2	2	5	3	nr	nr
	2003	3	5	3	3	5	3	3	2
	2004	3	5	3	3	5	3	2	4
RGDE02100	2003	2	3	2	2	3	2	1	3
RGDE02300	2004	3	5	3	4	4	3	2	4
GUAR00900	2003	3	5	3	4	5	3	2	4
	2004	2	5	3	3	5	3	2	3
PEBA00900	2002	3	5	3	3	5	3	3	nr
	2003	1	5	1	1	4	3	3	3
	2004	3	5	3	3	5	3	3	3

#1: média dos pontos em 5 classes + bioacumulação; #2: pior pontuação em 5 classes + bioacumulação; #3: média/grupo em 5 classes + bioacumulação; #4: média/grupo em 5 classes + bioacumulação + 1 grupo > 1; #5: seqüencial em 3 classes. Q, T e B referem-se aos diagnósticos químico, toxicológico e biológico atualmente utilizado na rede. nr = não realizado. Qualidade: Azul = ótima; Verde = boa; Amarela = regular; Vermelha = ruim; Violeta = Péssima.

Além da quantificação dos contaminantes, a ocorrência de elementos bioacumuláveis ou de efeito mutagênico (arsênio, cádmio, chumbo, mercúrio, DDE, DDT,

PAHs-hidrocarbonetos poliaromáticos, PCBs-bifenilas policloradas e 2,3,7,8-tetraclorodibenzo-p-dioxina) foi considerada no diagnóstico final, por exemplo, piorando, por 1 classe, a qualidade local, quando em concentração superior a PEL. Essa decisão baseia-se no fato de que medidas alternativas de controle podem ser necessárias uma vez que um contaminante com essa característica ocorra em um local. Dependendo de sua concentração e dos usos previstos para o corpo d'água em avaliação, pode ser necessário, por exemplo, um estudo do impacto da biomagnificação sobre a biota local, já que predadores de topo podem estar sujeitos a níveis letais do contaminante. Além disso, em locais onde há atividade de pesca, o órgão de saúde deve ser comunicado, para que avalie a qualidade do pescado e tome as decisões pertinentes.

Em uma primeira abordagem (#1), usou-se a média das cinco classificações obtidas para cada um dos contaminantes analisados no local a ser diagnosticado, arredondada para um número inteiro, e sua correspondente classificação de qualidade. A ocorrência de contaminante bioacumulável pioraria em uma classe de qualidade o diagnóstico obtido com a média.

Aplicando essa proposta aos dados gerados na Bacia do Rio Sorocaba, em 2002 (Tab. 1), todos os pontos teriam qualidade ótima em termos químicos, já que obteriam classificação 1, na média de ponderações e nenhum bioacumulável teria ocorrido acima da concentração correspondente a qualidade ótima. Com relação a esse critério, vale ressaltar que contaminantes bioacumuláveis cujo limite de detecção esteve acima do limite de qualidade ótima foram desconsiderados (ex.: DDE e DDT).

Este resultado mostrou a diluição provocada pelo cálculo da média, já que, pelo menos para P1, cobre e cromo ocorreram em concentrações dentro da faixa de qualidade boa (pontuação = 2). O mesmo efeito foi observado para os dados da Rede de 2003 a 2005 (Tab.6, Anexos 2 e 3 linha: #1), tendo sido a qualidade regular (28%) o pior diagnóstico, com ambientes de qualidade ótima e boa perfazendo 33% e 39%, respectivamente (Fig. 2). Estes resultados estão distantes da realidade, já que os sedimentos dos reservatórios Billings, do Rio Grande, Guarapiranga e Taiaçupeba exibem os maiores níveis de contaminantes do Estado de São Paulo.

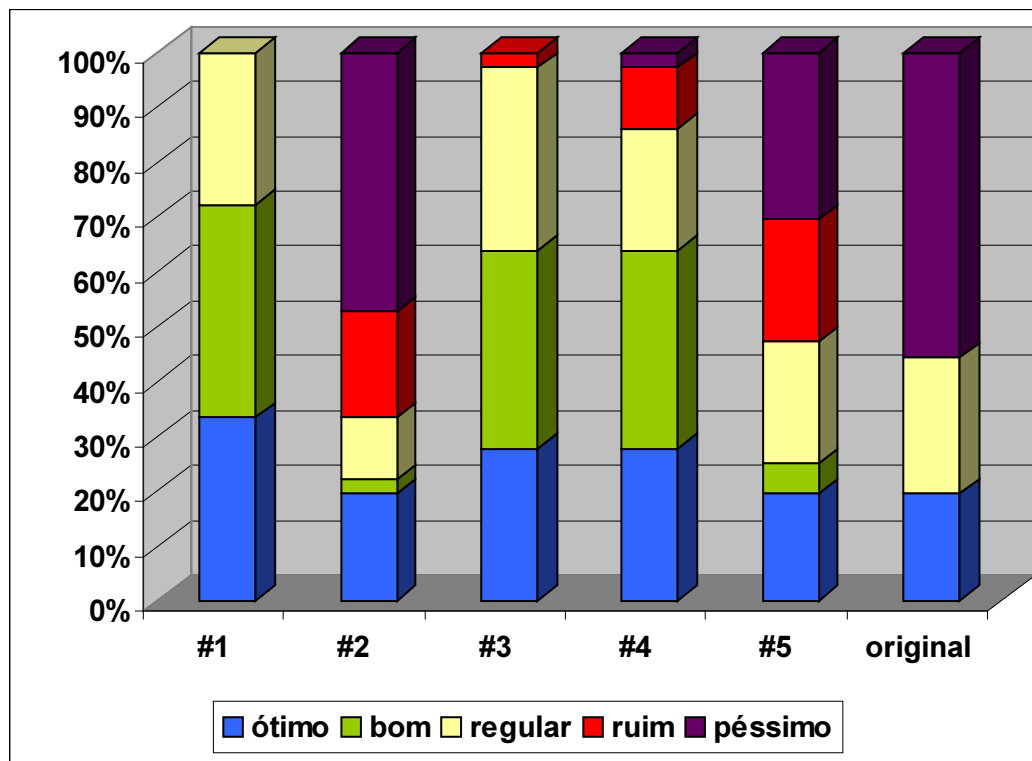


Figura 2. Distribuição dos diagnósticos para as diferentes abordagens propostas para a expressão final do resultado de qualidade química dos sedimentos com dados da Rede de Monitoramento da CETESB.

Uma segunda abordagem (#2) envolveu o uso da pior pontuação dentro da série de contaminantes analisados, como atualmente tem sido usado, mas pontuando os contaminantes em cinco classes, ao invés de três (Quadro 2). A ocorrência de contaminantes bioacumuláveis também neste caso pioraria o diagnóstico em uma classe. Essa linha justifica-se pelo fato de que em termos de efeito biológico, um único contaminante em concentração elevada seria suficiente para causar dano a uma população.

Nesse caso, para os dados da bacia do Sorocaba (Tab. 1), apenas no ponto 1 teríamos qualidade boa, sendo ótima para os restantes. Para os dados da Rede (Tab. 6, Anexos 2 e 3, linha: #2), esse cálculo resultou em maiores porcentagens para qualidades ruim e péssima (19 e 47%, respectivamente) e menores para bom e regular (3 e 11%, respectivamente) (Fig. 2).

Ou seja, seria um diagnóstico mais severo que o da primeira proposta e mais próximo daquele atualmente utilizado. Ele se diferenciou do original em 9 locais (25%), na grande maioria em apenas 1 grau de qualidade, dos quais, em 5 (56%) mostrou que o diagnóstico original teria subestimado a qualidade química do sedimento e, nas outras quatro, superestimado. Com esta abordagem, o diagnóstico químico estaria melhor relacionado com o resultado ecotoxicológico para os dados do rio Atibaia, 2002 e do rio Piracicaba, 2004. Porém, foi menos coerente com a toxicidade que a abordagem atual e a (#5) para os rios Ribeira de Iguape, em 2003 e Tietê, em 2004. É importante que se enfatize que essa coerência não é obrigatória, já que o resultado ecotoxicológico pode estar associado a algum contaminante não mensurado ou a efeitos sinérgicos ou antagônicos ou os contaminantes observados podem estar em formas não assimiláveis pelo organismo teste.

Em uma terceira abordagem (#3), os contaminantes seriam divididos em 3 grupos (metais, pesticidas organoclorados e PCBs), baseados nas variáveis medidas rotineiramente pela CETESB. Seriam então calculadas médias por grupo das pontuações e posteriormente uma média geral (Tab. 6, Anexos 2 e 3, linha: #3). Novamente, a ocorrência de contaminantes bioacumuláveis acima de PEL pioraria em uma classe o diagnóstico final. Com isso, procurou-se não apenas diminuir a diluição provocada pelo cálculo de médias gerais, como considerar que diferentes grupos de contaminantes podem agir distintamente sobre as populações biológicas.

Para a Bacia do Rio Sorocaba (Tab. 1), todos os pontos seriam ótimos. Para os dados da Rede, a distribuição de resultados foi muito semelhante ao cálculo da média geral (#1), tendo 36% dos locais sido considerados de qualidade boa, 33% regular, 28% ótima e 3% ruim (Fig. 2). Ou seja, apesar de pequena melhora na sensibilidade desta abordagem com relação a #1, o diagnóstico final de #3 continuou diluído pela média.

Na quarta abordagem (#4), adicionamos uma unidade de piora de qualidade para locais em que mais de um grupo de contaminante tenha apresentado valor médio superior a 1 (Tab. 6, Anexos 2 e 3, linha: #4). Com esse critério, o resultado melhorou em relação a #1 e #3, mas apenas os sedimentos dos reservatórios Billings, Guarapiranga e do Rio Grande atingiram as qualidades ruim e péssima. A maioria continuou entre ótima e regular (Fig. 2).

Na última abordagem (#5), os contaminantes químicos continuaram classificados em 3 classes, segundo os valores de TEL e PEL, como ocorre atualmente na rede. No entanto, a partir de uma seqüência interpretativa associada à observação de elementos bioacumuláveis, são atingidas cinco classes de qualidade, a saber: ótima (pontuação 1), quando nenhum químico ultrapassar TEL; boa (pontuação 2) se pelo menos um químico ultrapassar TEL, sem atingir PEL, e não for bioacumulável; regular (pontuação 3), se pelo menos um químico ultrapassar TEL, sem atingir PEL, e, pelo menos um for bioacumulável; ruim (pontuação 4) se há químicos ultrapassando PEL, mas nenhum desses é bioacumulável e péssimo, se entre os químicos ultrapassando PEL há pelo menos um bioacumulável (Tab.6, Anexos 2 e 3, linha: #5).

Como na segunda proposta os dados foram melhor distribuídos nas 5 classes de qualidade do que para #1, #3 e #4 (Fig. 2). Dos 36 dados da rede utilizados, o diagnóstico diferiu do original apenas 11 vezes (31%), na maior parte por apenas 1 classe sendo, em todas as vezes, melhor que o original. Em comparação com o dado ecotoxicológico, essa abordagem foi mais coerente para o rio Paraíba do Sul, em 2004 (Tab. 6).

Além de exibirem resultados mal distribuídos nas desejáveis cinco faixas de qualidade, nas propostas #1, #3 e #4, um ambiente problemático, como o reservatório de Taiaçupeba, com níveis elevados de um único elemento (Zn), exibiria qualidade química ótima em 2003. Similarmente, o reservatório do Rio Grande, com concentrações elevadas de Cu e Hg, seria classificado quimicamente como de boa qualidade, em 2003. Esses resultados sugerem falta de fidelidade à real condição de qualidade dos sedimentos destas três abordagens.

As propostas #2 e #5 se adequaram melhor ao objetivo de atingir 5 classes de qualidade para a linha de evidência química, sem diferirem muito do diagnóstico atual. A proposta #5 tem a vantagem da facilidade de adequação e uso, já que continuaria a ser aplicando 3 faixas de concentrações, no lugar de 5.

É importante salientar que a comparação das concentrações químicas obtidas com critérios de qualidade de sedimento, pelo menos como ferramenta de triagem, é freqüente (Hunt et al., 1998; Chapman, 1992 e 2000), mas foi alvo de crítica por Lee e Jones-Lee (2002). Para esses autores, uma vez que os critérios basearam-se em dados de co-ocorrência, seu uso na inferência de relações causa e efeito seria equivocado. De fato, o uso das faixas propostas pretende apenas dimensionar o grau de impacto químico no

local em diagnose, mas considerações sobre o risco ecológico dessas concentrações devem ser consideradas apenas em paralelo com as observações de dados ecotoxicológicos e da biota.

AVALIAÇÃO BIOLÓGICA – COMUNIDADE BENTÔNICA

O tratamento do dado da biota bentônica nos trabalhos da tríade envolve desde a geração de um índice de bentos pela comparação das populações ou de índices com dados referência (Ratio to Reference - RTR) até a aplicação direta desses últimos. Na Bélgica (De Pauw e Heylen, 2001), por exemplo, o componente ecológico (comunidade bentônica) é representado por um índice, porém do tipo biótico (BSI), não resultante de comparação com valores referência (RTR). Viganó et al. (2003) também utilizaram índices bióticos, mas aplicaram o RTR. Green e Montagna (1996) aplicaram duas razões entre grupos de organismos bentônicos de diferentes sensibilidades. Índices de estrutura da comunidade bentônica são freqüentemente utilizados em cálculos RTR, ou seja, na determinação do Índice bentônico da Tríade (Chapman et al., 1987 e 1991; Canfield et al., 1996; Long et al., 2002). Hollert et al., 2002a e b e Hollert, 2003 utilizaram o Índice Sapróbico juntamente com um índice Ecotoxicológico (IE, segundo Camargo, 1990 apud Hollert et al., 2002a) e índices de grupos funcionais, formas de vida e estrutura da comunidade (equitatividade e diversidade). Para Hollert et al., 2002a, o Índice Sapróbico só serviu para prever riscos toxicológicos quando associado ao Índice Ecotoxicológico. De fato, índices de saprobidade e bióticos servem para definir o estado de qualidade do ambiente com relação ao gradiente de poluição por esgotos domésticos, não tendo sido adequados à detecção de outras formas de impacto, como a introdução de efluentes tóxicos industriais ou agrícolas.

Os dados de densidade de organismos bentônicos estão apresentados no ANEXO 4. A figura 3 ilustra as estruturas das comunidades nos cinco pontos de coleta no rio Sorocaba. Em todos os pontos foram observadas dominâncias, ou seja, abundâncias relativas do organismo de maior densidade, superiores a 0,5 ou 50%. As comunidades dos pontos 1 e 5 foram dominadas por larvas de Chironomidae e o molusco Sphaeriidae, respectivamente, ambos de tolerância mediana. Já os pontos 2, 3 e 4 foram dominados por tubificídeos sem queta capilar, considerados os mais tolerantes da fauna bentônica,

tanto em relação a contaminação doméstica, resistindo longos períodos à anoxia (Chapman et al., 1982), quanto por metais pesados, podendo desenvolver mecanismo de resistência a esses (Roesijadi, 1992; Levinton et al., 2003).

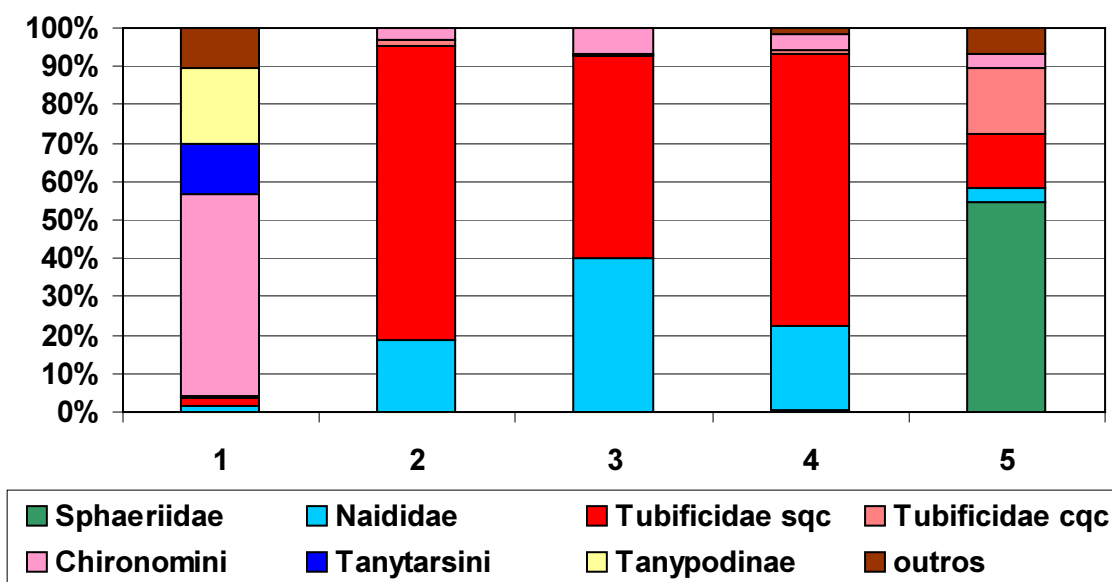


Figura 3. Estrutura da comunidade bentônica nos pontos da bacia do rio Sorocaba.

Organismos sensíveis, como a tribo Tanytarsini e Ephemeroptera das famílias Caenidae e Leptohyphidae, só foram observados nos pontos 1 e 5, que alcançaram as maiores riquezas e diversidades. Apenas no ponto 1 foi observado *Stempellina*, gênero de Tanytarsini considerado dos mais sensíveis do grupo (Canfield et al., 1998). A comunidade do ponto 2, de riqueza mediana, composição quase exclusiva de organismos tolerantes e altas densidade e dominância, reflete grau elevado de impacto por esgoto doméstico. A frequência de deformidade nesse local superou em apenas 1% o limite considerado natural pela literatura (3%) (Burt et al., 2003). No ponto 3, a poucos quilômetros de distância do 2, a comunidade sofreu perdas acentuadas de densidade e riqueza, indicando presença de contaminantes tóxicos. A análise de deformidade em P3, embora efetuada com número insuficiente de larvas, também evidencia a presença desses contaminantes. Para Canfield et al. (1998), frequência de deformidade em mento e lígula entre 5-25% indicaria contaminação moderada a severa.

Os resultados de algumas métricas utilizadas em diagnóstico da qualidade ambiental com a comunidade bentônica estão na tabela 7. As três últimas linhas desta tabela mostram algumas das possibilidades de integração das informações obtidas na avaliação dos diferentes atributos da comunidade, ou seja, o índice multimétrico, a relação com o referencial utilizando as mesmas métricas do multimétrico (RTRmulti) e com todas as métricas, exceto a densidade total (RTR). Nas duas análises RTR, os pontos P2, P3 e P4 mostraram qualidade distintamente inferior a P1 e P5. Porém, pelo RTRmulti, P5 estaria com qualidade um pouco melhor que o referencial. Esse resultado subestima a qualidade de P1 e está relacionado com o índice T/DT, que considerou os Chironomíni de P1 como formas tolerantes. No entanto, o gênero realmente tolerante dessa tribo (*Chironomus*) não esteve presente nesse ponto. Uma melhoria dessa leitura envolveria a identificação do gênero *Chironomus* e a modificação do índice T/DT para considerar apenas esse gênero e não toda a tribo, uma vez que Chironomíni é a tribo com maior diversidade taxonômica na região neotropical (Spies; Reiss, 1996) e, portanto, naturalmente com maior probabilidade de ocorrência. A avaliação do índice multimétrico pela mesma razão também subestimou a qualidade de P1, que se assemelharia a P4, mas foi a resposta mais condizente com o gradiente de qualidade observado para os pontos restantes. O RTR com várias métricas apontou P4 em pior condição que P3 quando, na verdade em P4 já se vislumbra um início de recuperação em composição (S) após a passagem do rio pela cidade de Sorocaba e seu distrito industrial.

Tabela 7. Diagnóstico da qualidade ambiental dos pontos de coleta do rio Sorocaba através da avaliação da comunidade bentônica.

	P1	P2	P3	P4	P5
DT	3264	2399678	10729	10295	21570
S	14	11	5	8	17
DOM	0,52	0,76	0,53	0,71	0,55
H'	2,21	1,00	1,32	1,22	2,06
ICS	9,18	Nc	2,85	3,52	11,12
TSQC/DT	0,02	0,76	0,53	0,71	0,14
T/DT	0,56	0,98	0,99	0,97	0,21
Ssens	2	0	0	0	2
Deformidades (%)	nr	4 (N = 295)	14 (N = 21)	nr	nr
MULTI	3	4	4	3	2
RTRmulti	1	2,30	2,56	2,32	0,90
RTR	1	7,72	5,57	6,61	1,70

nr = não realizado por ausência de larvas de *Chironomus*.

nc = não calculado por restrições do software.

A combinação de vários índices da comunidade bentônica, em uma abordagem multimétrica, tem sido utilizada em estudos empregando a tríade. Hunt et al. (2001) combinaram, no Relative Benthic Index (RBI), valores de 6 variáveis (S , $S_{\text{crustáceos}}$, S_{moluscos} , $D_{\text{crustáceos}}$ e presença/ausência de espécies indicadoras de ambientes preservados (*Ampelisca* – Anfípoda; *Macoma* – bivalve e *Tellina* – bivalve) e degradados (*Capitella capitata* – poliquetos e oligoquetos), na baía de São Francisco. Índices de distância (por exemplo, euclidiana), relacionada ao referencial também foram utilizados (Chapman *et al.*, 1996). Porém, em qualquer opção de fusão, informações importantes para o diagnóstico podem ser perdidas.

AVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA

A tabela 8 apresenta os resultados dos testes de toxicidade realizados com *Hyalella azteca* e *Chironomus xanthus* com amostras de sedimento coletadas no rio Sorocaba e proporções sedimento:água de 1:2 (*Hyalella azteca*) e 1:4 (*Hyalella azteca* e *Chironomus xanthus*).

Tabela 8. Resultados dos testes de toxicidade realizados com *Hyaella azteca* e *Chironomus xanthus* adotando proporções sedimento:água de 1:2 e 1:4, e dez dias de duração para as cinco localidades da Bacia do rio Sorocaba.

Local	<i>Hyaella azteca</i>				<i>Chironomus xanthus</i>	Classificação 1:2
	% de mortalidade e diagnóstico		Peso seco em mg (DP ^a) e diagnóstico		% de mortalidade e diagnóstico	
	1:4 ^b	1:2	1:4	1:2	1:4	
P1	1,66 NT ^c	2,5 NT	0,122 (0,013) NT	0,0119 (0,011) NT	25 NT	1
P2	100 ^{d,e} T	100 T	-	-	-	4
P3	15 NT	35 T	0,71 (0,011) TS ^f	0,048 (0,008) TS	35 NT	3
P4	11,6 NT	15 NT	0,08 (0,013) NT	0,0455 (0,008) TS	17,5 NT	2
P5	1,66 NT	17,5 NT	0,084 (0,015) NT	0,073 (0,023) TS	32,5 NT	2
Areia	-	-	-	-	17,5 (NT)	

a: DP = desvio padrão; b: razão sedimento:água; c: NT = não tóxico; d: T = toxicidade aguda; e: leitura após 48h de exposição; f: TS = toxicidade subletal.

Verifica-se na tabela 8 que ao se adotar a razão sedimento:água 1:4, apenas a amostra do ponto 2 apresentou toxicidade aguda para *Hyaella azteca*, sendo que a leitura foi realizada após 48 de exposição, devido ao cheiro muito forte da amostra. É importante ressaltar que para este ponto não foi possível realizar teste com *Chironomus* devido à presença de um número grande de quironomídeos e tubificídeos na amostra.

Com relação ao teste com *Chironomus xanthus* verificou-se que apesar de ter sido dado início ao teste com organismos com 3 dias de vida (1^o instar), no final do período de exposição (10 dias), a uma temperatura média de 24 °C, foram observados organismos

em diferentes estágios de vida, ou seja, larva, pupa e exúvias (exoesqueleto), mostrando que alguns organismos atingiram a fase adulta. Devido a esta variação na idade dos organismos, não foi determinado o peso seco pois os resultados não seriam comparáveis.

Fonseca (1997) obteve resultados semelhantes em testes com duração de 10 dias utilizando larvas do 2º instar desta espécie, com amostras de sedimentos coletadas na bacia do rio Piracicaba. Ou seja, no final do período de exposição foram observados organismos em diferentes estágios de desenvolvimento. No entanto, segundo esta mesma autora, que também estudou o ciclo de vida desta espécie, seria esperado que no 10º dia os organismos estivessem no final do 4º instar, considerando a faixa de temperatura de exposição entre 22 e 25 °C.

Fonseca (1997) sugeriu que para esta espécie o uso da emergência como critério poderia ser adotado, o que acarretaria no prolongamento do tempo de exposição até que fosse observado este efeito. Verificou também que larvas do 4º instar foram mais sensíveis quando comparadas com o 2º e 3º instares, o que foi justificado pelo fato de que nesta fase os organismos estão se preparando para uma mudança de fase mais brusca, que é a pupa. Desta forma, a autora sugere que o teste para avaliar efeito agudo (mortalidade) com *Chironomus xanthus* deveria ser realizado com larvas no 4º instar com a duração de 96h e que o tempo de duração do teste crônico deveria ser melhor avaliado.

Porém, para esta espécie tem sido adotado, nos testes com 96 h de duração, organismos com 7 dias de vida (3º instar) ou no 2º instar (Espíndola et al, 2003; Dornfeld et al., 2006) adicionando-se, respectivamente, 6 e 10 organismos por réplica.

Verificou-se que, para *Chironomus xanthus* nas condições do ensaio não foi possível verificar nenhum efeito nas amostras testadas, sendo necessário padronizar a idade e duração adequada para a realização de testes de toxicidade. Desta forma, seria possível avaliar melhor a sensibilidade deste organismo com amostras de sedimentos com diferentes graus de contaminação.

Os resultados do experimento realizado com *Hyalela azteca* para avaliar a proporção adequada entre sedimento e água a ser adotada nos testes de toxicidade de sedimento mostraram que os testes com a proporção 1:2 discriminaram, em um maior número de locais, o efeito agudo (Ponto 3, no bairro Vitória Régia) e subletal (Ponto 4, a montante do rio Sarapuí e Ponto 5, na captação de Cerquilho) do que com a proporção 1:4.

O reduzido número de testes realizados e a análise de diferentes variáveis químicas nos locais estudados não permitiram a aplicação de uma análise estatística. Dessa forma, procurou-se neste estudo apenas buscar evidências a partir dos dados existentes (níveis de contaminação química, índice da comunidade bentônica) para estabelecer o melhor desenho experimental (razão sedimento e água 1:2 ou 1:4) para o teste de toxicidade com amostra de sedimento.

No caso dos testes de toxicidade, não existe a certeza de que um impacto observado no ambiente natural possa ou deva sempre resultar em um efeito para os organismos testados em condições de laboratório. Isso porque, o que ocorre no ambiente é o resultados de uma série de interações entre fatores bióticos e abióticos, enquanto que os testes de toxicidade são realizados em uma determinada condição controlada no laboratório. Estes testes, no entanto, têm um papel muito importante, pois mostram se as frações disponíveis no sedimento podem ou não causar efeito para a espécie sob as condições adotadas no ensaio. Assim sendo, é esperado que o desenho experimental seja capaz de refletir as condições observadas no ambiente natural, ou seja, a existência ou não da presença local de contaminantes em concentrações capazes de causar danos para as comunidades aquáticas que desejamos proteger.

No ponto de coleta situado a jusante da barragem da Votorantim (Ponto 1), adotado inicialmente como referência, foram encontrados valores acima de efeito para alguns contaminantes (cobre e cromo) e a comunidade bentônica foi classificada como regular, porém não foram observados efeitos tóxicos para *H. azteca* nos testes realizados adotando as razões sedimento:água 1:2 e 1:4.

Nos outros pontos, apesar dos contaminantes analisados terem sido detectados em concentrações inferiores aos valores de TEL, a comunidade bentônica indicou estado ruim nos pontos localizados na ponte do Pinga-Pinga e próximo ao bairro Vitória Régia, regular a montante do rio Sarapuí, e boa para o ponto na captação de Cerquilho. A classificação ecotoxicológica (Tab. 8) indica que a presença de contaminantes tóxicos é fonte de estresse para a comunidade nos pontos 2 e 3, e pode explicar seus resultados. Nos pontos 4 e 5, os resultados ecotoxicológicos mostram possíveis contribuições de contaminantes de origem industrial e/ou agrícola, não analisados neste estudo.

Apesar do número de resultados de testes de toxicidade comparando as duas condições de testes ser muito pequeno, a análise dos dados mostrou que os testes na

condição 1:2 podem estar evidenciando um maior número de situações, onde seriam necessários estudos posteriores, mais detalhados e por um espaço de tempo maior para se verificar a ocorrência ou não de impacto para as comunidades do local.

Após os dados terem sido submetidos a uma análise estatística, para se verificar a significância das diferenças das amostras com o controle, foi possível estabelecer classes levando em consideração a intensidade dos efeitos na sobrevivência (agudo) ou no crescimento dos organismos teste. Desta forma foi possível estabelecer as seguintes classes: 4 = péssima, efeito agudo, mortalidade dos organismos superior ou igual a 50%; 3 = ruim, efeito agudo, mortalidade dos organismo inferior a 50%; 2 = regular, efeito subletal, redução crescimento; 1 = boa, não tóxico em relação ao crescimento e sobrevivência dos organismos (Tab. 8).

Com relação a escolha do organismo teste é importante ressaltar que *Chironomus* e *Hyalella* tem sido os organismos mais utilizados na realização de testes de toxicidade com amostras de sedimento para avaliar a presença de efeito agudo (mortalidade), subletal (crescimento) ou crônico (reprodução) (ASTM, 2000, USEPA, 2000, Environment Canada, 1997), em testes realizados com amostras coletadas no ambiente natural, sedimentos artificiais ou fortificados em laboratório (Canfield et al., 1994; Chapman, 2000). Além destes testes realizados em condições padronizadas em laboratório é possível também avaliar a toxicidade dos sedimentos “in situ” adotando diferentes espécies de peixes e anfípodas.

Apesar de ser recomendado o uso de diferentes espécies representativas da comunidade bentônica, organismos da coluna de água como *Daphnia*, *Ceriodaphnia*, peixes e mesmo a bactéria marinha luminescente *Vibrio fischeri* (MICROTOX), também têm sido adotados por diferentes grupos de pesquisa (Chapman et al., 1987 e 1991; Chapman, 1992; Del Valls et al., 1999; Liu et al., 1999; Lahr et al., 2003). No entanto, para Viganó et al. (2003) o resultado do MICROTOX deve ser analisado com cuidado, já que estaria sujeito a vários interferentes.

Para avaliar os possíveis efeitos da ressuspensão de sedimentos tem sido recomendado testes com elutriato (Chapman et al., 1991; Mucha, 1998; Hollert et al., 2002) e organismos da coluna d'água (Liu et al., 1999).

Outros ensaios desenvolvidos para a avaliação da qualidade de sedimentos envolvem o estudo da citotoxicidade aguda com *Oncorhynchus mykiss* (truta arco-íris),

estágio inicial de *Danio rerio* (paulistinha) e com a bactéria *Arthrobacter globiformis* (Hollert et al., 2002b); mutagenicidade com a bactéria *Salmonella typhimurium* (AMES) (Hollert et al., 2002b); genotoxicidade com Ensaio COMETA (RTG-2)(Hollert et al., 2002b); CITOCROMO P450 (Long et al., 2002; Hollert et al., 2002a e 2003); indução de EROD (Viganó et al., 2003; Hollert et al., 2002a e b e Hollert, 2003); expressão vitelogenina-RNA em hepatócitos de *Oncorhynchus mykiss* (Hollert et al., 2002b), dentre outros.

DIAGNÓSTICO INTEGRADO

Representação Gráfica

Para a confecção dos gráficos triangulares, foram utilizadas duas abordagens, a que emprega índices baseados nos valores médios RTR, standardizados, e outra que aplica índices e critérios de qualidade, independentes de valores referência. Neste último caso, no eixo da comunidade bentônica (B), o valor do índice multimétrico (ICB_{RIO}) (Tab. 7); no químico (Q), a pior pontuação dentro da série de contaminantes analisados, considerando os critérios orientadores canadenses (Tab. 5), e no eixo ecotoxicológico (T), valor 1 para ausência de toxicidade, 2 para observação de efeito subletal e 3 para agudo (Tab. 8).

Os gráficos baseados nos índices RTR (Fig. 4) mostram que os quatro locais não se apresentam quimicamente degradados, embora efeitos biológicos negativos tenham sido detectados pela comunidade (P2, P3 e P4) e pelos testes ecotoxicológicos (P2). Estes efeitos podem decorrer de compostos químicos não analisados ou de outros tipos de estresse, como efluentes domésticos, de influência clara para P2, ou físico.

A abordagem RTR apresenta uma limitação intrínseca relacionada a escolha do ponto referência (Shimizu et al., 2002). Para Green e Montagna (1996), a taxa de erro no cálculo do RTR não é controlável e o raciocínio é circular, portanto os autores sugerem o uso de correlações paramétricas ou não paramétricas entre os componentes.

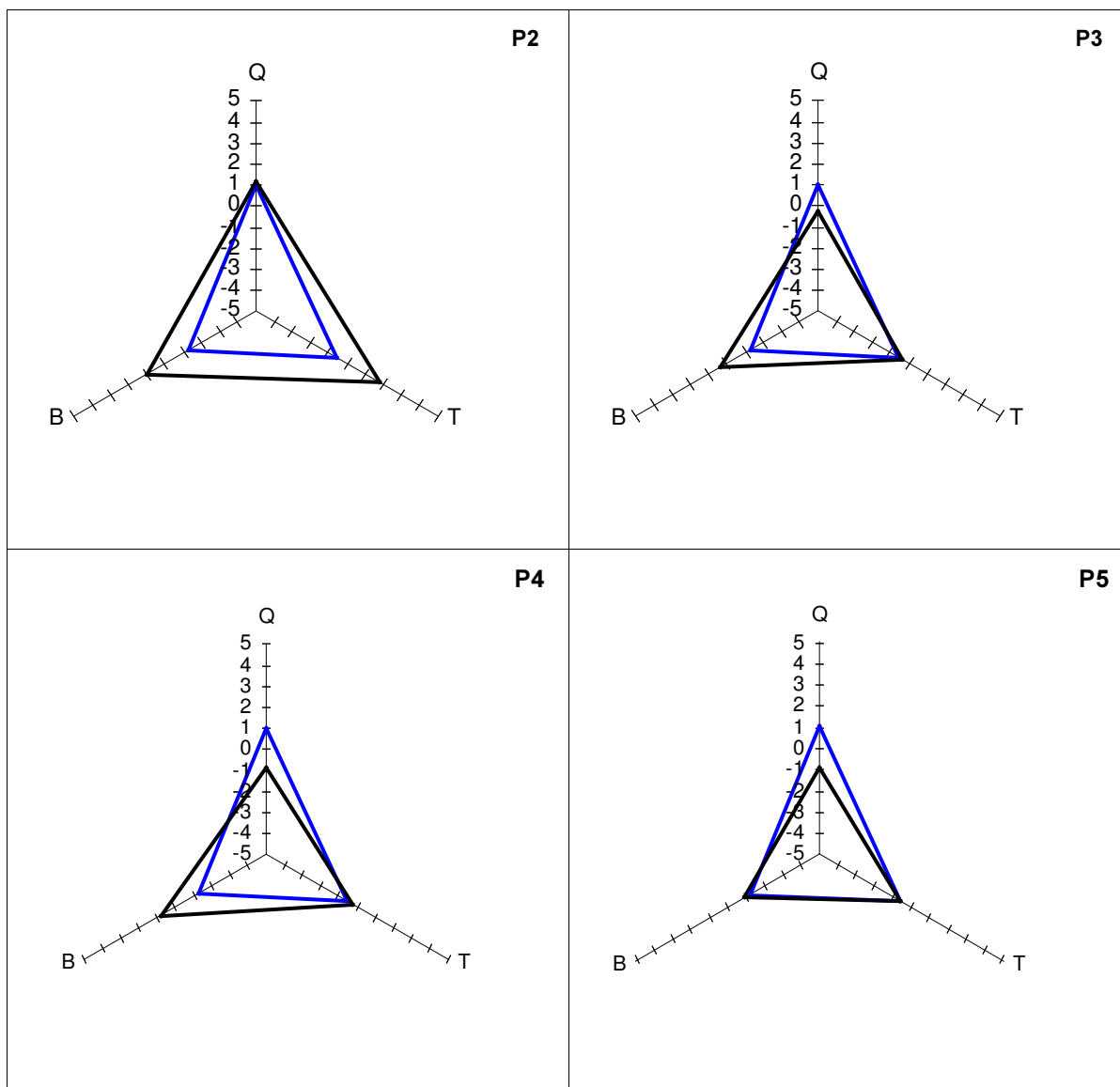


Figura 4. Representação em gráficos triangulares da tríade de qualidade de sedimentos utilizando índices RTR, para os pontos 2, 3, 4 e 5 da Bacia do Rio Sorocaba. Triângulo azul = referência.

A utilização de critérios de qualidade pré-estabelecidos (Fig. 5) na confecção dos gráficos foi mais informativa e precisa com as condições reais dos locais avaliados. Nestes também se observou ausência de degradação química nos pontos em diagnóstico, mas, além disso, percebe-se a ocorrência de impacto químico de menor gravidade (pontuação 2) no referência. A condição observada de estresse para a biota foi

mais acentuada para o bentos que no tratamento com RTR e para o eixo ecotoxicológico estendeu-se ao ponto 3. Ficou também mais clara a diferença de qualidade entre os pontos 2 e 3 em relação aos pontos 4 e 5.

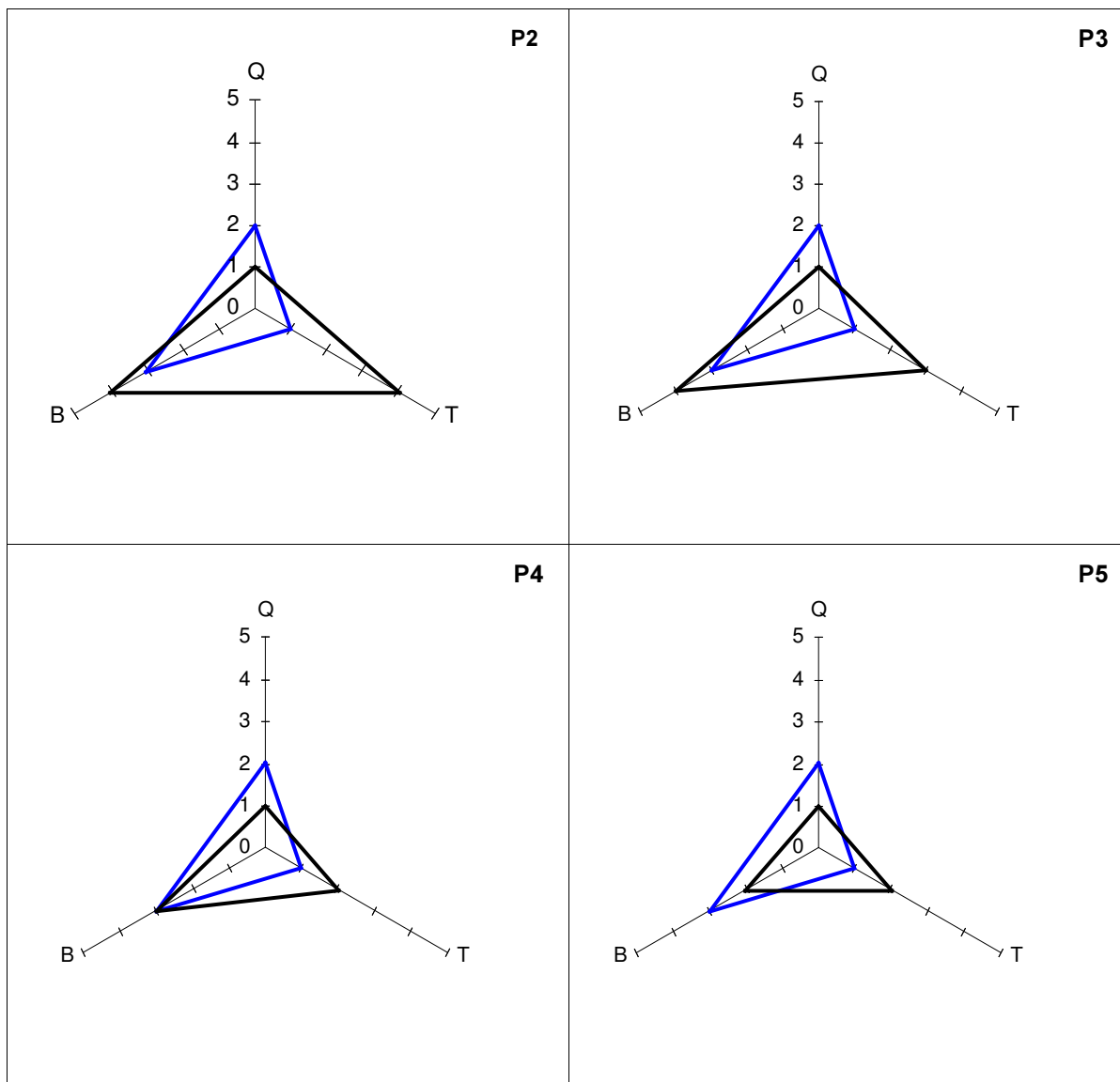


Figura 5. Representação em gráficos triangulares da tríade de qualidade de sedimentos utilizando índices e critérios, para os pontos 2, 3, 4 e 5 da Bacia do Rio Sorocaba.

Apesar de seu uso inicialmente amplo (Chapman et al., 1987, 1991 e 1996; Canfield et al., 1994 e 1996; Liu et al., 1999; Hollert, 2002a e Hollert et al., 2003; Barbieri

et al., 2003), por ter se mostrado uma excelente ferramenta de comunicação do resultado da tríade para o público em geral, os gráficos triangulares foram alvo de crítica pelo seu próprio criador (Chapman, 2000). Este autor justificou o abandono destes gráficos por dois motivos: 1) pela perda de informação importante na geração inevitável de índices de qualidade de sedimentos a partir das áreas dos triângulos, como sugerido em Del Valls e colaboradores (1999) e 2) pela inexistência de ferramentas estatísticas para avaliar a relevância destes resultados.

Uma forma de manter as informações seria a apresentação dos resultados em forma de gráfico de barras, como sugerido em Hollert et al. (2002a)(Fig. 6). Para tanto, os dados químicos, biológicos (bentos) e ecotoxicológicos devem ser transformados de forma a adequar as escalas das diferentes variáveis dentro de uma mesma faixa de valores. Os critérios utilizados neste estudo, para esta transformação, estão apresentados nas tabelas 5, 8 e 9, para as variáveis químicas, ecotoxicológicas e biológicas, respectivamente.

Tabela 9. Critérios de estabelecimento de faixas para escalonamento dos valores das métricas relacionadas à estrutura da comunidade bentônica.

ÍNDICES/FAIXAS	1	2	3	4	5
DT	até 1000	até 10000	até 100000	até 1000000	Até 10000000
S	≥ 21	14 – 20	6 - 13	1 - 5	0
DOM	0 - 19	20 – 39	40 - 59	60 - 79	80 - 100
H'	$> 2,5$	$>1,5 - \leq 2,5$	$>1 - \leq 1,5$	≤ 1	0,00
ICS	> 20	$> 9,5 - 20$	$> 3 - 9,5$	$> 0 - 3$	0,00
TSQC/DT	0 - 19	20 – 39	40 - 59	60 - 79	80 - 100
T/DT	0 - 19	20 – 39	40 - 59	60 - 79	80 - 100
Ssens	> 3	3	2	1	0

Nessa apresentação, no entanto, não foi possível escalonar o dado de deformidade, uma vez que é ainda prematuro estabelecer faixas de qualidade, mesmo porque, não está claro que a relação seja linear ou que a maior frequência (100%) é possível de ocorrer. A avaliação da frequência de deformidade em mento de *Chironomus* é reconhecidamente importante na identificação de impactos gerados por agentes químicos e tem sido utilizada na tríade ou acompanhando a medida da comunidade (Canfield et al., 1994, 1996 e 1998; De Pauw e Heylen, 2001; Ingersoll et al., 1997) ou a da toxicidade. Por essa razão, sugere-se o uso dessa leitura na discussão do diagnóstico

final, apesar de seu dimensionamento visual, pelo diagrama de barras, ficar impossibilitado.

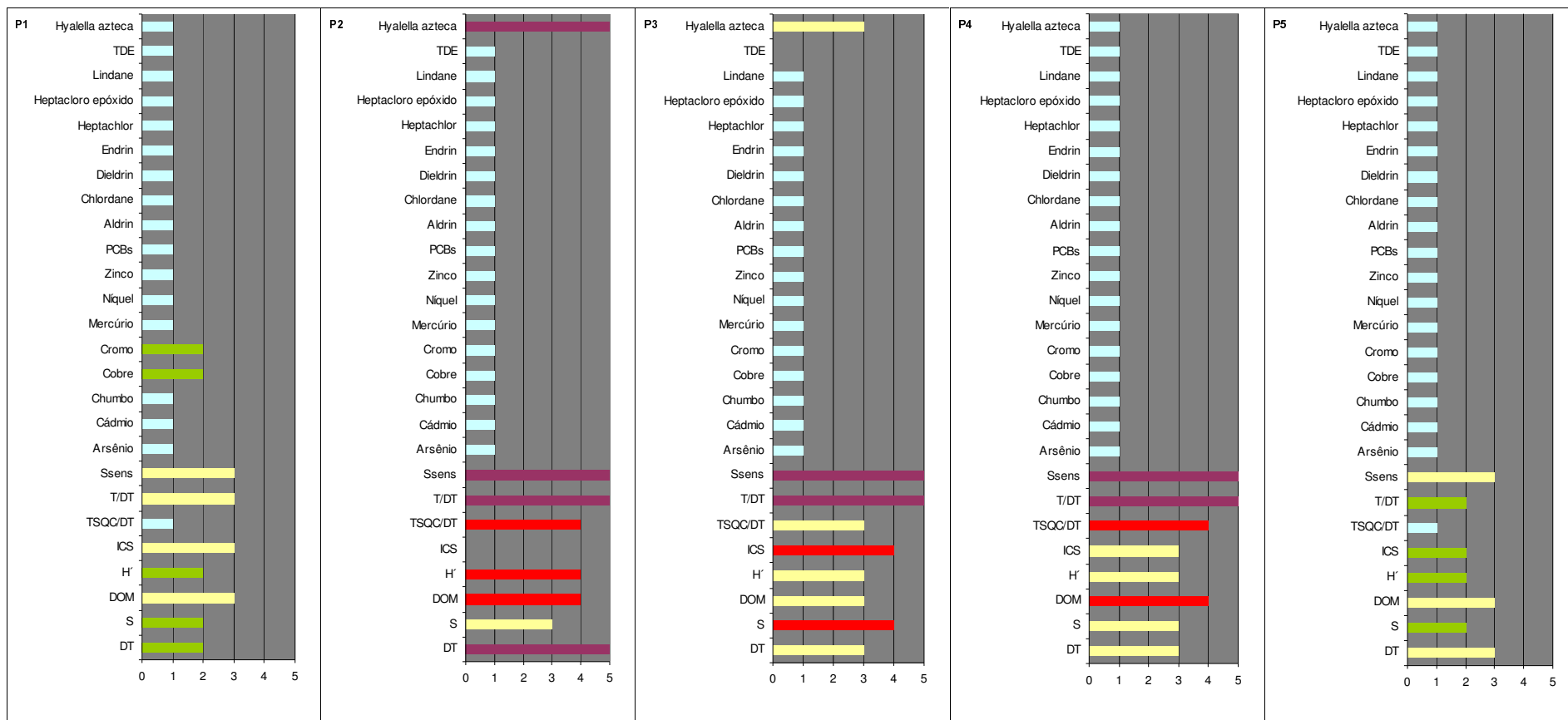


Figura 6. Representação em gráficos de barras da tríade de qualidade de sedimentos para cinco pontos de amostragem da Bacia do Rio Sorocaba.

Estatística Multivariada

a) Análise de agrupamento

As análises de agrupamento para os dados ambientais resultaram em dois grupos (K-means: C-H = 9,298), um apenas com o ponto 1 (referência) e outro com os demais (Fig. 7).

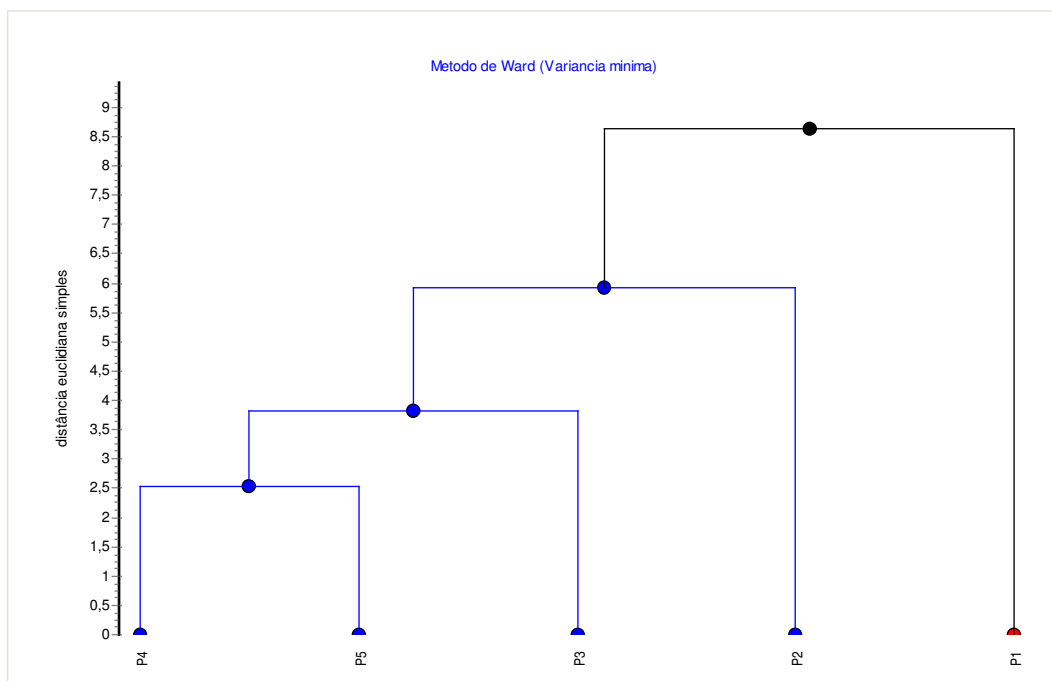


Figura 7. Dendrograma resultante da análise de agrupamento (DES + Ward) para a planilha de dados ambientais da bacia do Rio Sorocaba. Correlação cofenética = 0,978.

Os gráfico de Box & Whisker (Fig. 8) mostram que os dois grupos diferenciam-se completamente com relação às variáveis luz, condutividade e feofitina na água superficial, oxigênio e nitrogênio amoniacal na água de fundo e arsênio, cobre, níquel e umidade nos sedimentos. O ponto referência caracterizou-se pela presença de luz no substrato de fundo, valores mais baixos de condutividade e feofitina e mais altos de oxigênio e metais nos sedimentos. Esse ponto está imediatamente à jusante da empresa Votorantim, que possui atividade mineradora no local e pode estar associada com a presença desses contaminantes.

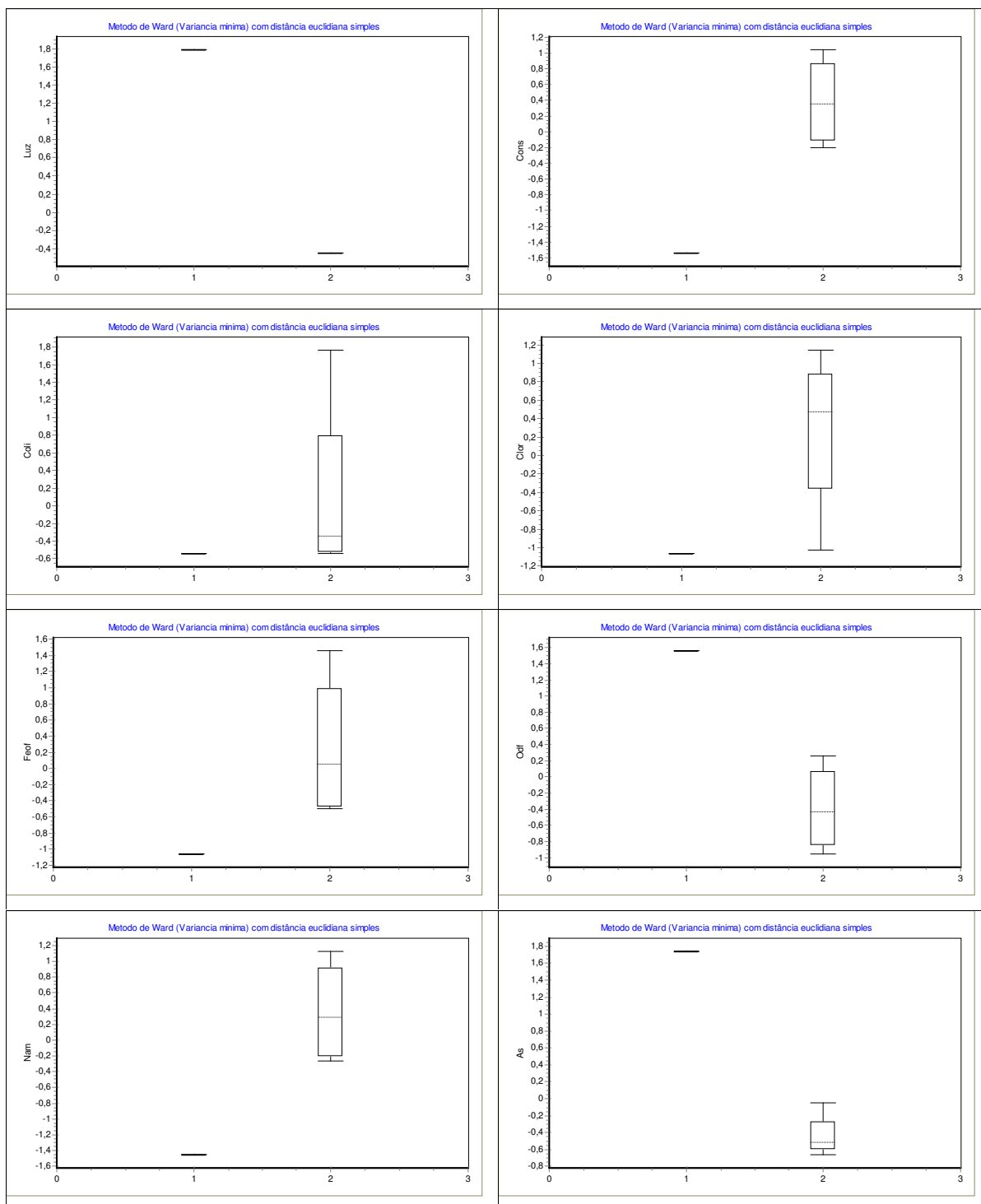


Figura 8. Gráficos Box & Whisker para as variáveis ambientais utilizadas na análise de agrupamento. 1 = grupo 1 (P1); 2 = grupo 2 (P2, P3, P4 e P5).

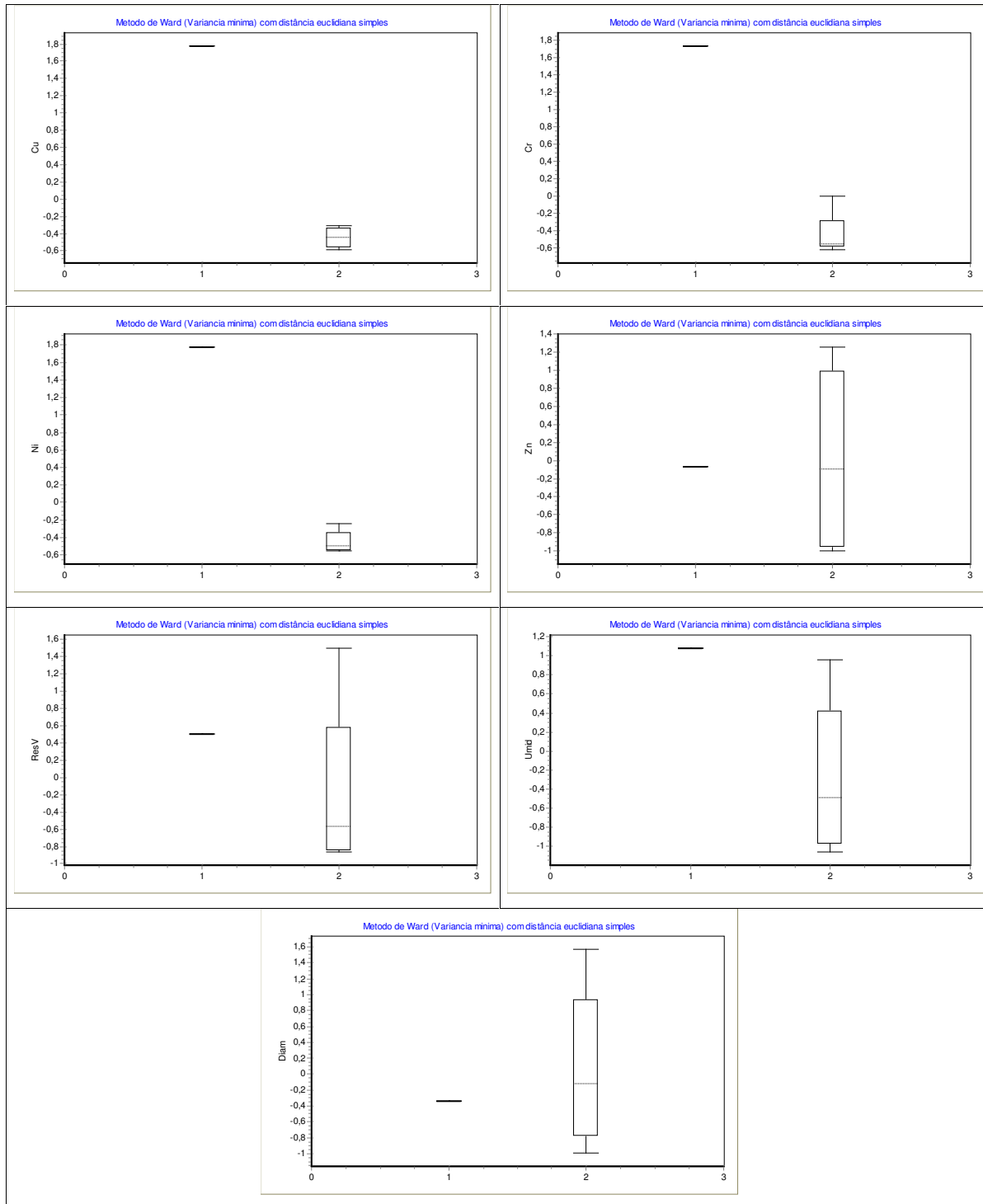


Figura 8 (cont.). Gráficos Box & Whisker para as variáveis ambientais utilizadas na análise de agrupamento. 1 = grupo 1 (P1); 2 = grupo 2 (P2, P3, P4 e P5).

Na análise de agrupamento com as variáveis ecotoxicológicas, o programa K-means também identificou dois grupos significativamente distintos ($C-H = 3,76$). Porém, foi P2, com toxicidade aguda, que se destacou dos demais. Abaixo (Fig. 9) o dendrograma formado a partir esta análise.

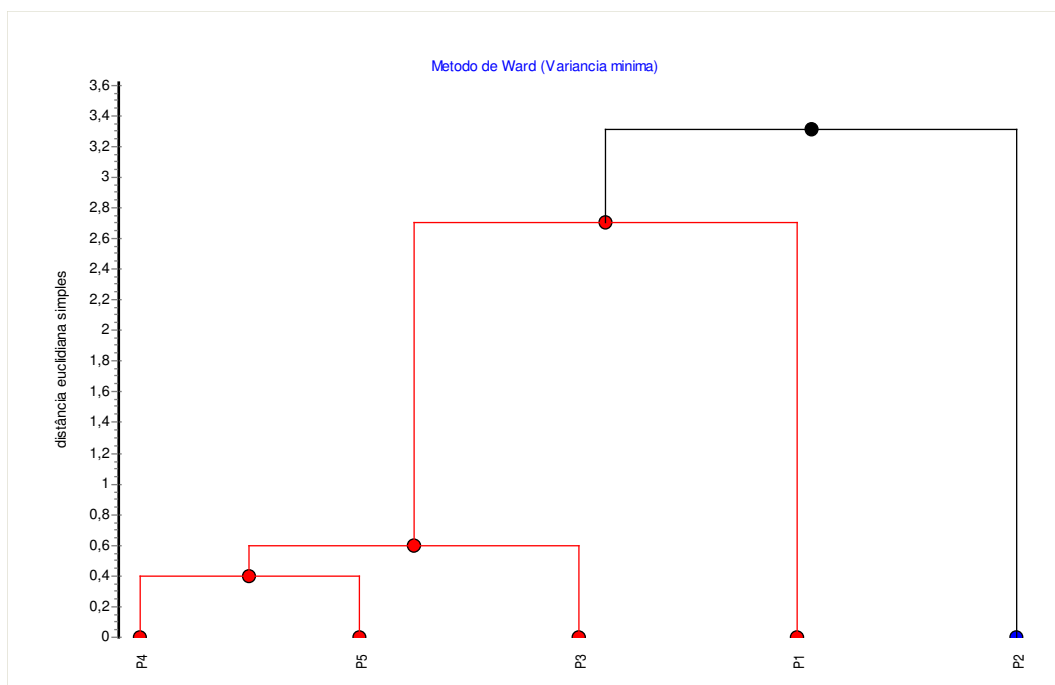


Figura 9. Dendrograma resultante da análise de agrupamento (DES + Ward) para a planilha de dados ecotoxicológicos da bacia do Rio Sorocaba. Correlação cofenética = 0,880.

Os gráficos Box & Whisker (Fig. 10) mostraram que as duas leituras distinguiram perfeitamente os dois grupos formados.

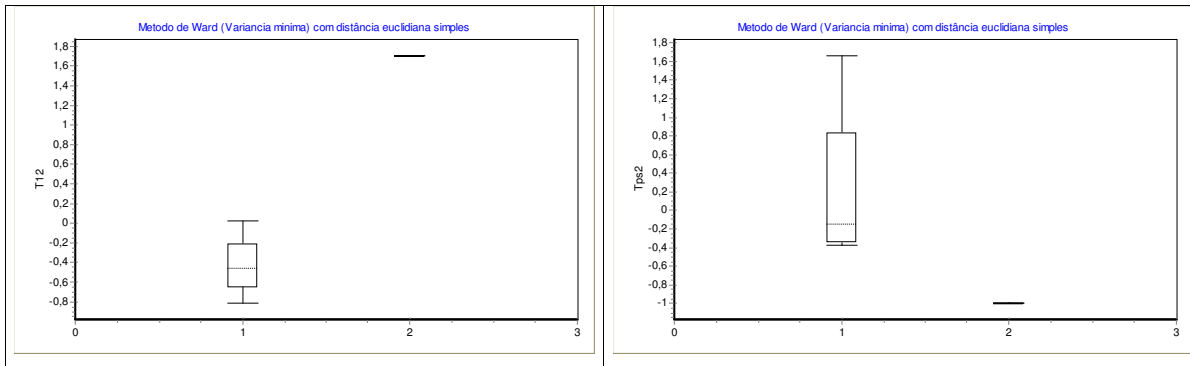


Figura 10. Gráficos de Box & Whisker para as variáveis ecotoxicológicas utilizadas na análise de agrupamento. 1 = grupo 1 (P2); 2 = grupo 2 (P1, P3, P4 e P5).

Como para as variáveis abióticas, na análise de agrupamento com a fauna bentônica o ponto referência destacou-se dos demais (K-means: para 2 grupos; C-H = 214027,13) (Fig. 11).

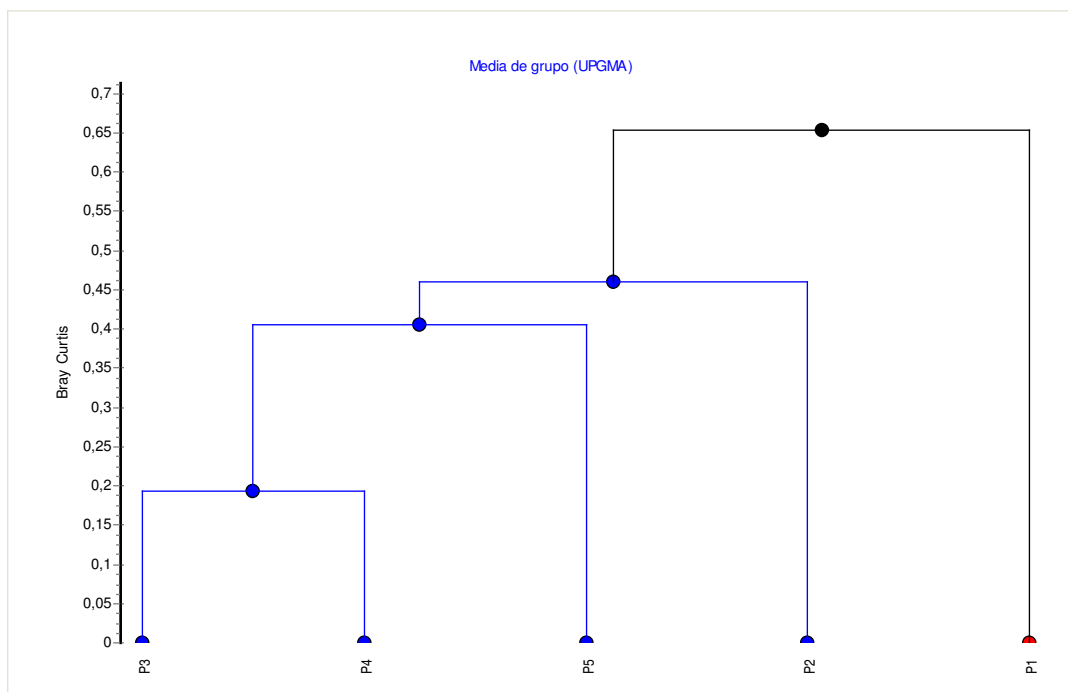


Figura 11. Dendrograma resultante da análise de agrupamento para a planilha de dados biológicos (B-C + UPGMA) da bacia do Rio Sorocaba. Correlação cofenética = 0,961.

O ponto referência diferenciou-se dos demais (Fig. 12) por densidades mais baixas dos tolerantes Tubificidae, com e sem queta capilar, e Naididae, mais elevadas de organismos da subfamília Tanypodinae e da tribo Tanytarsini e pela presença de membros da família Caenidae. Estes dois últimos táxons são mais exigentes em termos de oxigenação do ambiente.

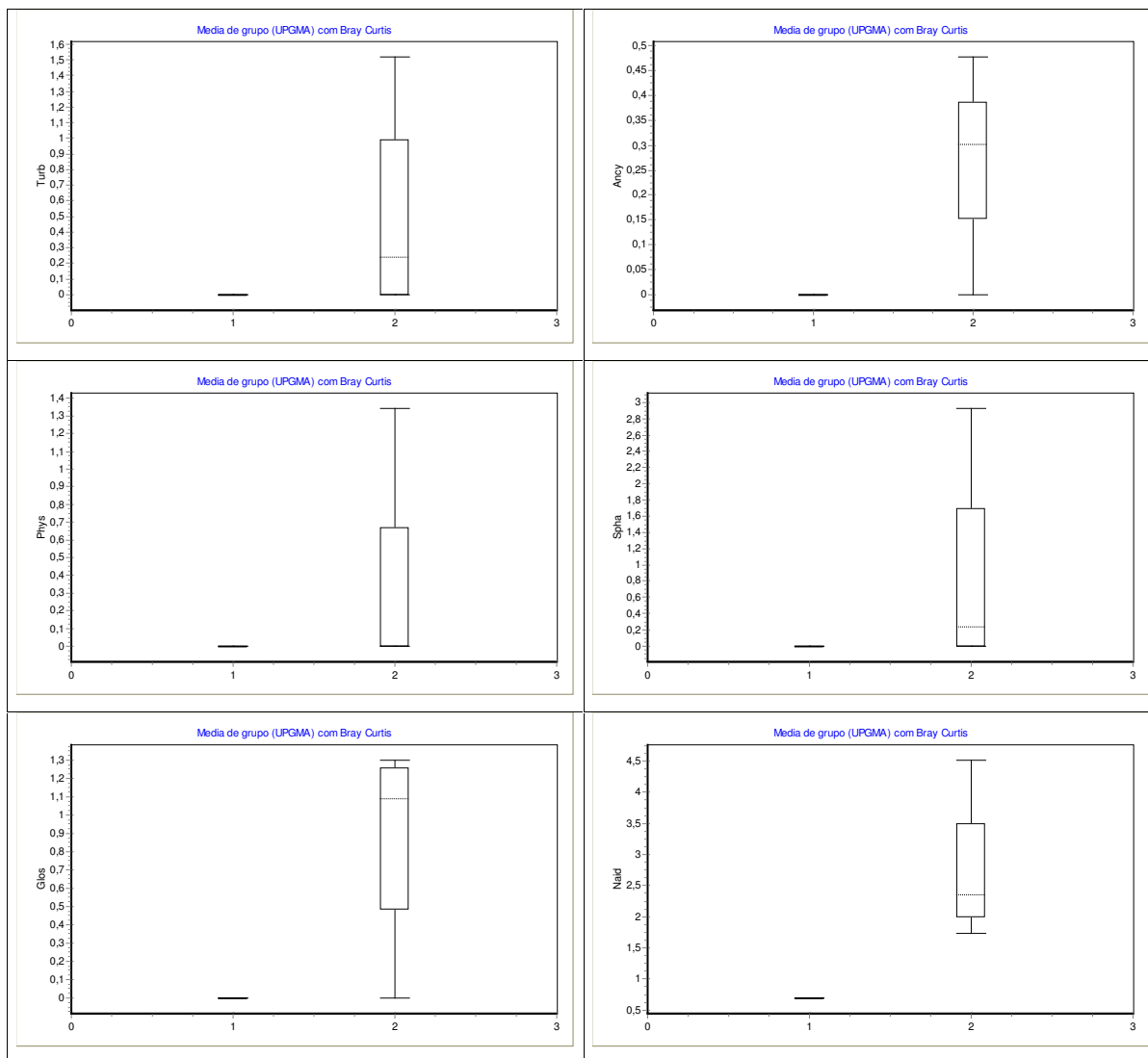


Figura 12. Gráficos Box & Whisker para as variáveis biológicas (populações bentônicas) utilizadas na análise de agrupamento.

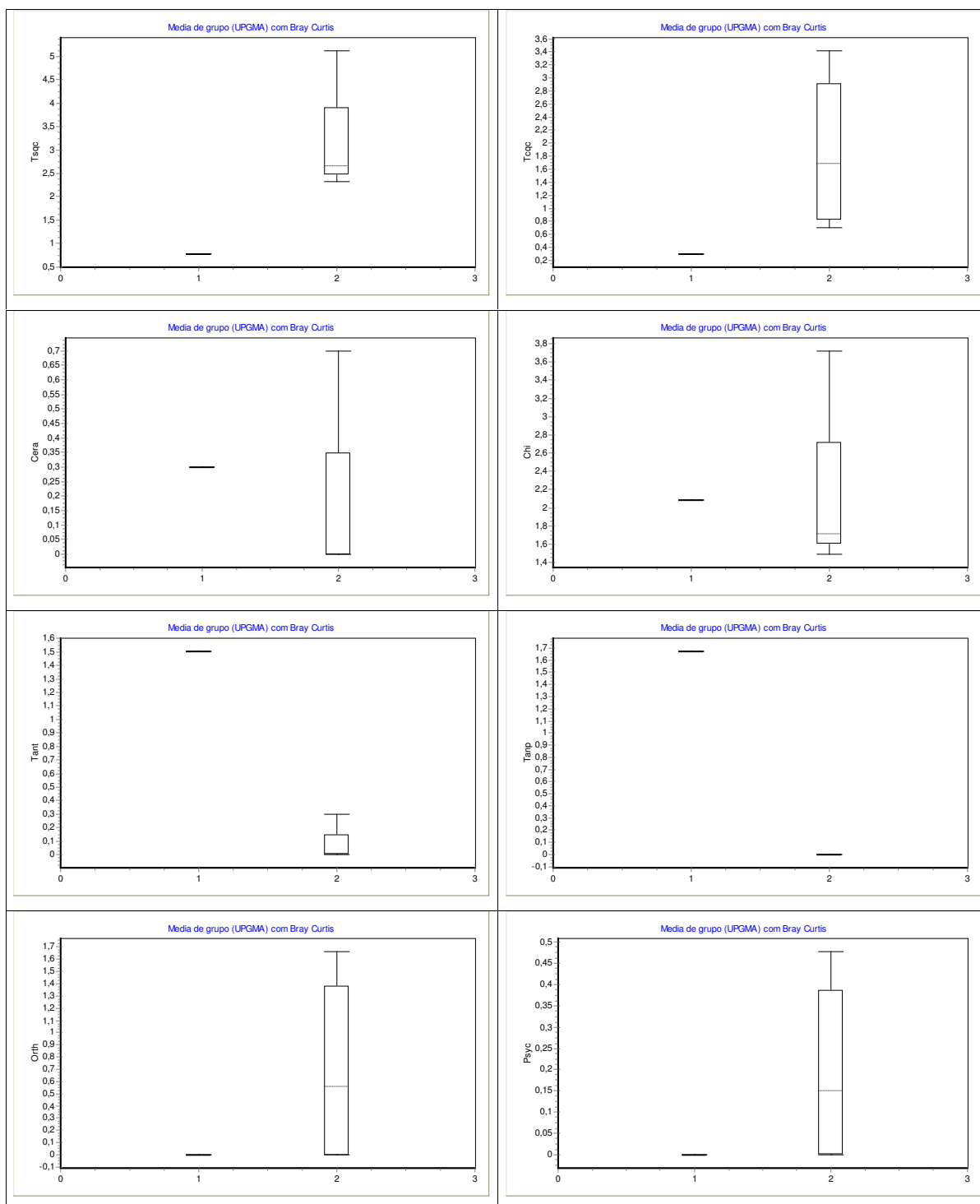


Figura 12 (cont.). Gráficos Box & Whisker para as variáveis biológicas (populações bentônicas) utilizadas na análise de agrupamento.

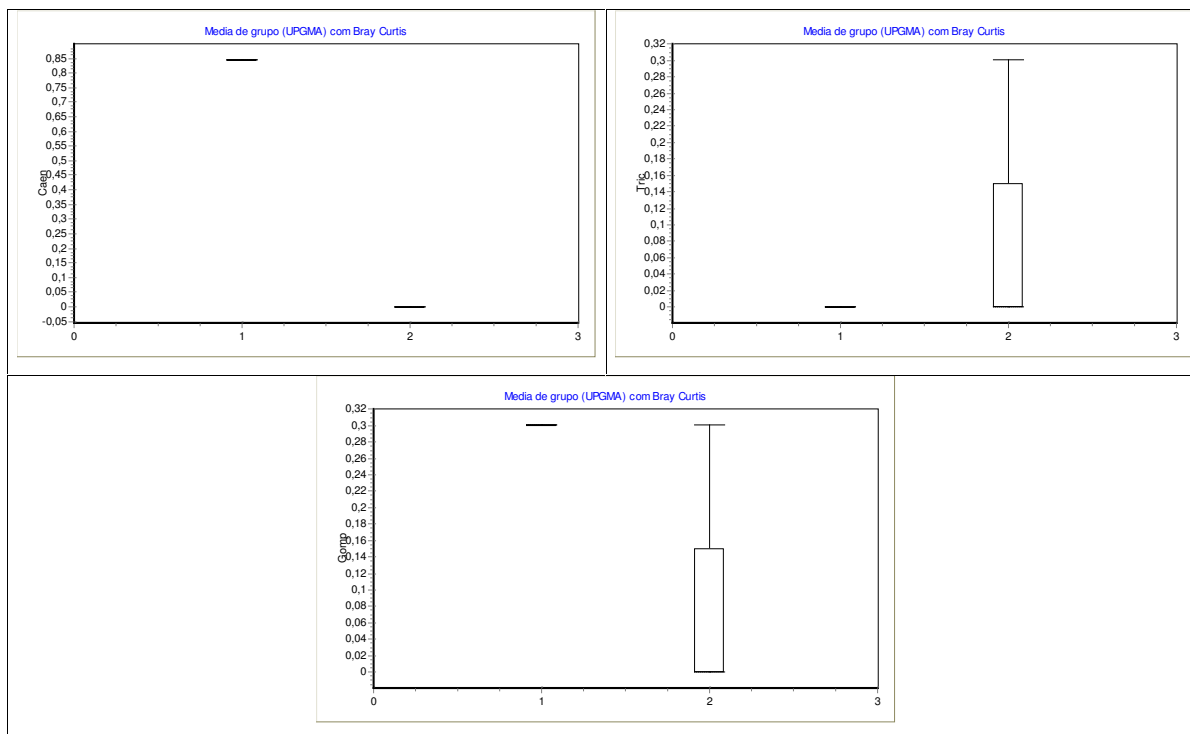


Figura 12 (cont.). Gráficos Box & Whisker para as variáveis biológicas (populações bentônicas) utilizadas na análise de agrupamento.

A análise nodal definiu o posicionamento dos táxons ao longo do gradiente, permitindo a discussão de seus usos como indicadores e auxiliou na caracterização das comunidades bentônicas dos diferentes pontos (Tab. 10). Os táxons considerados mais resistentes (b) ocorreram ao longo de todo o gradiente, refletindo sua elevada amplitude ecológica, mas desenvolveram-se melhor sob condições de alto impacto por esgotos domésticos (P2). Foram acompanhados pelos táxons do grupo c, também tolerantes que, no entanto, não conseguiram atingir densidades tão elevadas. Por outro lado, os grupos sensíveis (d e e) restringiram-se aos locais bem oxigenados e menos influenciados por esgotos domésticos (P1 e P5). Destes, o grupo e pode ser considerado raro, o que limitaria seu uso indicador, pelo menos no atual estado deste trecho da bacia. Por fim, o grupo a ficou situado em condição intermediária de qualidade ambiental, tendo, alguns de seus membros ocorrido sob condição ruim (P2). Além disso, a análise nodal diferenciou as comunidades dos pontos 1 e 5, ambos com diagnóstico similar (regular), pelo ICB_{RIO}, a primeira com grupos mais exigentes e a segunda com táxons medianamente tolerantes, característicos de condições de mesotrofia e mesosaprobidade.

Tabela 10. Resultado da análise nodal com os dados de populações bentônicas.

		P1	P2	P5	P3	P4
a	Turbellaria	0	0	32	0	2
	Sphaeridae	0	0	844	0	2
	Glossiphoniidae	0	19	16	0	8
	Orthocladinae	0	12	45	0	0
b	Naididae	4	32444	54	309	163
	Tubificidae sqc	5	130960	213	403	521
	Chironomini	122	5247	53	49	30
	Tubificidae cqc	1	2612	270	4	8
c	Ancylidae	0	2	1	0	1
	Psychodidae	0	2	0	1	0
	Physidae	0	21	0	0	0
	Ceratopogonidae	1	4	0	0	0
d	Tantytarsini	31	0	1	0	0
	Tanypodinae	46	0	0	0	0
	Caenidae	6	0	0	0	0
e	Trichoptera	0	0	1	0	0
	Gomphidae	1	0	1	0	0

Mais uma vez, o teste K-means identificou dois grupos ($C-H = 17,202$). Desta vez para o agrupamento realizado com os índices de estrutura da comunidade bentônica (Fig. 13). A diferença é que desta vez o ponto 5 uniu-se ao referêcia.

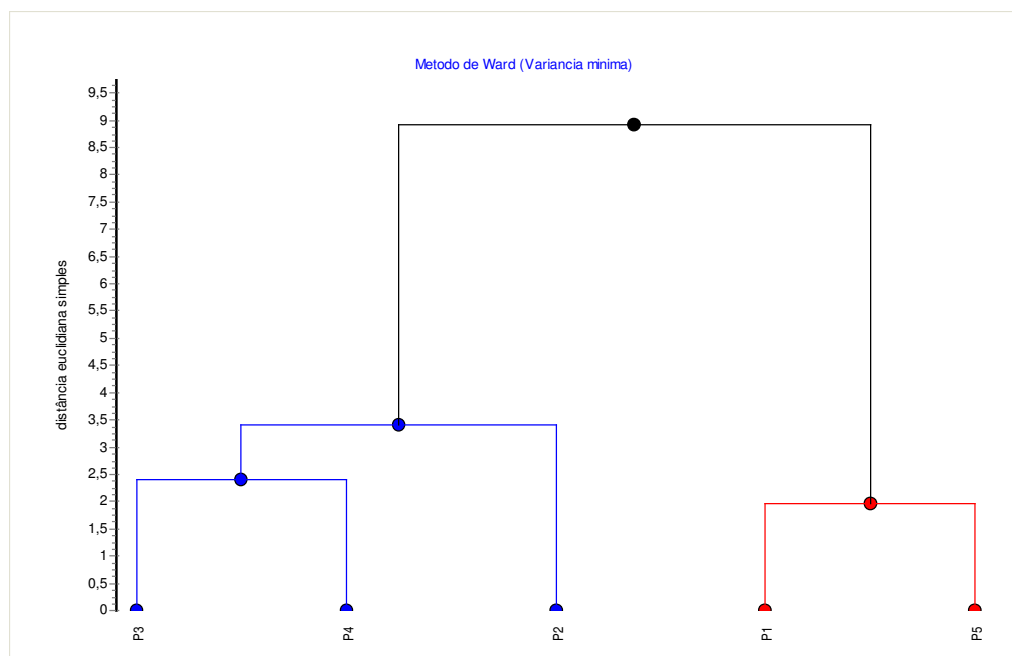


Figura 13. Dendrograma resultante da análise de agrupamento para a planilha de índices de estrutura da comunidade bentônica (DES + Ward) da bacia do Rio Sorocaba. Correlação cofenética = 0,937.

Os gráficos Box & Whisker (Fig. 14) mostraram que apenas os valores de densidade total, dominância e do índice de comparação sequencial (ICS) não contribuíram na separação dos dois grupos, sendo, o primeiro (P1 + P5) caracterizado por valores mais elevados de riqueza (S), incluindo de táxons sensíveis (Ssens) e diversidade de Shannon-Wiener (H') e por valores inferiores das relações de tolerância (Tsqc/DT, T/O e T/DT) e do índice multimétrico.

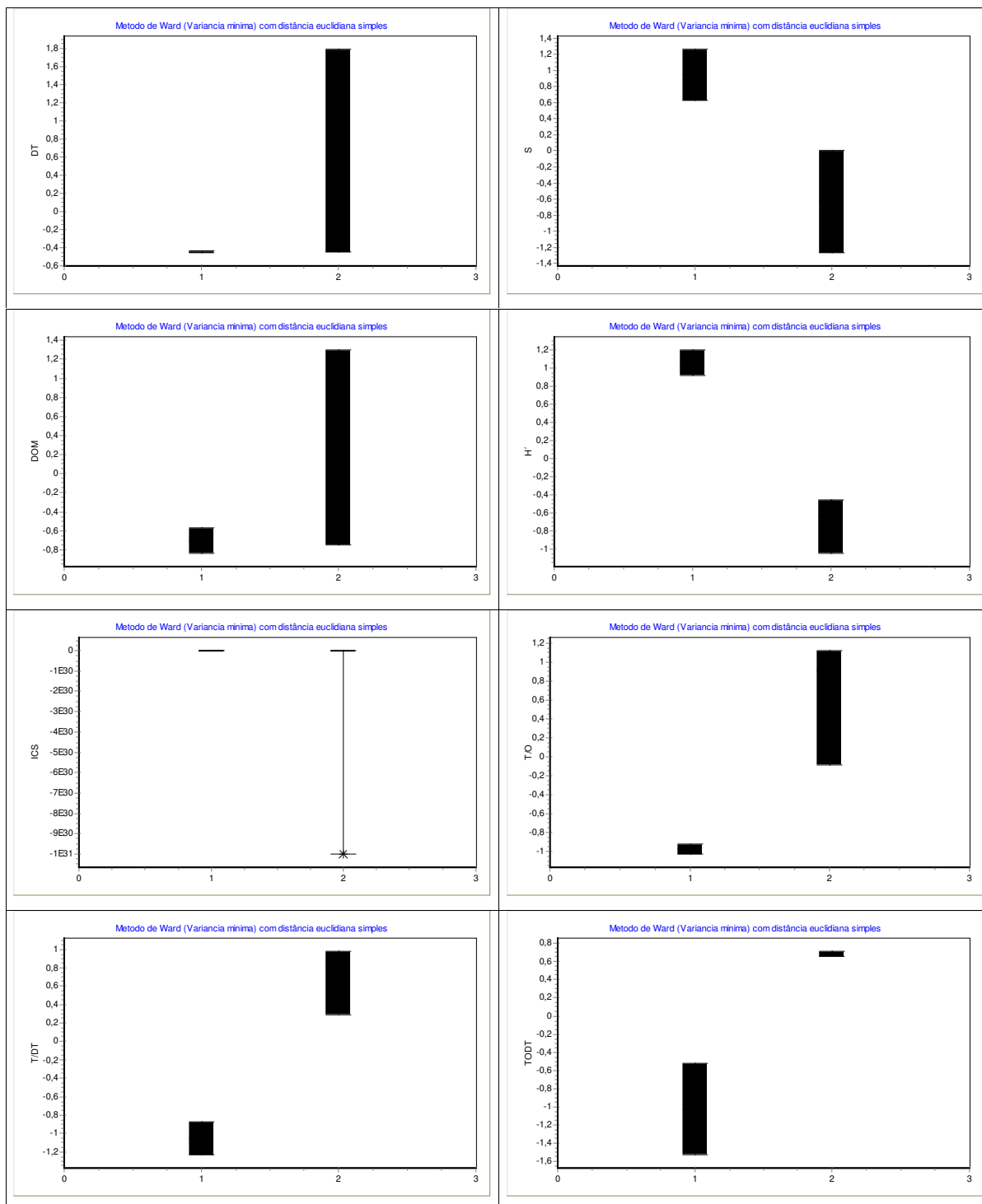


Figura 14. Gráficos de Box & Whisker para os índices de estrutura utilizadas na análise de agrupamento. 1 = grupo 1 (P1 e P5); 2 = grupo 2 (P2, P3, P4).

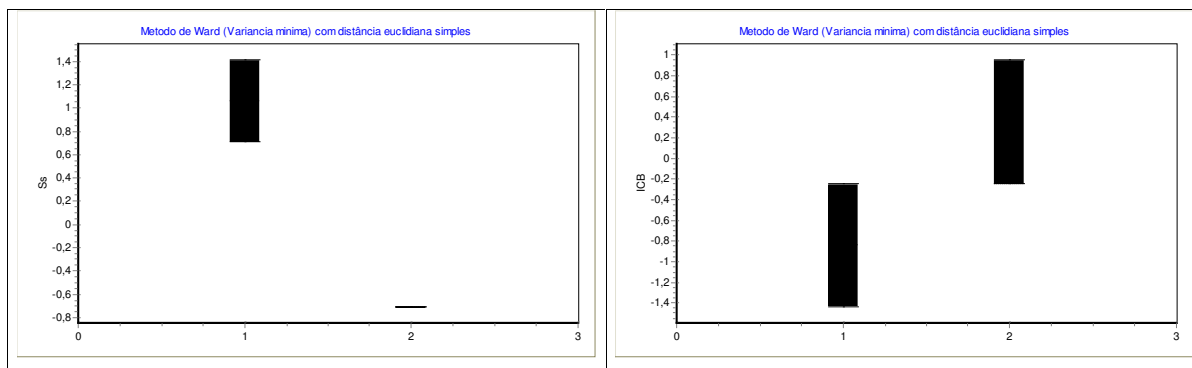


Figura 14 (cont.). Gráficos de Box & Whisker para os índices de estrutura utilizadas na análise de agrupamento. 1 = grupo 1 (P1 e P5); 2 = grupo 2 (P2, P3, P4).

Estes resultados foram mais coerentes com o gradiente ambiental do que aquele obtido com a planilha de densidades, como já havia sido observado anteriormente com dados do reservatório Billings (Kuhlmann et al., 1998).

b) Teste de Mantel

A tabela 11 apresenta o resultado dos testes de Mantel executados em pares com os dados dos três componentes da tríade.

Tabela 11. Resultados dos testes de Mantel aplicados aos pares de planilha dos dados químicos, ecotoxicológicos e biológicos do rio Sorocaba.

componentes	rM	p (rM aleatório \geq observado)
biológico x ambiental	0,8468	0,0634
ecotoxicológico x ambiental	0,2638	0,4218
biológico x ecotoxicológico	0,2371	0,4538

Nenhum par de matriz esteve significativamente correlacionado, ou seja, as distâncias (ou diferenças) entre os 5 pontos de coleta não foram similares para os três componentes da tríade.

O significado ecológico e a aplicabilidade do resultado deste teste são discutíveis, embora muito utilizado em estudos que abordem a tríade. Mesmo que ocorresse correlação entre as planilhas de distância não se poderia levantar relações causais.

Além disso, em uma bacia como a do rio Sorocaba, em que as evidências de impacto químico é melhor visualizada pelos dados biológico e ecotoxicológico do que pela planilha de dados químicos, e em que há predomínio de outras fontes de impacto, principalmente de natureza orgânica, o esperado seria mesmo que os gradientes formados em separado pelas três planilhas fossem distintos e complementares. Para isso, pensamos, a proposta da tríade envolve sempre a tomada de medidas das três linhas de evidência.

c) Análise de Componente Principal (ACP ou PCA)

A figura 15 exibe o resultado gráfico da análise de componente principal para os dados ambientais. Os dois eixos principais explicam boa parte da variabilidade dos dados (87,07%). O resultado foi similar ao obtido com a análise de agrupamento, mas aqui também o ponto 2 destacou-se dos demais por seus altos valores de colimetria e pela detecção, embora não quantificável, de DDT. As características de P3, P4 e P5, com valores elevados de condutividade, clorofila *a* e nitrogênio amoniacal na água de fundo sugerem localizarem-se em região de depuração, estando a jusante de locais de influência de cargas elevadas de matéria orgânica.

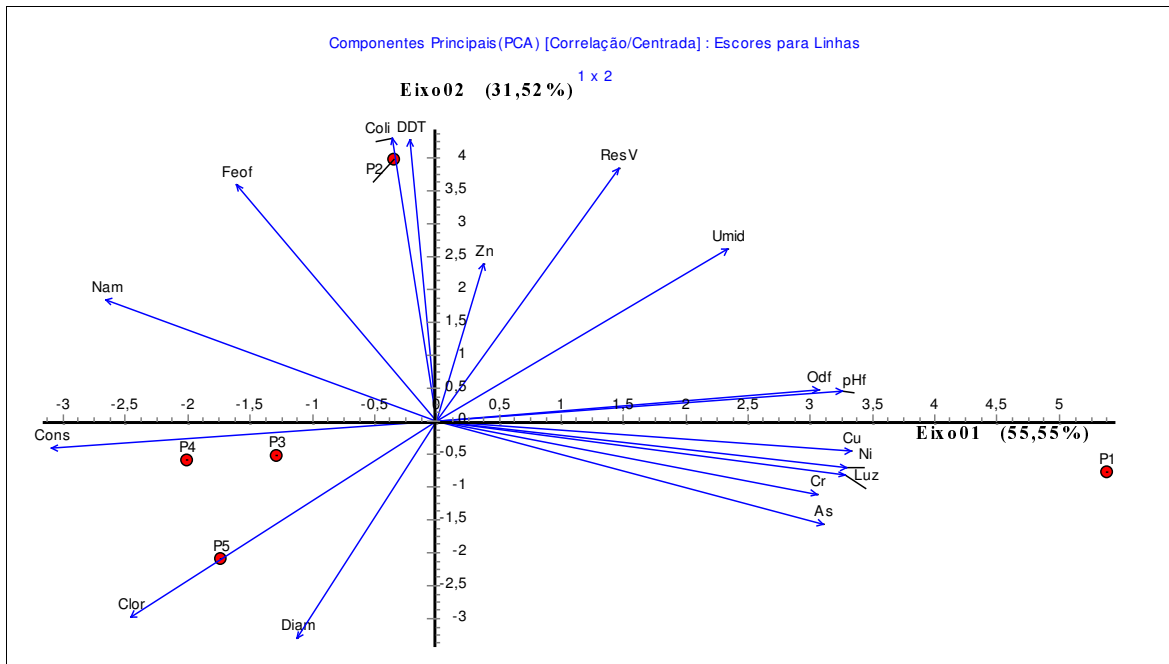


Figura 15. Resultado da análise de componente principal com a matriz ambiental da bacia do rio Sorocaba.

Na figura 16 está representado o gráfico biplot da análise de componente principal com os índices da comunidade bentônica. O eixo horizontal define o gradiente. P1 e P5 encontram-se em melhor qualidade, tendo exibido os maiores valores de diversidade e riqueza, inclusive de grupos sensíveis. O ponto 2, no outro extremo, exibiu maiores densidades e dominância. O ponto 4 exibe valores intermediários, mas sua comunidade ainda está composta principalmente de formas tolerantes, enquanto o ponto 3 desloca-se totalmente dos demais, talvez por sofrer influência conjunta de algum estresse por contaminante tóxico não seletivo e não analisado.

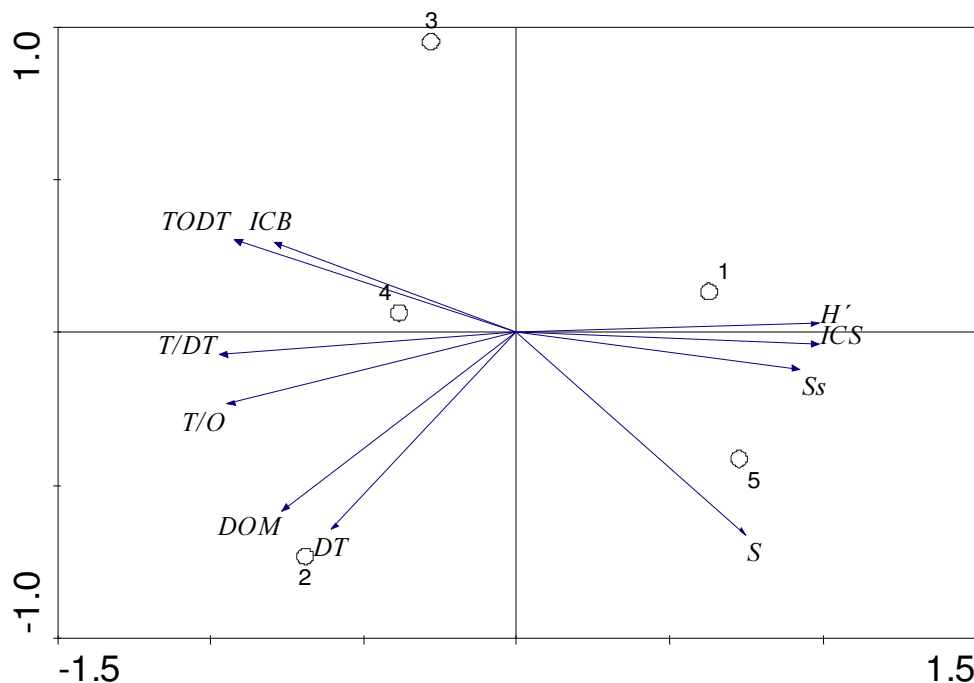


Figura 16. Gráfico biplot resultante da análise de componente principal com a matriz de índices de estrutura das comunidades bentônicas da bacia do rio Sorocaba.

d) Análise de Correspondência Distendida (DCA)

Na figura 17 está o resultado gráfico da análise de correspondência com os dados de densidade das populações bentônicas. As populações de Gomphidae, Caenidae, Chironomini, Tanyptodinae e Tanytarsini caracterizam o ponto referência (P1), enquanto que em P3, P4 e P5, grupos tolerantes e moderados prevalecem. P2 ocorre em posição intermediária provavelmente porque possui densidades elevadas tanto dos tolerantes, que ocorrem também em P3, P4 e P5, quanto de Chironomini. Porém, a diferença é que em P2 essa tribo é exclusivamente representada por seu gênero mais tolerante, *Chironomus*.

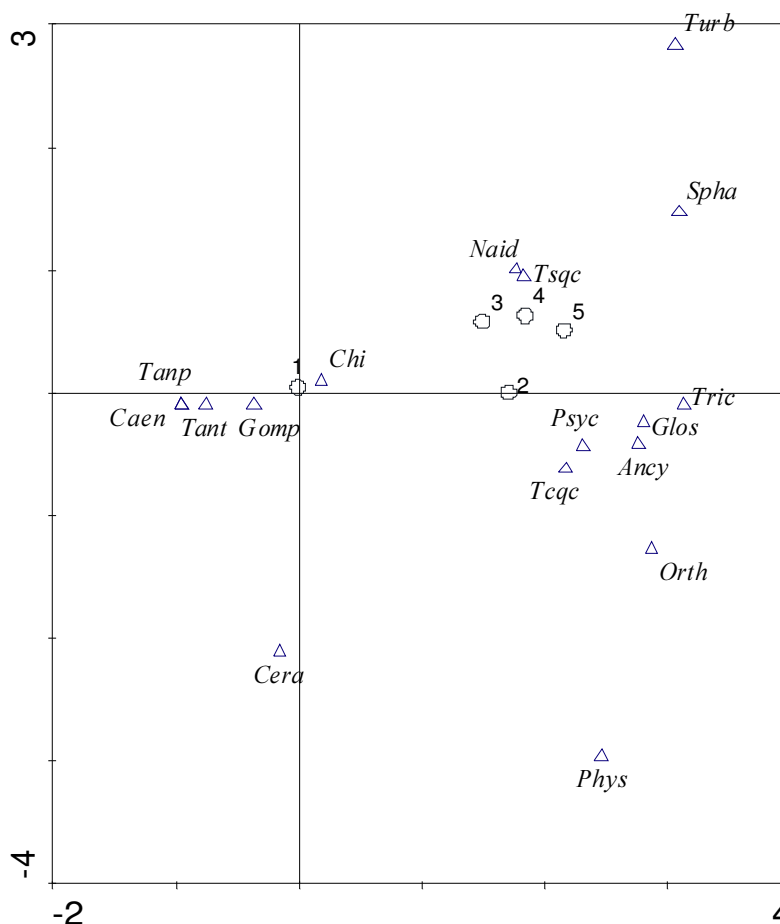


Figura 17. Gráfico biplot resultante da análise de correspondência (DCA) com os dados de densidade populacional do bentos da bacia do rio Sorocaba.

e) Análise de Coordenadas Principais (PCO)

Os dois primeiros eixos explicam grande parte (91,08%) da variação dos índices de estrutura da comunidade pela análise de coordenadas principais (Fig. 18). O primeiro eixo (abscissa) expressa o gradiente principal, colocando os pontos 1 e 5 em posições contrárias aos demais. Destes, o ponto 2 estaria mais distante das condições referência, representadas por P1. P3 e P2 são os locais mais opostamente influenciados pelo segundo eixo (ordenada), possivelmente de densidade, já que P2 apresentou o maior valor e P3 o menor de densidade total. Foi um resultado muito similar aquele obtido

através das análises de agrupamento e de componente principal com os mesmos dados (Figs. 13 e 16). Assim, o agrupamento, associado aos gráficos Box & Whisker foi mais informativo.

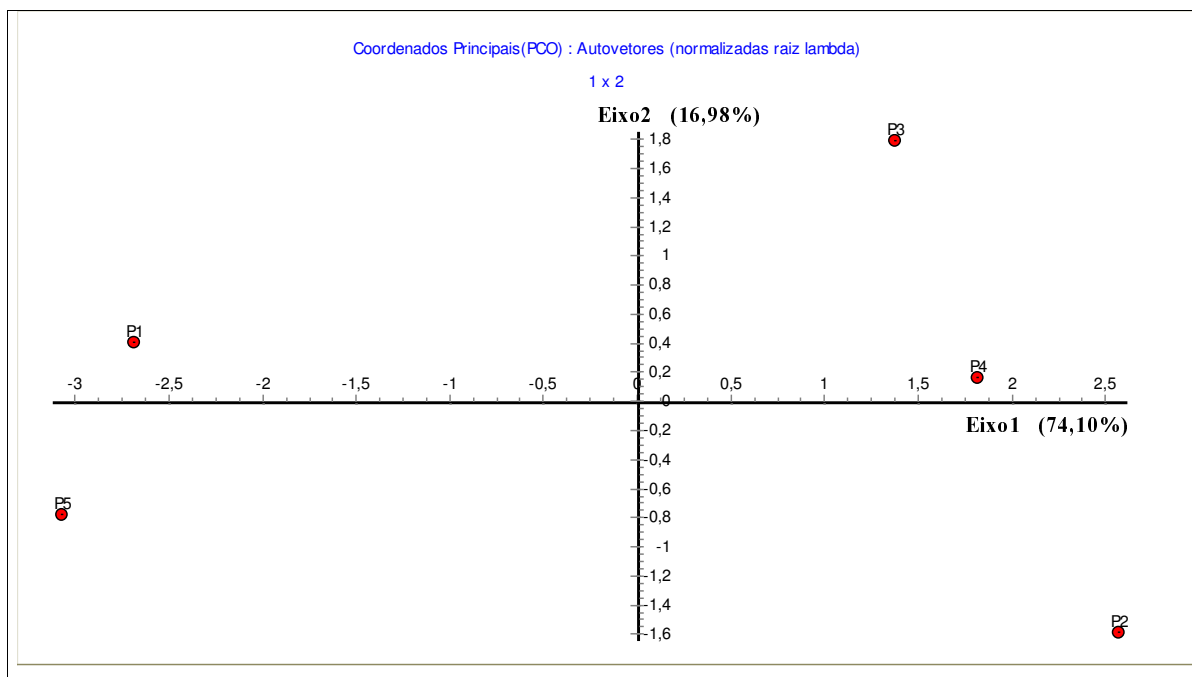


Figura 18. Gráfico resultante da análise de coordenadas principais (PCO) com os índices de estrutura das comunidades bentônicas da bacia do rio Sorocaba.

g) Análise de Correspondência Canônica (CCA)

Na análise de Correspondência Canônica efetuada com todos os dados das planilhas ambiental e biológica (Fig. 19), as concentrações dos metais arsênio e níquel seriam as variáveis que explicariam a variabilidade biológica dos dados.

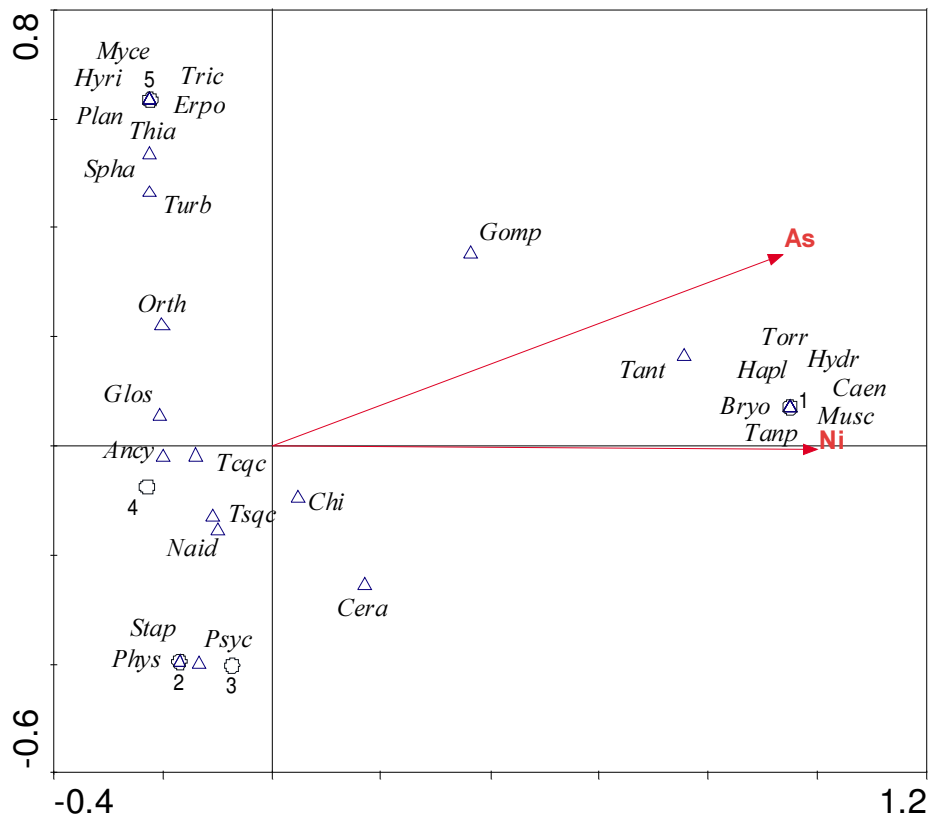


Figura 19. Representação gráfica da análise de correspondência canônica efetuada com todas as variáveis ambientais e biológicas.

Na análise realizada após seleção em ambas as planilhas (Fig. 20), apenas a presença de luz (em P1) nos sedimentos explicaria a variabilidade encontrada nos dados biológicos.

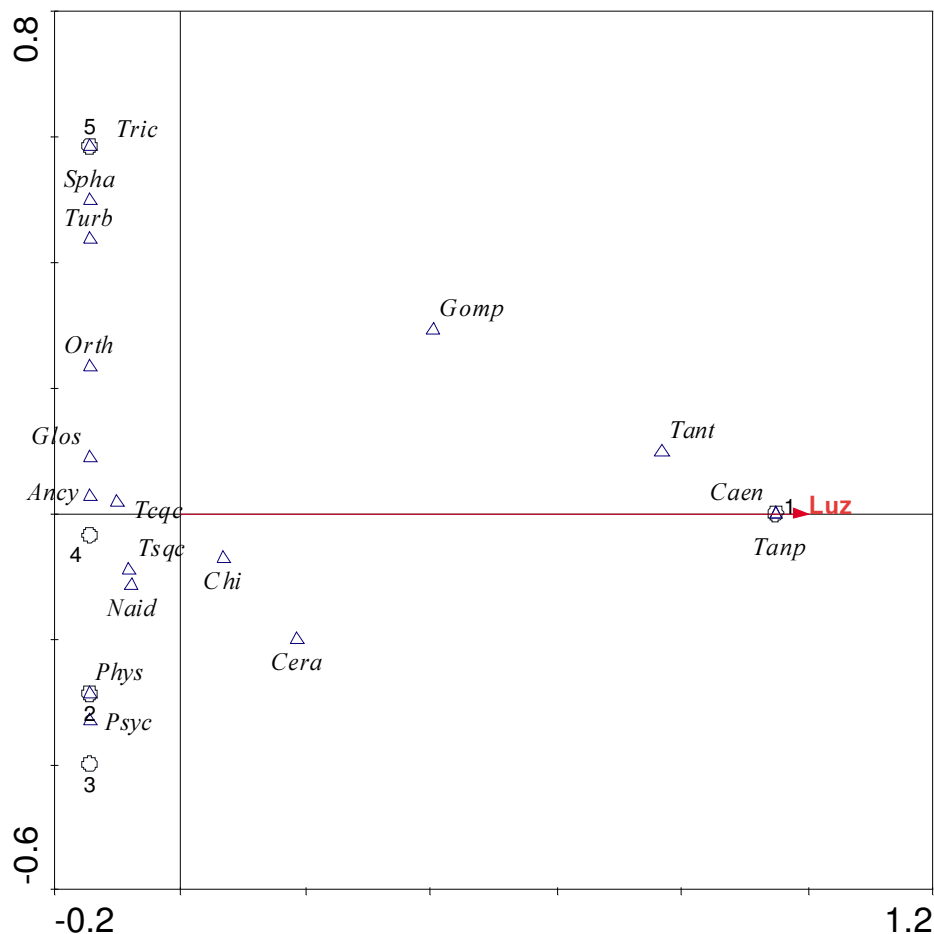


Figura 20. Representação gráfica da análise de correspondência canônica efetuada com as variáveis ambientais e biológicas selecionadas.

Variações das análises anteriores, com o uso de planilhas ambiental e biológica alternadamente totais e selecionadas, obtiveram o mesmo resultado. A variável significativa dependeu da planilha ambiental utilizada. Quando total, Ni e As explicariam melhor a distribuição das populações bentônicas enquanto que para a planilha selecionada, a luz seria o fator determinante desta distribuição.

Quando o dado ecotoxicológico foi introduzido na planilha biológica, de densidade, a distribuição dos pontos não se alterou e a variável explicativa também dependeu da planilha química utilizada, ou seja, na total, foi o metal Ni (Fig. 21) e na selecionada, a luz (Fig. 22).

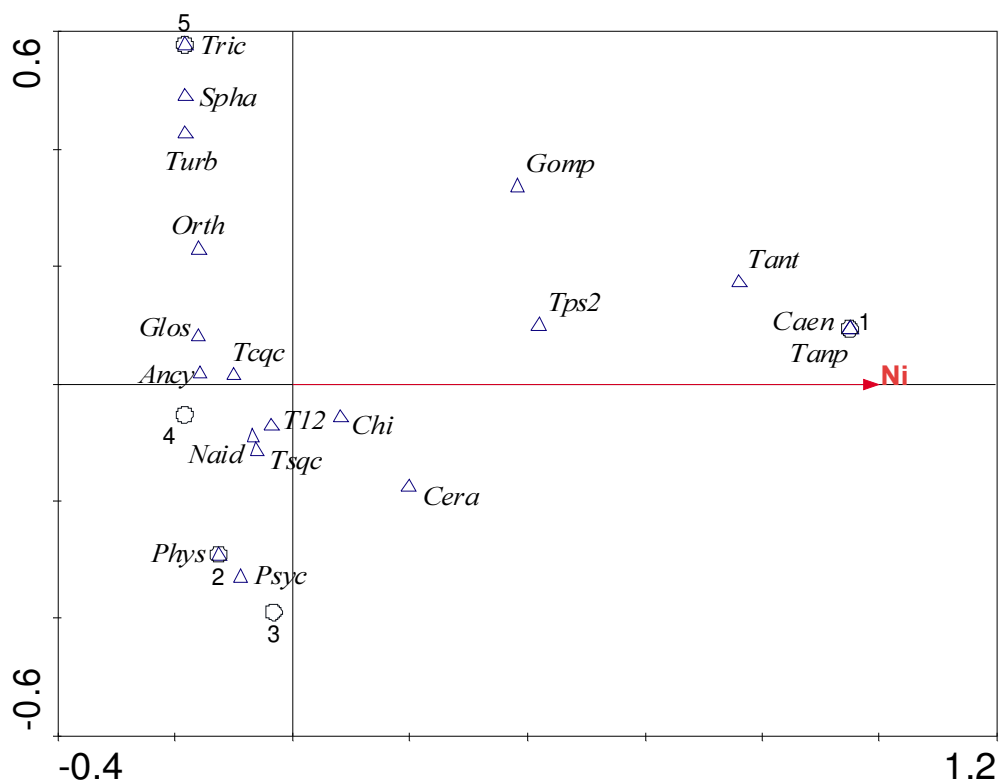


Figura 21. Representação gráfica da análise de correspondência canônica efetuada com todas as variáveis ambientais e biológicas-densidades selecionadas, com dados ecotoxicológicos associados.

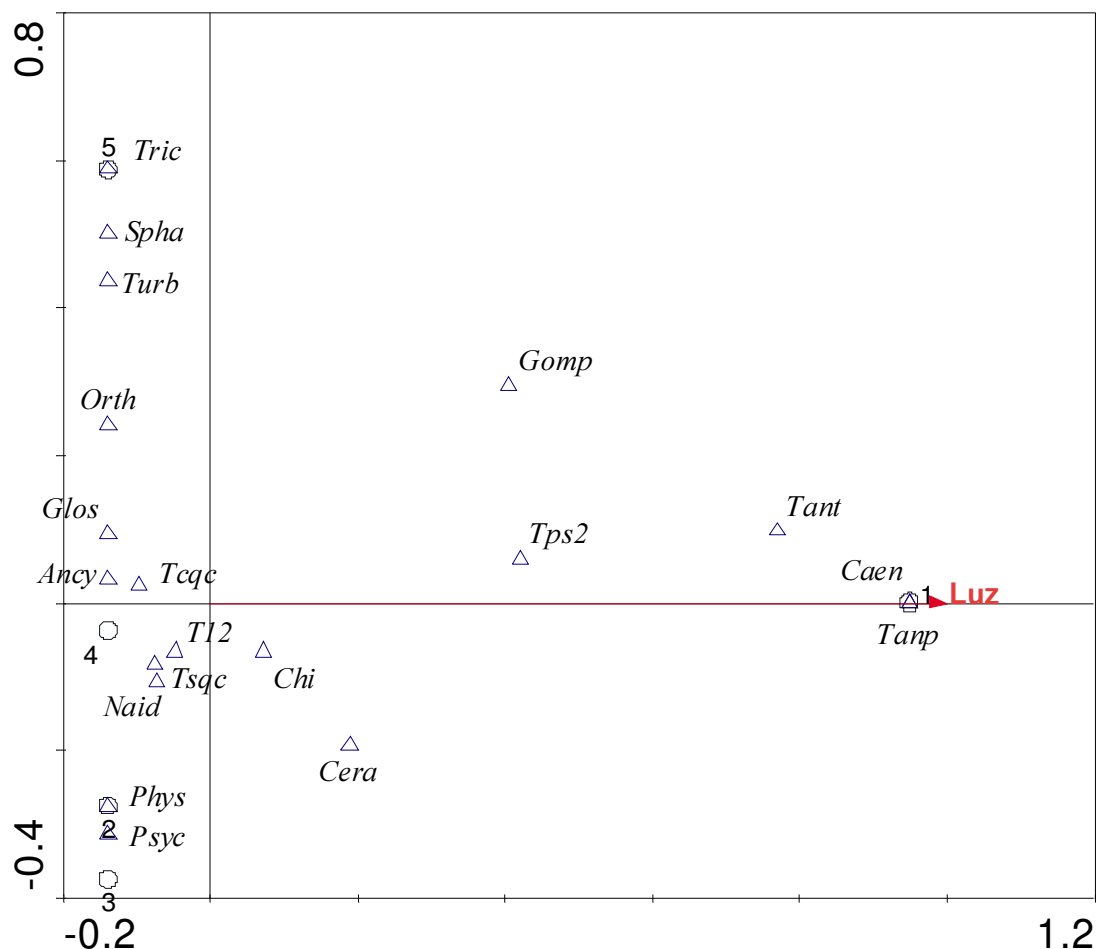


Figura 22. Representação gráfica da análise de correspondência canônica efetuada com as variáveis ambientais selecionadas e biológicas-densidades também selecionadas, com dados ecotoxicológicos associados.

Na análise de CCA incluindo o dado ecotoxicológico além do dado de índices de estrutura, houve alguma alteração na distribuição dos pontos de coleta, de acordo com o uso paralelo da planilha ambiental completa (Fig. 23) ou selecionada (Fig. 24), assim como a variável explicativa: profundidade no primeiro caso e As no segundo. No entanto, as inversões de posição não mudaram o gradiente delineado, com P3 e P4 mais similares e P1, P2 e P5 distantes entre si e dos dois primeiros.

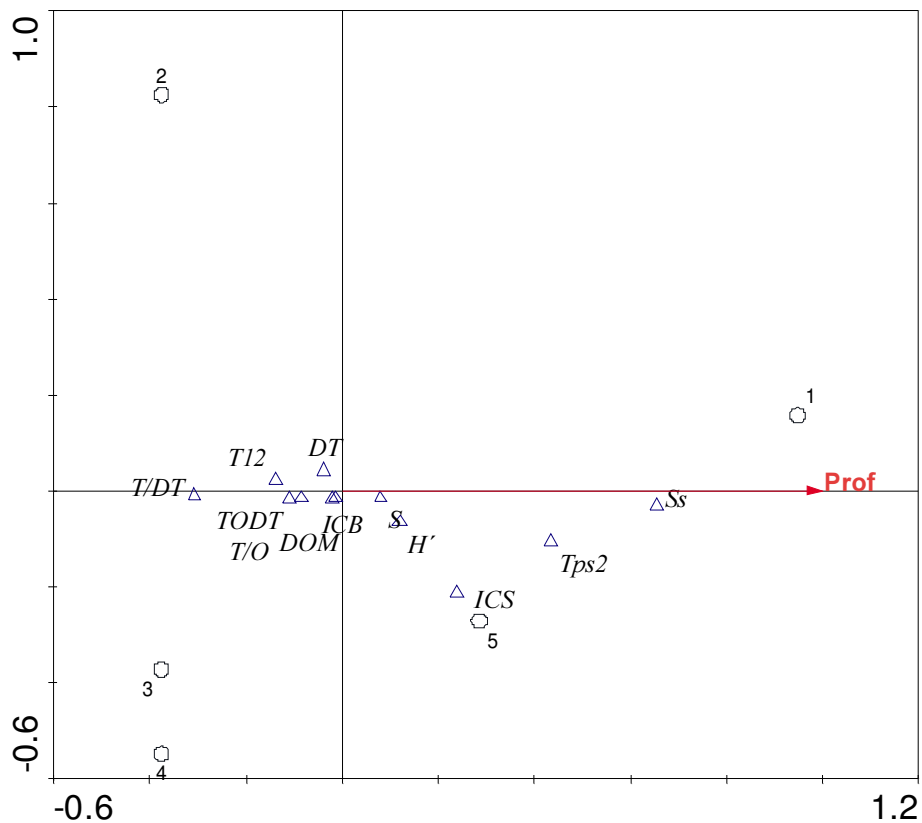


Figura 23. Representação gráfica da análise de correspondência canônica efetuada com todas as variáveis ambientais e biológicas-índices, unida com ecotoxicológicos.

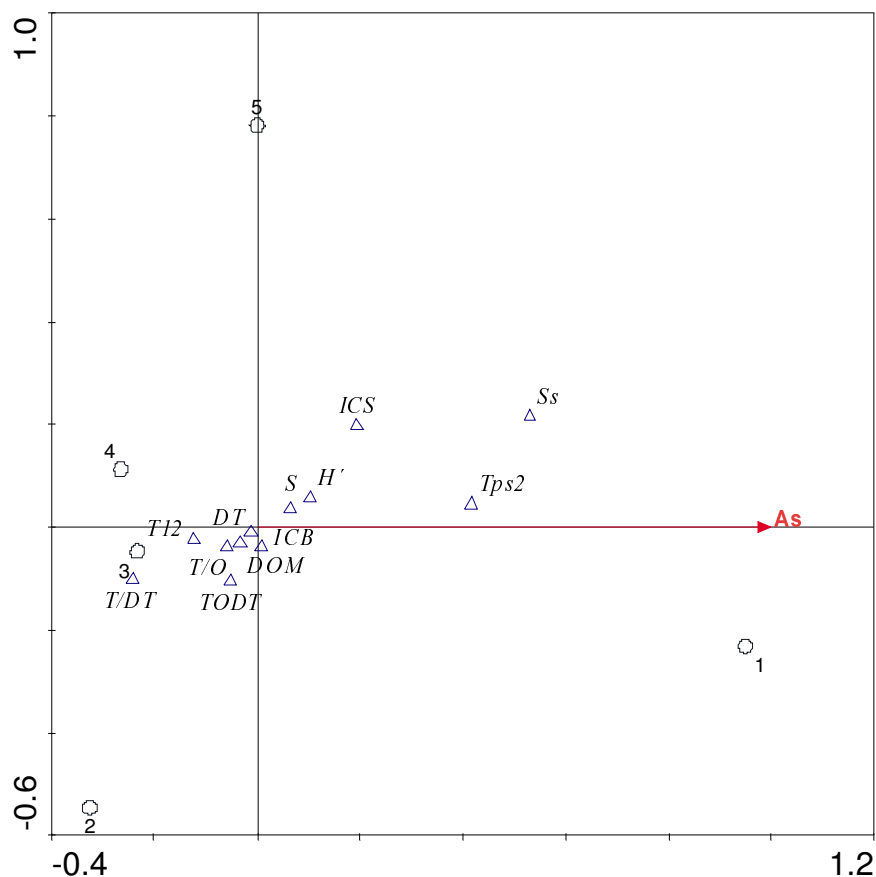


Figura 24. Representação gráfica da análise de correspondência canônica efetuada com variáveis ambientais selecionadas e biológicas-índices, unida com ecotoxicológicas.

Ao associar os dados ecotoxicológicos à planilha ambiental e pará-la a planilha de densidades biológicas na análise CCA, o P2 se aproximou mais do P3, mas o gradiente praticamente ficou similar ao que vinha ocorrendo para os outros conjuntos de dados. Da mesma forma, a variável explicativa dependeu do uso dos dados ambientais integrais (Ni e As) (Fig. 25) ou selecionados (luz) (Fig. 26).

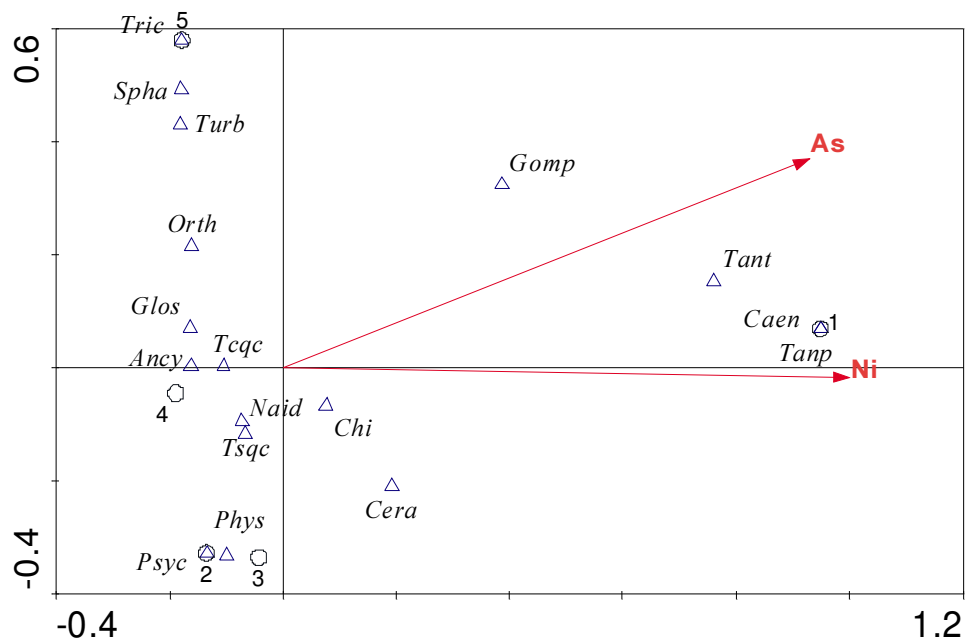


Figura 25. Representação gráfica da análise de correspondência canônica efetuada com todas as variáveis ambientais unidas aos dados ecotoxicológicos, com a planilha de densidades biológicas.

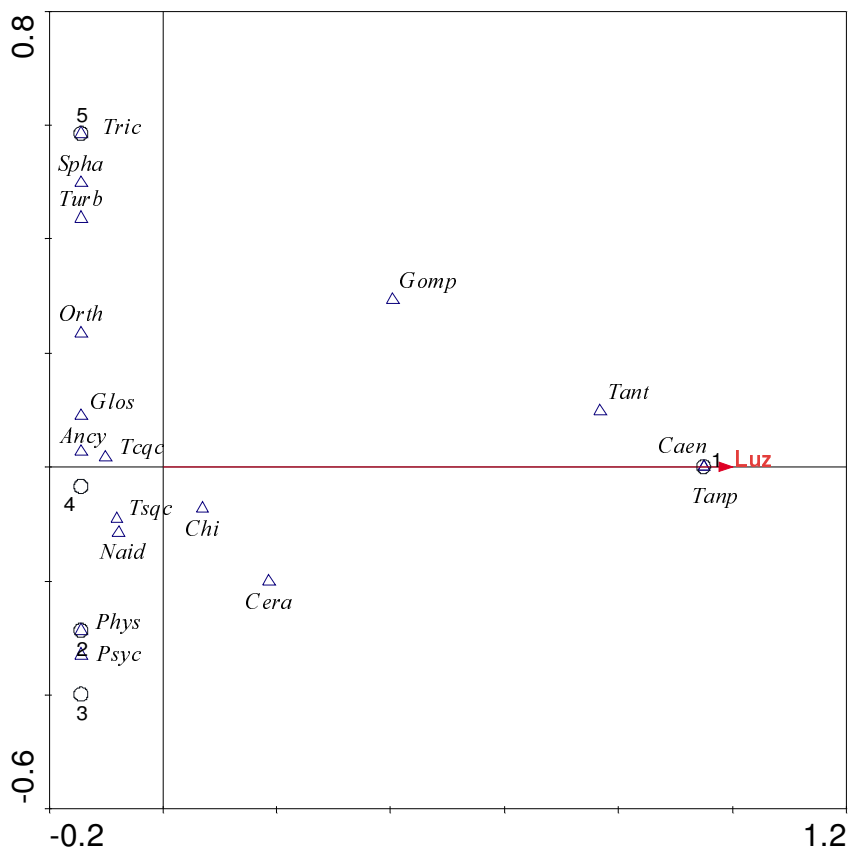


Figura 26. Representação gráfica da análise de correspondência canônica efetuada com variáveis ambientais selecionadas unidas aos dados ecotoxicológicos, com a planilha de densidades biológicas.

Quando as planilhas ambientais, com os dados ecotoxicológicos, foram relacionadas à planilha de índices, houveram alterações nas posições dos pontos 2 e 5 dentro do gradiente e, de acordo com o uso integral ou selecionado do dado ambiental, a variável significativa mudou de profundidade (Fig. 27), no primeiro caso, para a toxicidade em peso seco, no segundo (Fig. 28).

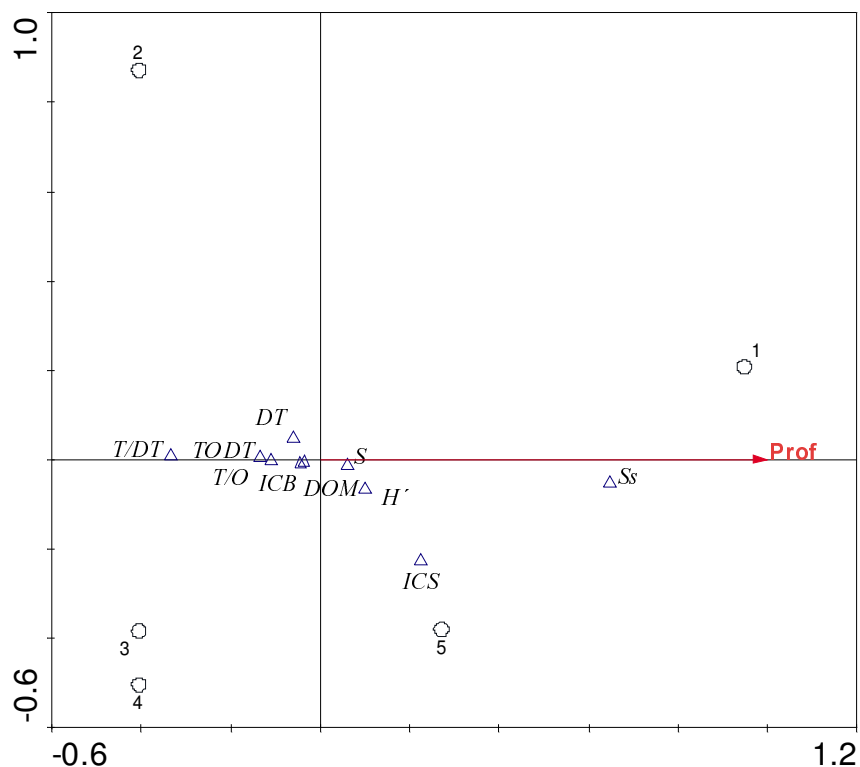


Figura 27. Representação gráfica da análise de correspondência canônica efetuada com todas as variáveis ambientais unidas aos dados ecotoxicológicos, com a planilha de índices.

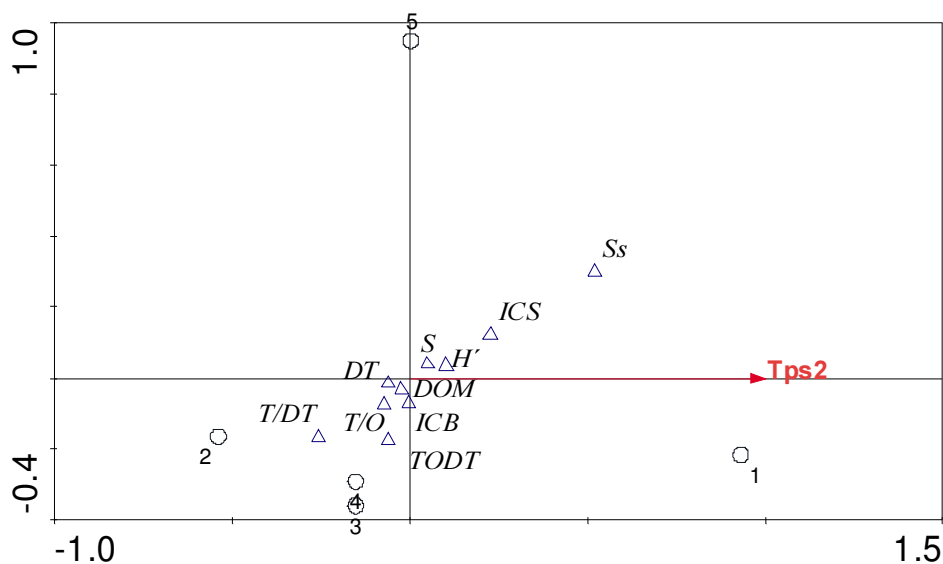


Figura 28. Representação gráfica da análise de correspondência canônica efetuada com variáveis ambientais selecionadas unidas aos dados ecotoxicológicos, com a planilha de índices.

A tabela 12 resume os resultados obtidos com as diferentes estratégias multivariadas empregadas com o conjunto de dados da bacia do rio Sorocaba.

Tabela 12. Resumo dos resultados obtidos com as análises multivariadas empregadas para os dados ambientais, biológicos e ecotoxicológicos do rio Sorocaba.

ANÁLISE	DADOS ^{#1}	RESULTADOS	
		Gradiente	Variáveis explicativas
A	sorofq2	$P1 + \{[(P4P5)P3]P2\}$	Luz, conds, feof, odf, Nam, As, Cu, Ni e umid
A	sorot	$P2 + \{[(P4P5)P3]P1\}$	T12 e TPS2
A	sorob3	$P1 + \{[(P3P4)P5]P2\}$	Tsqc, Tcqc, Naid, Tp, Tt, Caen
A	sorob2	$P1P5 + [(P3P4)P2]$	S, S _{sen} , H', Tsqc/DT, T/O, T/DT e ICB _{RIO}
N	sorob3	$P1 + P5 + [(P3P4)+P2]$	associações bc, ba e d
M	sorofq2, sorot, sorob3	-	não houveram correlações
PCA	sorofq2	$P1 + P5 + (P3P4P5)$	P2 relacionado ao eixoll (colimetria), P1 distingue-se dos demais, no eixol (alto OD, luz e metais) outros (alta conds, cloros e Nam)
PCA	sorob2	$P1P5 + P2P4 + P3$	P1 e P5 com maiores valores de S, Ss, H' e ICS, P2 com maiores valores de DOM e DT
DCA	sorob3	$P1 + P2 + P3P4P5$	P1 com Caen, Gomp, Chi, Tp e Tt; P3P4P5 com tolerantes e moderados e P2 intermediário
PCO	sorob2	$P1P5 + [(P3P4)P2]$	Eixol = gradiente pelos índices e eixo 2 = densidade (P2 # P3)
CCA	sorofq/sorob ou sorob3	$P1 + [(P2P3P4)P5]$	As e Ni
CCA	sorofq2/sorob3 ou sorob	$P1 + [(P2P3P4)P5]$	luz
CCA	sorob5/sorofq	$P1 + [(P2P3P4)P5]$	Ni
CCA	sorob5/sorofq2	$P1 + [(P2P3P4)P5]$	luz
CCA	sorob4/sorofq	$P1 + P5 + (P3P4) + P2$	prof
CCA	sorob4/sorofq2	$P1 + P2 + (P3P4) + P5$	As
CCA	sorob3/sorofq3	$P1 + [(P2P3)P4] + P5$	Ni
CCA	sorob3/sorofq4	$P1 + [(P2P3)P4] + P5$	luz
CCA	sorob2/sorofq3	$P1 + [P5(P3P4)] + P2$	prof
CCA	sorob2/sorofq4	$P1 + [(P3P4)P2] + P5$	Tps2

^{#1} = planilhas descritas no item Material e Métodos.

A = agrupamento; N = nodal; M = Mantel; PCA = análise de componente principal; DCA = análise de correspondência destendenciada; PCO = Análise de coordenadas principais e CCA = análise de correspondência canônica.

O uso de análises multivariadas tem sido criticado pela dificuldade de interpretação e compreensão dos resultados por não especialistas (Hollert et al., 2002b).

Para os dados da bacia do rio Sorocaba, a maioria das estratégias multivariadas testadas surtiram uma descrição grosseira e até mesmo equivocada do diagnóstico. A análise de agrupamento e, aparentemente, também a análise de correspondência

canônica só puderam diferenciar significativamente o ponto referência (P1) dos demais. Além disso, alguns resultados sugerem que esta diferenciação decorreria de concentrações maiores de metais (como As e Ni) em P1, o que poderia gerar um diagnóstico errôneo do gradiente ambiental da bacia. Ou seja, estas ferramentas podem gerar informações úteis, mas, para o diagnóstico ambiental a aplicação conjunta da matemática descritiva (representação gráfica do comportamento espacial das variáveis), de critérios de qualidade e da abordagem de bioindicadores descreveu mais detalhadamente o quadro de qualidade da bacia do rio Sorocaba.

Os melhores resultados deste trabalho, em termos de riqueza de informação, ajustamento às condições de qualidade observadas a partir da avaliação utilizando critérios, e facilidade de aplicação e compreensão, foram obtidos com a análise de componente principal, para os dados ambientais, com a análise de agrupamento, para a planilha de índices de estrutura e com a análise nodal para os dados de densidades populacionais. Para este conjunto de dados, a análise de correspondência canônica, de difícil aplicação, forneceu gradientes similares às análises mais simples e as variáveis significativas foram aquelas selecionadas pelas outras estratégias como sendo aquelas que caracterizam e distinguem o ponto 1 dos demais.

Matriz de Decisão

Desde a criação da abordagem da tríade foi concebida uma matriz de decisão para auxiliar tanto no diagnóstico de qualidade dos sedimentos quanto na tomada de decisões (Long; Chapman, 1985). Essa matriz vem sendo atualizada a medida que Chapman tem introduzido novas linhas de evidência, como bioacumulação, e ampliado a utilização da tríade para um verdadeiro diagnóstico ecológico, que inclui análises das águas superficial e intersticial.

Hollert e colaboradores (2002a) sugeriram interpretações alternativas às de Chapman, para alguns resultados da tríade. Quando o resultado de toxicidade for positivo e não houver sido detectada alteração da fauna bentônica, 1) a substância tóxica não estaria biodisponível para os organismos em campo; b) o macrozoobentos estaria dominado por espécies não diretamente expostas aos sedimentos; c) presença de

contaminantes não medidos, indutores de EROD, biodisponíveis mas não perigosos para o macrozoobentos.

A matriz tem servido para orientar discussões sobre o diagnóstico, mas alguns cuidados devem ser tomados, principalmente quando o levantamento de dados não é tão abrangente quanto o desejável.

Nos pontos analisados na bacia do rio Sorocaba (Quadro 3), em nenhum foi detectada preocupação com relação aos contaminantes em sedimento, embora o ensaio ecotoxicológico tenha acusado a ocorrência de contaminantes tóxicos em concentrações letais nos pontos P2 e P3 e subletais nos pontos 4 e 5. O resultado de bentos também indica algum problema adicional em P3, provavelmente decorrente da toxicidade, pela queda acentuada nas densidades populacionais. Mas apenas a leitura subletal, em peso seco, mostrou sua presença. Ou seja, a aplicação de duas leituras (mortalidade e peso seco) foi fundamental para a definição de estresse químico em P3.

Quadro 3. Matriz de decisão aplicada aos pontos de coleta localizados na Bacia do rio Sorocaba.

	Diagnóstico
P2	Efeito biológico adverso não relacionado com as determinações de contaminantes químicos realizadas no sedimento ⇒ avaliar outros estressores/fontes
P3	Efeito biológico adverso não relacionado com as determinações de contaminantes químicos realizadas no sedimento ⇒ avaliar outros estressores/fontes
P4	Efeito biológico adverso não relacionado com as determinações de contaminantes químicos realizadas no sedimento ⇒ avaliar outros estressores/fontes
P5	Não há contaminantes nos sedimentos ou estes não estão biodisponíveis ⇒ determinar razões da alteração no bentos

A ampliação na concepção e aplicação da tríade não tem partido apenas de seu criador. Recentemente, um grupo de pesquisadores da Alemanha (Hollert et al., 2002a e b e 2003) introduziu análises químicas e ecotoxicológicas em amostras de água superficial na tríade e aumentaram a avaliação de efeitos específicos para melhor definir o risco ecotoxicológico potencial, com ensaios de mutagenicidade, genotoxicidade,

teratogenicidade, citotoxicidade, potencial de desregulação endócrina, embriotoxicidade e respostas a dioxinas e estrógeno.

Avaliações de bioacumulação, tanto com dados de campo como gerados a partir de testes em laboratório, têm sido utilizadas e recomendadas na tríade, utilizando, por exemplo, oligoquetos (*Lumbriculus variegatus* - Ingersoll et al., 1997; Chapman et al., 1997; Chapman, 2000; Lee e Jones-Lee, 2002) e podem ser incorporados em um segundo momento do diagnóstico, quando for detectada a ocorrência, acima de TEL, de contaminantes bioacumuláveis.

Para Chapman (2000), deve-se incrementar o uso de experimentos em campo na tríade e ampliar as comparações com ambientes referência regionais para que a abordagem ganhe maior relevância ecológica.

A tríade tem sido considerada a melhor linha de estudo para sedimentos, mas seu alto custo (Chapman, 1992 e 2000) tem levado a propostas de hierarquização, em projetos cujos recursos forem limitados. Tem-se sugerido a aplicação de avaliações crescentemente mais complexas (Hunt *et al.*, 1998 e 2001; Keating, 1999; Mozeto et al., 2003), havendo alguma discordância com relação a ordem dos componentes. Keating (1999) sugere que a avaliação se inicie pela química, com a comparação das concentrações com critérios de qualidade, seguindo-se a toxicidade e, finalmente, o bentos, utilizado apenas na discordância dos anteriores. Na avaliação da qualidade de sedimento na baía de São Francisco, executada por várias organizações (Hunt et al., 1998 e 2001), a análise hierárquica se iniciou com testes de toxicidade, prosseguindo com a avaliação de bioacumulação em laboratório e concentração de contaminantes em peixes (essas duas últimas atualmente já incorporadas na própria tríade) e finalizando com o TIE.

Pode-se considerar que a avaliação de qualidade de sedimentos que vem sendo aplicada pela CETESB em sua Rede de Monitoramento segue esta tendência e direciona-se, na verdade, ao diagnóstico mais amplo, ecológico, da qualidade da seção de rio que está sendo estudada, com a investigação concomitante de outras fontes de impacto ao ambiente, além da presença de contaminantes tóxicos. Dentro desse objetivo, a análise de comunidade não poderia ser descartada, como a maioria das sugestões de hierarquização propõe.

A determinação de um único número que indique a qualidade geral dos sedimentos tem sido discutida.

A NOAA, por exemplo, definiu quatro faixas de qualidade segundo o resultado dos três componentes da tríade, em seu monitoramento da qualidade de sedimentos em Puget Sound (Long et al., 2002):

1. Alta = nenhuma degradação detectada
2. Intermediária/alta = degradação detectada em 1 dos componentes
3. Intermediária/degradada = degradação detectada em 2 dos componentes
4. Degradada = degradação detectada em todos os componentes

Segundo estes critérios, para a bacia do rio Sorocaba, os pontos 2 e 3 teriam qualidade Intermediária/degradada, enquanto os pontos 4 e 5 teriam qualidade intermediária/alta.

Mas, para Lee e Jones-Lee (2002), assim como para o próprio Chapman, que descartou a possibilidade de resumir os resultados em um índice de qualidade, mais importante do que um número é a participação de um grupo de especialistas na avaliação dos resultados e tomada de decisões.

CONCLUSÕES

- O diagnóstico ambiental da bacia do rio Sorocaba para o ano de 2002 indicou que a entrada de material de origem orgânica, principalmente como efluentes domésticos e, provavelmente, também de usinas de açúcar e álcool, foi responsável pelos elevados graus de trofia observados.
- Embora os contaminantes químicos analisados nos sedimentos do rio Sorocaba tenham sido observados em baixas concentrações, as variáveis biológicas (ecotoxicológica e comunidade bentônica) indicam a presença de substâncias tóxicas nos pontos 2 e 3.
- A classificação de sedimentos em quatro categorias sugerida por Long e MacDonald (1998) não é aplicável aos levantamentos químicos atualmente realizados na rede de monitoramento das águas interiores da CETESB por exigirem uma lista mais extensa de compostos a serem analisados e dirigir-se para condições de extrema contaminação.
- De cinco propostas de dividir os resultados de qualidade química dos sedimentos em cinco classes, duas se adequaram melhor, sem diferirem muito do diagnóstico atual. A proposta #5 tem a vantagem da facilidade de adequação e uso, já que continuaria a ser aplicando 3 faixas de concentrações, no lugar de 5.
- O dado do componente biológico (comunidade bentônica) foi mais fiel ao diagnóstico quando utilizado diretamente o resultado do índice multimétrico e não razões RTR.
- Na confecção dos gráficos triangulares para a integração das três linhas de evidência da tríade, o emprego de critérios pré-estabelecidos foi mais informativa e precisa com as condições reais dos locais avaliados do que as razões RTR.
- Para o teste de toxicidade com *Hyalela azteca* a proporção sedimento:água 1:2 discriminou em um maior número de locais os efeitos agudo e subletal, devendo ser adotada no lugar de 1:4.
- Apesar da dificuldade inicial de escalonamento de algumas variáveis, a expressão dos resultados em gráficos de barras possibilita a visualização de todas as informações levantadas para o diagnóstico, sendo uma alternativa atraente para substituir os gráficos triangulares.

- Para os dados da bacia do rio Sorocaba, a maioria das estratégias multivariadas testadas só puderam diferenciar significativamente o ponto referência (P1) dos demais. Além disso, alguns resultados sugerem que esta diferenciação decorreria de concentrações maiores de metais (como As e Ni) em P1, o que poderia gerar um diagnóstico equivocado do gradiente ambiental da bacia. Ou seja, estas ferramentas podem gerar informações úteis, mas, para o diagnóstico ambiental a aplicação conjunta da matemática descritiva, de critérios de qualidade e de bioindicadores descreveu mais detalhadamente o quadro de qualidade da bacia do rio Sorocaba.
- Para os dados de comunidade bentônica, o uso da planilha de índices de estrutura surtiram melhor resultado na definição do gradiente ambiental do que a planilha de densidades que, por sua vez, forneceria melhor informação em uma análise nodal.
- O teste de Mantel, muito utilizado em estudos com tríade, teve aplicabilidade questionável, não tendo servido para estabelecer tendências no gradiente de qualidade do rio Sorocaba.
- A análise nodal mostrou-se uma ferramenta estatística de fácil aplicação e entendimento, tendo exibido resultados claros, que discerniram associações biológicas distintas ao longo do gradiente de qualidade do ambiente estudado.
- Análises de componente principal, para os dados ambientais, de agrupamento, para índices de estrutura da comunidade bentônica e nodal, para populações bentônicas mostraram-se mais promissoras e ricas em informação que outras estratégias multivariadas testadas.

RECOMENDAÇÕES

- Para a aplicação de abordagens relacionadas aos níveis basais, como o Índice de Geoacumulação (IGeo), há necessidade de levantamento das concentrações naturais dos diferentes contaminantes para os sedimentos das diferentes bacias do Estado. Para tanto, seria adequado padronizar a metodologia deste levantamento com aquela utilizada para a obtenção dos valores guia TEL e PEL.
- É recomendável que a investigação para a determinação da qualidade química dos sedimentos considere, nas análises, pelo menos os dois grupos principais de contaminantes tóxicos (orgânicos e inorgânicos).
- O uso de cinco classes de qualidade também no diagnóstico químico, atualmente em três classes de qualidade, pode seguir a proposta#3 ou #5 deste trabalho, incorporando a informação sobre a ocorrência de compostos bioacumuláveis.
- O índice de tolerância (T/DT) aplicado na avaliação biológica, deve ser refinado com a utilização do gênero *Chironomus* como tolerante no lugar da tribo Chironomini, a que pertence.
- É necessário padronizar a idade e duração adequada para a realização de testes de toxicidade com *Chironomus xanthus*.
- A análise nodal mostrou-se útil tanto para avaliar o potencial bioindicador das populações bentônicas quanto para a caracterização das comunidades dentro do gradiente.
- Para ampliação de sua leitura de qualidade, dados de nutrientes em sedimentos podem ser introduzidos na abordagem da tríade, para que esta contemple o problema de eutrofização.
- Seria mais proveitoso para o diagnóstico mais completo, que os pontos escolhidos para a análise de sedimentos coincidisse com aqueles que tem suas águas monitoradas bimensalmente na Rede, de forma que se conciliariam as análises das variáveis dos dois compartimentos para o diagnóstico final.
- O uso de estratégias multivariadas, a concepção de índices de qualidade de sedimento ou a simplificação da aplicação da tríade em um diagnóstico único gera importante perda de informação que pode ser crucial à tomada de decisões. É essencial que a aplicação destas metodologias seja, pelo menos, precedida da

análise integral dos resultados das diferentes linhas de evidência por uma junta de especialistas capazes de definir futuras linhas de investigação, ações de controle e prioridades ambientais nas bacias estudadas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABESSA, D.M.S.; SOUZA, G.C.P.M.; TOMASI, L.R. **Considerações sobre o emprego da tríade de qualidade de sedimento no estudo da contaminação marinha**. São Paulo, Relatório Técnico Instituto Oceanográfico, n. 44, 12p., 1998.
- ALDEN, III, R.W. Uncertainty and sediment quality assessments: Confidence limits for the triad. **Environ. Toxicol. Chem.**, New York, v. 11, n. 5, p. 637-644, 1992.
- APHA/AWWA/WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20^a ed. , APHA/AWWA/WEF, 1998.
- ASTM. E 1706-00: **Test method for measuring the toxicity for sediment-associated contaminants with freshwater invertebrates**. Philadelphia, ASTM, 2000, 117p.
- BARBIERI, P. ; ADAMI, G.; REISENHOFER, E.; BUSETTO, P.; PREDONZANI, S.; ALEFFI, F.; TAMBERLICH, F.; DEVITTOR, C. **Preliminar results from a sediment quality triad study in the Gulf of Trieste: the choice of the reference site**. Disponível em: <www.dschi.univ.trieste.it/~reisen/gulfsqt.ppt>. Acesso em: 29 ago. 2003.
- BORGMANN, U.; NORWOOD, W.P.; REYNOLDSON, T.B.; ROSA, F. Identifying cause in sediment assessments: bioavailability and the sediment quality triad. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, Ottawa, v. 58, n. 5, p. 950-60, 2001.
- BRASIL. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da União [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 18 de mar. 2005. Retificação: D.O. de 09 de mai. 2005. 2005.
- BRESSAN, JR, H.; MONTEIRO, M.; FERREIRA, V.S. **Cargas e vazões da Bacia do Rio Sorocaba – curso principal**. São Paulo: Relatório Técnico CETESB, 36p. + anexos, 2005.
- BRINKHURST, R.O.; MARCHESE, M.R. **Guia para la identificación de oligoquetos acuáticos continentales de sud y centroamerica**. 2^a ed. Santo Tomé: Colección CLIMAX nº 6, 1992. 207p.
- BURT, J.; CIBOROWSKI, J.J.H.; REYNOLDSON, T.B. Baseline incidence of mouthpart deformities in Chironomidae (Diptera) from the Laurentian Great Lakes, Canada. **J. Great Lakes Res.**, v. 29, n. 1, p. 172-180, 2003.

- BURTON, JR, G.A. Assessing the toxicity of freshwater sediments. **Environ. Toxicol. Chem.**, v. 10, p. 1585-1627, 1991.
- BURTON, JR, G.A. (Ed.) **Sediment toxicity assessment**. Boca Ratón, Lewis Publ. Inc., 457p., 1992.
- BURTON, JR, G.A. Sediment quality criteria in use around the world. **Limnology**, Tokyo, v. 3, n. 2, p. 65-75, 2002.
- 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.**, Alexandria, v. 43, n. 5, p. 755-762, 1971.
- CANFIELD, T.J.; BRUNSON, E.L.; DWYER, F.J.; INGERSOLL, C.G.; KEMBLE, N.E. Assessing sediments from Upper Mississippi River navigational pools using a benthic invertebrate community evaluation and the sediment quality triad approach. **Arch. Environ. Contam. Toxicol.**, New York, v. 35, n. 2, p. 202-212, 1998.
- CANFIELD, T.J.; DWYER, F.J.; FAIRCHILD, J.F.; HAVERLAND, P.S.; INGERSOLL, C.G.; KEMBLE, N.E.; MOUNT, D.R.; LA POINT, T.W.; BURTON, G.A.; SWIFT, M.C. Assessing contamination in Great Lakes sediments using benthic invertebrate communities and the sediment quality triad approach. **J. Great Lakes Res.**, Ann Arbor, v. 22, n. 3, p. 565-583, 1996.
- CANFIELD, T.J.; KEMBLE, N.E.; BRUMBAUGH, W.G.; DWYER, F.J.; INGERSOLL, C.G. AND FAIRCHILD, J.F. Use of benthic invertebrate community structure and the sediment quality triade to evaluate metal-contaminated sediment in the upper Clark Fork River, Montana. **Environ. Toxicol. Chem.**, New York, v.13, n. 12, p. 1999-2012, 1994.
- CARR, R.S. **Sediment quality triad assessment survey. The Galveston Bay Texas System**. Disponível em: <<http://www.gulfbase.org/project/view.php?pid=sqtasitghts>>. Acesso em: 20 jul. 2003.
- CBH-SMT. **Projeto: Nossas Águas**. Sorocaba: CBH-SMT, 2005. 51p.
- CCME. **Canadian Environmental Quality Guidelines. Summary tables**. 2003. Disponível em: <http://ccme.ca/assets/pdf/e1_062.pdf>. Acesso em: 12 ago. 2005.
- CETESB. **Coliformes fecais – Determinação pela técnica de membrana filtrante** - Método de ensaio. São Paulo: Norma Técnica CETESB, L5.221, 1984. 42p.

- CETESB. **Determinação de pigmentos fotossintetizantes clorofila-a, b e c e feofitina-a** - Método de ensaio. São Paulo: Norma Técnica CETESB, L5.306, 1990. 22p.
- CETESB. **Mutação gênica reversa em *Salmonella typhimurium*** – teste de Ames. São Paulo: Norma Técnica CETESB, L5.620, 1993. 40p.
- CETESB. **Sedimentos – Determinação da distribuição granulométrica. Método de ensaio.** São Paulo: Norma Técnica CETESB, L6.160, 1995. 15p.
- CETESB. **Monitoramento integrado bacias do Alto e Médio Tietê.** Relatório Final. (Revisão Zero – R0). São Paulo: Relatório Técnico CETESB, 1998. 312p.
- CETESB. **Serviços de coleta de amostras, análises e estudos de avaliação das características biológicas, físico-químicas e microbiológicas das águas e sedimentos do rio Juquiá.** São Paulo: Relatório Técnico CETESB, 2000. 144p.
- CETESB. **Determinação de bentos de Água Doce – macroinvertebrados. Método Qualitativo e Quantitativo.** São Paulo: Norma Técnica CETESB, L5.309, 2003. 14p.
- CETESB. **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo - 2002.** São Paulo: Relatório Técnico CETESB, v.1, 2003. 271p.
- CETESB. **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo - 2003.** São Paulo: Relatório Técnico CETESB, v.1, 2004. 297p.
- CETESB. **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo - 2004.** São Paulo: Relatório Técnico CETESB, v.1, 2005. 278p.
- CETESB. **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo - 2005.** São Paulo: Relatório Técnico CETESB, v.1, 2006. 488p.
- CETESB. **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo - 2006.** São Paulo: Relatório Técnico CETESB, v.1, 2007. 327p.
- CHAPMAN, P.M. Sediment quality criteria from the sediment quality triad: an example. **Environ. Toxicol. Chem.**, New York, v. 5, n. 11, p. 957-964, 1986.
- CHAPMAN, P.M. The sediment quality triad approach to determining pollution-induced degradation. **The Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 97/98, p. 815-825, 1990.
- CHAPMAN, P.M. Pollution status of North Sea sediments – an international integrative study. **Mar. Ecol. Prog. Ser.**, Amelinghausen, v. 91, n. 1-3, p. 313-322, 1992
- CHAPMAN, P.M. The sediment quality triad: then, now and tomorrow. **Int. J. Environment and Pollution**, Geneva, v. 13, n. 1, p. 351-355, 2000.

- CHAPMAN, P.M.; ANDERSON, B.; CARR, S.; ENGLE, V.; GREEN, R.; HAMEEDI, J.; HARMON, M.; HAVERLAND, P.; HYLAND, J.; INGERSOLL, C.; LONG, E.; RODGERS JR., J.; SALAZAR, M.; SIBLEY, P.K.; SMITH, P.J.; SWARTZ, R.C.; THOMPSON, B. AND WINDOM, H. General guidelines for using the sediment quality triad. **Mar. Pollut. Bull.**, Oxford, v. 34, n. 6, p. 368-372, 1997.
- CHAPMAN, P.M.; DEXTER, R.N.; LONG, E.R. Synoptic measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community composition (the Sediment Quality Triad) in San Francisco Bay. **Mar. Ecol. Prog. Ser.**, Ameltinghausen, v. 37, p. 75-96. 1987.
- CHAPMAN, P.M.; FARRELL, M.A.; BRINKHURST, R.O. Relative tolerances of selected aquatic oligochaetes to individual pollutants and environmental factors. **Aquatic Toxicol.**, Amsterdam, v. 2, p. 47-67, 1983.
- CHAPMAN, P.M.; PAINE, M. D.; ARTHUR, A. D.; TAYLOR, L. A. A triad study of sediment quality associated with a major, relatively untreated marine sewage discharge. **Mar. Pollut. Bull.**, Oxford, v.32, n. 1, p. 47-64, 1996.
- CHAPMAN, P.M.; POWER, E. A.; DEXTER, R.N.; ANDERSEN, H.B. Evaluation of effects associated with an oil platform, using the Sediment Quality Triad. **Environ. Toxicol. Chem.**, New York, v. 10, n. 3, p. 407-424. 1991.
- COELHO-BOTELHO, M.J.C.; CARVALHO, M.C.; KUHLMANN, M.L.; SALVADOR, M.E.P.; SOUZA, R.C.R.; WATANABE, H. M.; ARAÚJO, R.P.A.; BRESSAN, JR., H.; BRANDIMARTE, A.L.; ANAYA, M. E GUERESCHI, R.M. **Desenvolvimento de índices biológicos para o biomonitoramento em reservatórios do Estado de São Paulo**. São Paulo: Relatório Técnico CETESB, 146p + anexos, 2006.
- DE PAUW, N. ; HEYLEN, S. Biotic index for sediment. **Aquatic Ecology**, Nieuwersluis, v.35, n. 2, p.121-133. 2001.
- DEL VALLS, T. A.; FORJA, J. M.; GOMEZ-PARRA, A. Sediment quality guidelines in the Gulf of Cadiz: a multivariate approach. **Ecotoxicology and Environmental Restoration**, local , v. 2, n. 1, p.34-40, 1999. <http://www.uc.pt/eex/eer21/eer2106.pdf>.
- DIN. **German standard methods for the examination of water, wastewater and sludge**. part 20. DIN 38414, 1993. 62p.
- DORNFELD, C.B.; ESPÍNDOLA, E.L.G.; FRACÁCIO, R.; RODRIGUES, B.K.; NOVELLI, A. Comparação de bioensaios laboratoriais e “in situ” utilizando *Chironomus xanthus*

- na avaliação da toxicidade de sedimentos do rio Monjolinho (São Carlos, SP). **J. Braz. Soc. Ecotoxicol.**, v. 1, n. 2, p. 161-165, 2006.
- EDBERG, S.C.; RICE, E.W.; KARLIN, R.J.; ALLEN, M.J. *Escherichia coli*: the best biological drinking water indicator for public health protection. **Journal of Applied Microbiology**, London, v.88, p. 106S-116S, 2000.
- EIGNOR, D.M. **Sediment quality criteria benchmarks and models**. 2000. Disponível em: <<http://www.riskworld.com/Abstracts/2000/SRAam00/ab0ac086.htm>>. Acesso em: 29 ago. 2003.
- ENVIRONMENT CANADA. **Biological test method: Test for survival and growth in sediment using the freshwater amphipod *Hyalella azteca***. Ottawa, 1997. 123p (EPS 1/RM/33).
- ESPÍNDOLA, E.L.G.; BRIGANTE, J. DORNFELD, C.B. Estudos ecotoxicológicos no rio Mogi-guaçu. In: BRIGANTE, J.; ESPÍNDOLA, E.L.G. (Eds). **Limnologia fluvial: um estudo no rio Mogi-guaçu**. São Carlos: Ed. Rima, 2003, p. 129-148.
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Ed. Interciência/FINEP, 1988. 575p.
- FONSECA, A.L. **Avaliação da qualidade da água na bacia do rio Piracicaba/SP através de testes de toxicidade com invertebrados**. 1997. 184p. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos-USP, São Carlos, 1997.
- GREEN, R.H.; MONTAGNA, P. Implications for monitoring: study designs and interpretation of results. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, Ottawa, v. 5, n. 3, p. 2629-2636, 1996.
- GREEN, R.H.; BOYD, J.M.; MACDONALD, J.S. Relating sets of variables in environmental studies: the sediment quality triad as a paradigm. **Environmetrics**, Chichester, v. 4, n. 4, p. 439-457, 1993.
- GRIFOLL, M.; SOLANAS, A.M.; BAYONA, J.M. Characterization of genotoxic components in sediments by mass spectrometric techniques combined with *Salmonella*-microsome test. **Arch. Environ. Contam. Toxicol.**, New York, v. 19, n. 2, p.175-184. 1990.
- HEISE, S.; AHLF, W. The need for new concepts in risk management of sediments. Historical developments, future perspectives and new approaches. **J. Soils & Sediments**, Landsberg, v.2, n. 1, p. 4-8, 2002.

- HENRIQUE-MARCELINO, R. M.; LOPES, C.F.; MILANELLI, J.C.C.; JOHNSCHER-FORNASARO, G.; MORAES, A.C.; BRUNI, A.C.; CUTRUPI, S. **Macrofauna bentônica de água doce: avanços metodológicos**. São Paulo, CETESB, 16p. + anexos. 1992.
- HOLLERT, H. Biological and chemical determination of dioxin-like compounds in sediment by means of a sediment triad approach in the catchment area of the River Neckar. In: WORKSHOP ENVIRONMENTAL MONITORING, 2002, Podgorica. Disponível em: <<http://www.web.zoo.uni-heidelberg.de/Mitarbeiter/hollert/Hollert%20et%20al%202002-monitor.pdf>>. Acesso em: 28 ago. 2003.
- HOLLERT, H.; DÜRR, M.; OLSMAN, H.; HALLDIN, K.; VAN BAVEL, B.; BRACK, W.; TYSKLIND, M.; ENGWALL, M.; BRAUNBECK, T. Biological and chemical determination of dioxin-like compounds in sediments by means of a sediment triad approach in the catchment area of the river Neckar. **Ecotoxicology**, New York, v. 11, n. 5, p. 323-336, 2002a.
- HOLLERT, H.; HAISE, S.; PUDENZ, S.; BRÜGGEMANN, R.; AHLF, W.; BRAUNBECK, T. Application of a sediment quality triad and different statistical approaches (Hasse diagrams and fuzzy logic) for the comparative evaluation of small streams. **Ecotoxicology**, New York, v. 11, n. 5, p. 311-321. 2002b.
- HOLLERT, H.; ULRICH, M.; ERDINGER, L.; BRAUNBECK, T. Triad approach and toxicity identification evaluation – modern concepts to evaluate sediment contamination. In: WORKSHOP ENVIRONMENTAL MONITORING, 2002, Podgorica. Disponível em: <<http://www.web.zoo.uni-heidelberg.de/Mitarbeiter/hollert/lake.pdf>>. Acesso em: 28 ago. 2003.
- HOWARD, C. E DINGMAN, C. Sediment quality triad comparison of Armand Bayou, Horsepen Bayou, and Mud lakes, Harris County, In: 21ST ANN. MTG SOC. ENVIRON. TOX. CHEM., Nashville. 2000
- HUNT, J.W.; ANDERSON, B.S.; PHILLIPS, B.M.; NEWMAN, J.; TJEERDEMA, R.S.; TABERSKI, K.; WILSON, C.J.; STEPHENSON, M.; PUCKETT, H.M.; FAIREY, R.; OAKDEN, J. **Sediment quality and biological effects in San Francisco Bay**. Bay Protection and Toxic Cleanup Program. Final Technical Report. San Francisco, 1998.
- HUNT, J.W.; ANDERSON, B.S.; PHILLIPS, B.M.; TJEERDEMA, R.S.; TABERSKI, K.; WILSON, C.J.; PUCKETT, H.M.; STEPHENSON, M.; FAIREY, R.; OAKDEN, J. A

- large-scale categorization of sites in San Francisco Bay, USA, based on the sediment quality triad, toxicity identification evaluations, and gradient studies. **Environ. Toxicol. Chem.**, New York, v. 20, n. 6, p. 1252-1265. 2001.
- HYLAND, J.L.; BALTHIS, W.L.; HACKNEY, C.T.; POSEY, M. Sediment quality of North Carolina Estuaries: an integrative assessment of sediment contamination, toxicity, and condition of benthic fauna. **Journal of Aquatic Ecosystem Stress & Recovery**, v. 8, n. 2, p. 107-24. 2000. Disponível em: <<http://reo.nii.ac.jp/journal/htmlindicate/contents/sup..>> Acesso em: 29 ago. 2003.
- INGERSOLL, C.G.; NELSON, M.K. Testing sediment toxicity with *Hyalella azteca* (Amphipoda) and *Chironomus riparius* (Diptera). In: **Aquatic toxicology and risk assessment**. STP 1092 ASTM, Philadelphia, P.^a, p. 93-109, 1990.
- INGERSOLL, C.G.; BESSER, J.; DWYER, J. Development and application of methods for assessing the bioavailability of contaminants associated with sediments: I. Toxicity and the sediment quality triad. In: U.S. GEOLOGICAL SURVEY (USGS) SEDIMENT WORKSHOP, 1997, **Proceedings**. Disponível em: <<http://water.usgs.gov/osw/techniques/workshop/ingersoll.html>> Acesso em: 29 ago. 2003.
- KEATING, J. A framework for interpreting narrative sediment quality standards. In: Krantzberg, G.; Hartig, J.; Maynard, L.; Burch, K. e Ancheta, C. **Deciding when to intervene. Data interpretation tools for making sediment management decisions beyond source control**. 1999. Disponível em: <<http://www.ijc.org/boards/wqb/sedwkshp/app11.html>>. Acesso em: 29 ago. 2003.
- KIFFNEY, P.M.; CLEMENTS, W.H. Ecological effects of metals on benthic invertebrates. In: SIMON, T.P. (Ed.) **Biological response signatures. Indicator patterns using aquatic communities**. Boca Ratón: CRC Press., 2003. Cap. 8, p. 135-154.
- KUHLMANN, M.L.; TRUZZI, A.C. & JOHNSCHER-FORNASARO, G. The benthos community of the Billings Reservoir (São Paulo, Brazil) and its use in environmental quality assessment. **Verh. Internat. Verein Limnol.**, v. 26, p. 2083-7, 1998.
- KUHLMANN, M.L.; HAYASHIDA, C.Y.; ARAÚJO, R.P.A. Using *Chironomus* (Chironomidae: Diptera) mentum deformities in environmental assessment. São Carlos, **Acta Limnol. Bras.**, v. 12, n. 2, p. 55-61, 2000.

- LAHR, J.; MAAS-DIEPEVEEN, J. L.; STUIJFZAND, S.C.; LEONARDS, P. E. G.; DRUKE, J. M.; LUCKER, S.; ESPELDOORN, A.; KERKUM, L. C. M.; VAN STEE, L. L. P.; HENDRIKS, A. J. Responses in sediment bioassay used in the Netherlands: can observed toxicity be explained by routinely monitored priority pollutants? **Water Research**, New York, v. 37, p. 1691-1710, 2003.
- LAMPARELLI, M.C. **Graus de trofia em corpo d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento**. São Paulo, 2004. Originalmente apresentado como tese de doutorado, Universidade de São Paulo, 2004.
- LAMPARELLI, M.C.; KUHLMANN, M.L.; CARVALHO, M.C; SALVADOR, M.E.P.; SOUZA, R.C.; BOTELHO, M.J.C; COSTA, M.P.; MARTINS, M.C.; CARVALHO, P.M.; ARAÚJO, R.P.; A.; HACHICH, E.M.; BARI, M.; CURSIO, R.L.S.; TOLEDO, Jr., A.P.; LORENZETTI, M.D.L.; TRUZZI, A.C.; NAVAS-PEREIRA, D.; VARGAS-BOLDRINI, C. **Avaliação do Complexo Billings: comunidades aquáticas, água, sedimento (out/92 a out/93)**. São Paulo: Relatório Técnico CETESB, 1996. 53p.
- LEE, G.F.; JONES-LEE, A. Appropriate use of chemical information in a best professional judgement triad weight of evidence evaluation of sediment quality. In: Sediment Quality Assessment (SQA5), 2002, Chicago. **Proceedings...** Chicago: Aquatic Ecosystem Health and Management Society, 2002. Disponível em: <<http://www.gfreedlee.com/BPJWOPaper.pdf>> Acesso em: 16 dez. 2003.
- LEGENDRE, P. **Program K-means. User's guide**. 11p. 2001.
- LEGENDRE, P.; ELLINGSEN, K.E.; BJORNBO, E.; CASGRAIN, P. Acoustic seabed classification: improved statistical method. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, v. 59, p. 1085-1089, 2002.
- LEVINTON, J.S.; SUATONI, E.; WALLACE, W.; JUNKINS, R.; KELAHER, B.; ALLEN, B.J. Rapid loss of genetically based resistance to metals after the cleanup of a Superfund site. **PNAS**, v. 100, n. 17, p. 9889-9891, 2003. Disponível em: <<http://www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1731446100>> Acesso em: 12 dez. 2005.
- LIU, W.; LUAN, Z.; TANG, H. Use of the sediment quality triad to assess metal contamination in freshwater superficial sediments from the Le Na River, China. **Water, Air and Soil Pollut.**, v. 113, n. 1-4, p. 227-239, 1999.

- LONG, E.R.; CHAPMAN, P.M. A sediment quality triad: measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community composition in Puget Sound. **Marine Pollution Bulletin**, v. 16, n. 10, p. 405-415, 1985.
- LONG, E.R.; MACDONALD, D.D. Perspective: recommended uses of empirically derived, sediment quality guidelines for marine and estuarine ecosystems. **Human and Ecological Risk Assessment**, Amherst, v. 4; n. 5; p. 1019-1039, 1998.
- LONG, E.; DUTCH, M.; AASEN, S.; WELCH, K.; HAMEEDI, J.; MAGOON, S.; CARR, R. S.; JOHNSON, T.; BIEDENBACH, J.; SCOTT, K. J.; MUELLER, C.; ANDERSON, J. W. **Sediment quality in Pudget Sound: year 3. Southern Puget Sound**. Washington, Washington State Department of Ecology/National Oceanic and Atmospheric Administration, 2003. Disponível em: <<http://www.ecy.wa.gov/biblio/0203033.html>>. Acesso em: 29 jul. 2003.
- LOPRETTO, E.C.; TELL, G. (Ed.). **Ecosistemas d'aguas continentales: metodologias para su estudio**. Tomo II. La Plata: Ed. SUR, 1995. 895p.
- LOPRETTO, E.C.; TELL, G. (Ed.). **Ecosistemas d'aguas continentales: metodologias para su estudio**. Tomo III. La Plata: Ed. SUR, 1995. 1401p.
- MERRITT, R.W.; CUMMINS, K.W. (Ed.). **An introduction to the aquatic insects of North America**. 3rd ed., Dubuque: Kendall/Hunt Publ. Co., 1996. 862p.
- MOZETO, A.A.; JARDIM, W. F.; ARAGÃO G.U. (Coord.) **Volume I: Bases Técnico-científicas para o desenvolvimento de critérios de qualidade de sedimentos (CQS). Experimentos de campo e laboratório. Relatório Final**. FAPESP: São Paulo, 465p. 2003. (Processo n.º 98/12177-0).
- MUCHA, A.P.; VASCONCELOS, M.T.; BORDALO, A.A. Sediment quality in the Douro Estuary based on heavy metal, toxicity and infaunal community composition. 1998. **Scientificjournals.com**. Disponível em: <www.scientificjournals.com/sj/db/pdf/espr/7/esprs1_76.2.pdf>. Acesso em 05/09/2003
- NASCIMENTO, M.R.L. **Proposição de valores de referência para concentração de metais e metalóides em sedimentos límnicos e fluviais da Bacia do Rio Tietê, SP**. São Carlos, SP: Programa de Pós-Graduação em Química – UFSCar, 2003. Originalmente apresentado como tese de doutorado, UFSCar, 2003.
- PENNAK, R.W. **Fresh-water invertebrates of the United States: Protozoa to Mollusca**. 3rd ed, New York: John Wiley e Sons, Inc., 1989. 628p.

- PICOLLO, A.; BAVA, S.; DE NOVELLIS, F.; ALBERTELLI, G.; COSTA, M.; VERARDI, D.; LASAGNA, C.; PALUMBO, F. Qualitative evaluation of harbour sediments: a methodological proposal through an integrated approach. European Federation of Marine and Technology Societies (EFMS). **Resumos...** Disponível em: <www.efmsts.org/Picollo.pdf> Acesso em 29 jul. 2003.
- PORTELA, C.M.S. **Avaliação ecotoxicológica do arroio Sapucaia, RS, com a utilização de diferentes metodologias em água superficial e sedimento, 2002.** Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2002.
- RIC. **Guidelines for interpreting water quality data.** British Columbia (Province), Ministry of Environment, lands and parks. 1998. Cap. 5. Disponível em: <<http://srmwww.gov.bc.ca/risk/pubs/aquatic/interp/>> Acesso em: 24 nov. 2005.
- ROCHA, A.A.; BRANCO, W.C.; KAWAI, H. **Estudos efetuados na Represa de Americana e no trecho do Rio Atibaia a montante do reservatório.** São Paulo: FESB/CETESB, 1971. 67p.
- ROESIJADI, G. Metallothioneins in metal regulation and toxicity in aquatic animals. **Aquatic Toxicology**, Amsterdam, v. 22, p. 1120-1124, 1992.
- SCHAEFER, A. **Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais.** Port Alegre: Ed. da Universidade/UFRGS, 1985, 532p.
- SHIMIZU, G.Y.; LAMPARELLI, M.C.; JOHNSCHER-FORNASARO, G.; WATANABE, H.M.; SALVADOR, M.E.P.; M.J.C; COSTA, M.P.; CARVALHO, M.C.; KUHLMANN, M.L.; SOUZA, R.C.; BERTOLETTI, E.; ARAÚJO, R.P.A.; BURATINI, S.V.; AGUJARO, L.F.; PRADELLA, D.Z.A.; FIALHO, R.C.; SOUZA, J.B.; BEVILACQUA, J.E.; MENEGON, JR, N.; TRUZZI, A.C.; AVELINO, E.L.; BRANDIMARTE, A.L.; CARVALHO, M.A.J.; SENDACZ, S. **Estudos preliminares para o uso de índices biológicos no monitoramento de ambientes aquáticos continentais – riachos e corredeiras na bacia hidrográfica do rio Atibaia.** São Paulo: CETESB, 2002. 85p. Inclui anexos.
- SHIN, P.K.S.; FONG, K.Y.S. Multiple discriminant analysis of marine sediment data. **Mar. Pollut. Bull.**, Oxford, v. 39, n. 1-12, p. 285-294, 1999.
- SLEPUKHINA, T.D. Comparison of different methods of water quality evaluation by means of oligochaetes. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 115, p. 183-186. 1984.

- SMITH, S.L.; MACDONALD, D.D.; KEENLEYSIDE, K.A.; INGERSOLL, C.G.; FIELD, L.J. A preliminary evaluation of sediment quality assessment values for freshwater ecosystems. **J. Great Lakes Res.**, Toronto, v. 22, n. 3, p. 624-638. 1996.
- SPIES, M.; REISS, F. Catalog and bibliography of Neotropical and Mexican Chironomidae. **Spixiana**, Suppl. 22, p. 61-119, 1996.
- SUGUIO, K. **Introdução à sedimentologia**. São Paulo: Ed. Edgard Blücher/EDUSP, 1973. 317p.
- THORP, J.H.; COVICH, A.P. (Ed.). **Ecology and classification of North American freshwater invertebrates**. San Diego: Academic Press, Inc., 1991. 911p.
- USEPA. **Prediction of sediment toxicity using consensus-based freshwater sediment quality guidelines**. Chicago, 2000. 25p. (EPA 905/R-00/007).
- USEPA. Contaminated sediments program. 2003. <www.epa.gov/glnpo/sediments.html> Acesso em 29/07/2003.
- USEPA. Contaminated sediment program. In: USEPA. **Great Lakes Contaminated Sediments**, 2005. Disponível em: <www.epa.gov/glnpo/sediments.html>. Acesso em 24 nov. 2005.
- USEPA-OHIO. **Biological criteria for the protection of aquatic life**: Volume II: Users manual for biological field assessment of Ohio surface waters. Columbus: Surface Water Section, Division of Water Quality Monitoring and Assessment, 1987.
- VIGANÓ, L.; ARILLO, A.; BUFFAGNI, A.; CAMUSSO, M.; CIANNARELLA, R.; CROSA, G.; FALUGI, C.; GALASSI, S.; GUZZELLA, L.; LOPEZ, A.; MINGAZZINI, M.; PAGNOTTA, R.; PATROLECCO, L.; TARTARI, G.; VALSECCHI, S. Quality assessment of bed sediments of the Po river (Italy). **Water Research**, New York, v. 37, n. 3, p. 501-518, 2003.
- WASHINGTON, H.G. Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. **Water Research**, New York, v. 18, n. 6, p. 653-694, 1984.
- WENNING, R.J.; BATLEY, G.E.; INGERSOLL, C.G.; MOORE, D.W. **Use of sediment quality guidelines and related tools for the assessment of contaminated sediments**. Pensacola: SETAC Press, 2002. 783p.
- WEST INC.; GULLEY, D. **TOXSTAT 3.5**. Laramie: University of Wyoming, 1996. 38p.

WILDHABER, M.L.; SCHMITT, C.J. Indices of benthic community tolerance in contaminated Great Lakes sediments: relations with sediment contaminant concentrations, sediment toxicity, and the sediment quality triad. **Environ. Monit. Assess.**, v. 49, n., p. 23-49, 1998.

ANEXOS

Anexo 1. Valores orientadores para concentrações de contaminantes com baixa (TEL) e alta (PEL) probabilidades de causar efeito adverso à biota.

	FONTE	TEL	PEL
ARSÊNIO (µg/g)	CCME, 2003	5,9	17
CÁDMIO TOTAL (µg/g)	CCME, 2003	0,6	3,5
CHUMBO TOTAL (µg/g)	CCME, 2003	35	91,3
COBRE TOTAL (µg/g)	CCME, 2003	35,7	197
CROMO TOTAL (µg/g)	CCME, 2003	37,3	90
MERCÚRIO TOTAL (µg/g)	CCME, 2003	0,17	0,486
NÍQUEL TOTAL (µg/g)	Smith <i>et al.</i> , 1996	18	36
ZINCO TOTAL (µg/g)	CCME, 2003	123	315
ALDRIN (µg/kg)	RIC, 1998	2	420
BHC TOTAL* (µg/kg)	RIC, 1998	3	12000
α BHC* (µg/kg)	RIC, 1998	6	500
β BHC* (µg/kg)	RIC, 1998	5	21000
LINDANO (= γ BHC) (µg/kg)	CCME, 2003	0,94	1,38
CLORDANO (µg/kg)	CCME, 2003	4,5	8,87
DDD (µg/kg)	CCME, 2003	3,54	8,51
DDE (µg/kg)	CCME, 2003	1,42	6,75
DDT (µg/kg)	CCME, 2003	1,19	4,77
DIELDRIN (µg/kg)	CCME, 2003	2,85	6,67
ENDRIN (µg/kg)	CCME, 2003	2,67	62,4
HEPTACLORO (µg/kg)	RIC, 1998	0,30	10
HEPTACLORO EPÓXIDO (µg/kg)	CCME, 2003	0,60	2,74
HEXACLOROBENZENO (µg/kg)	RIC, 1998	20	240
MIREX (= DECLORANO) (µg/kg)	RIC, 1998	7	1300
PAHs totais (µg/kg)	Burton, 2002	870	8040
ACENAFTENO (µg/kg)	CCME, 2003	6,71	88,9
ACENAFTILENO (µg/kg)	CCME, 2003	5,87	128
ANTRACENO (µg/kg)	CCME, 2003	46,9	245
BENZO (a) ANTRACENO (µg/kg)	CCME, 2003	31,7	385
BENZO (a) PIRENO (µg/kg)	CCME, 2003	31,9	782
CRISENO (µg/kg)	CCME, 2003	57,1	862
DIBENZ (a,h) ANTRACENO (µg/kg)	CCME, 2003	6,22	135
FLUORANTENO (µg/kg)	CCME, 2003	111	2355
FLUORENO (µg/kg)	CCME, 2003	21,2	144
2-METILNAFTALENO (µg/kg)	CCME, 2003	20,2	201
NAFTALENO (µg/kg)	CCME, 2003	34,6	391
FENANTRENO (µg/kg)	CCME, 2003	41,9	515
PIRENO (µg/kg)	CCME, 2003	53,0	875
AROCOR 1254* (µg/kg)	CCME, 2003	60	340
PCBs (µg/kg)	CCME, 2003	34,1	277
DIOXINAS E FURANOS (ng TEQ/kg de peso seco)	CCME, 2003	0,85	21,5

* Normalizado para 1% TOC. Para sedimentos com TOC > 1%, multiplicar o critério pelo valor de TOC.

Anexo 2. Aplicação dos critérios químicos de qualidade para os dados de rios da rede de monitoramento das águas interiores do Estado de São Paulo 2002 a 2004.

PONTO	ATIB02605			CRIS03400		MOGU02330			PARB 02390	PEIX 02100	PCAB02110			QUIL03 990	RIIG02010			SORO02700		TATU 04900	TIET02050		
CAMPANHA	2002	2003	2004	2003	2004	2002	2003	2004	2004	2004	2002	2003	2004	2004	2002	2003	2004	2003	2004	2004	2002	2003	2004
Arsênio (µg/g)		1		1			1					1				1		1				1	
Cádmio (µg/g)	2	1		1		1	1				1	1			1	1		1			1	1	
Chumbo (µg/g)	1	1	2	1	2	1	1	2	3	1	1	1	2	2	1	3	4	1	1	2	1	1	3
Cobre (µg/g)	2	2	2	1	1	1	1	1	1	2	1	3	2	2	1	1	2	1	1	4	1	1	1
Cromo (µg/g)	2	3	3	1	1	1	1	1	2	1	1	2	2	2	1	2	2	1	1	2	1	1	1
Mercúrio (µg/g)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Níquel (µg/g)	1	2	3	1	1	1	1	1	2	1	1	1	2	4	1	1	3	1	1	5	1	1	1
Zinco (µg/g)	3	4	4	1	1	1	1	1	2	1	1	4	3	2	1	1	2	1	1	3	1	1	1
PCBs (µg/kg)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1
Aldrin (µg/kg)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
BHC (µg/kg)			1		1			1	1	1			1	1		1	1	1	2	1			1
Chlordane (µg/kg)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
DDE (µg/kg)	1			1	1	1	1		1	1	1		1	1	1		1		1	1	1		1
DDT (µg/kg)	1	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Dieldrin (µg/kg)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Endrin (µg/kg)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Endosulfan (µg/kg)			1		1			1	1	1			1	1		1	1		1	1			1
Heptachlor (µg/kg)	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Heptacloro epóxido (µg/kg)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Hexaclorobenzeno (µg/kg)			1		1			1	1	1			1	1		1	1		1	1			1
Lindane (µg/kg)	1	1	1	1		1	1	1	3		1	1	1	1	1	1		1	5	1	1	1	
Mirex (µg/kg)			1		1			1	1	1			1	1		1	1		1	1			1
DIAGNÓSTCOS																							
#1	2	1	2	1	2	1	1	2	2	1	1	1	2	2	1	2	2	1	1	3	1	2	2
#2	4	4	5	1	3	1	1	3	4	2	1	4	4	5	1	4	5	1	5	5	1	3	4
#3	2	1	3	1	2	1	1	2	2	2	1	1	2	2	1	2	3	1	2	3	1	2	2
#4	2	1	3	1	2	1	1	2	2	2	1	1	2	2	1	2	3	1	2	3	1	2	2
#5	2	4	4	1	3	1	1	3	3	2	1	4	3	4	1	3	5	1	4	4	1	3	3
original	2	3	3	1	2	1	1	2	3	2	1	3	2	3	1	2	3	1	3	3	1	2	2

#1: média dos pontos em 5 classes + bioacumulação; #2: pior pontuação em 5 classes + bioacumulação; #3: média/grupo em 5 classes + bioacumulação; #4: média/grupo em 5 classes + bioacumulação + 1 grupo > 1; #5: sequencial em 3 classes. Em vermelho, químico com capacidade de bioacumular.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL

Anexo 3. Aplicação dos critérios químicos de qualidade para os dados de reservatórios da rede de monitoramento das águas interiores do Estado de São Paulo 2002 a 2004.

PONTO	BILL02100			RGDE02900			RGDE 02100	RGDE 02300	GUAR00900		PEBA00900		
	2002	2003	2004	2002	2003	2004	2003	2004	2003	2004	2002	2003	2004
CAMPANHA													
Arsênio (µg/g)		1			1		1		1			1	
Cádmio (µg/g)	5	1		1	4				1		4	1	
Chumbo (µg/g)	4	2	5	1	4	3	2	4	2	4	3	1	4
Cobre (µg/g)	5	4	5	5	4	5	3	5	5	5	5	2	5
Cromo (µg/g)	5	5	5	2	1	2	2	2	2	2	2	1	3
Mercurio (µg/g)	1	1	4	4	4	5	2	5	1	2	1	1	2
Níquel (µg/g)	5	1	5	1	5	2	1	2	1	1	5	1	5
Zinco (µg/g)	5	1	5	1	1	2	2	4	1	1	5	5	5
PCBs (µg/kg)	2	2	3	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1
Aldrin (µg/kg)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
BHC (µg/kg)			1		1	1		2		1			1
Chlordane (µg/kg)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
DDE (µg/kg)	1	5	1	1		1		1	4	1	1	2	1
DDT (µg/kg)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Dieldrin (µg/kg)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Endrin (µg/kg)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Endosulfan (µg/kg)			1		1	1		1		1			1
Heptachlor (µg/kg)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Heptachloro epóxido (µg/kg)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Hexaclorobenzeno (µg/kg)		1	1		1	1	1	2	1	1		1	1
Lindane (µg/kg)	1	1	1	1		1	1	5	1	1	1	1	1
Mirex (µg/kg)			1		1	1		1		1			1
DIAGNÓSTICOS													
#1	3	3	3	2	3	3	2	3	3	2	3	1	3
#2	5	5	5	5	5	5	3	5	5	5	5	5	5
#3	3	3	4	2	3	3	2	3	3	3	3	1	3
#4	4	4	5	2	3	3	2	4	4	3	3	1	3
#5	5	5	5	5	5	5	3	4	5	5	5	4	5
original	3	3	3	3	3	3	2	3	3	3	3	3	3

#1: média dos pontos em 5 classes + bioacumulação; #2: pior pontuação em 5 classes + bioacumulação; #3: média/grupo em 5 classes + bioacumulação; #4: média/grupo em 5 classes + bioacumulação + 1 grupo > 1; #5: sequencial em 3 classes. Em vermelho, químico com capacidade de bioacumular.

Anexo 4. Resultados de densidade (ind./m²) das populações da bacia do rio Sorocaba.

taxa/ponto	1	2	3	4	5
Bryozoa	70	0	0	0	0
Turbellaria	0	0	0	28	448
Ancylidae	0	28	0	14	14
Physidae	0	294	0	0	0
Thiaridae	0	0	0	0	28
Planorbidae	0	0	0	0	14
Hyriidae	0	0	0	0	14
Mycetopodidae	0	0	0	0	42
Sphaeriidae	0	0	0	28	11822
Erpobdellidae	0	0	0	0	28
Glossiphoniidae	0	266	0	112	224
Haplotaxidae	42	0	0	0	0
Naididae	56	454432	4328	2283	756
Tubificidae sqc	70	1834313	5645	7297	2983
Tubificidae cqc	14	36585	56	112	3782
Hydracarina	70	0	0	0	0
Ceratopogonidae	14	56	0	0	0
Chironomini	1709	73493	686	420	742
Tanytarsini	434	0	0	0	14
Tanypodinae	644	0	0	0	0
Orthocladiinae	0	168	0	0	630
Muscidae	28	0	0	0	0
Psychodidae	0	28	14	0	0
Caenidae	84	0	0	0	0
Leptohyphidae	0	0	0	0	14
Gomphidae	14	0	0	0	14
Staphylinidae	0	14	0	0	0
Torridincolidae	14	0	0	0	0

Anexo 5. Resultados dos ensaios ecotoxicológicos nos sedimentos da bacia do rio Sorocaba.

NÚMERO DA AMOSTRA	P1	P2	P3	P4	P5
Toxicidade (<i>Hyalella</i>) 1:4	1,66	100	15	11,6	1,66
Toxicidade (<i>Hyalella</i>) peso seco (mg)	0,112	-	0,072	0,08	0,084
Toxicidade (<i>Hyalella</i>) 1:2	2,5	100	35	15	17,5
Toxicidade (<i>Hyalella</i>) peso seco (mg)	0,19	-	0,048	0,045	0,073

Anexo 6. Condições químicas da água do teste com *Hyaella azteca* realizadas com amostras de sedimento coletadas no rio Sorocaba, adotando a proporção 1:2.

Parâmetro unidade	PH (unidades de pH)		Condutividade μS/cm		OD mg/L	
Réplica	R1	R2	R1	R2	R1	R2
média	7,3	7,2	186,0	179,6	4,8	4,9
desvio padrão	0,1	0,1	15,6	9,2	1,0	0,7
Ponto 3						
média	3,7	3,6	100,8	94,4	2,9	2,8
desvio padrão	5,1	5,0	120,4	120,5	2,7	2,9
Ponto 4						
média	7,5	7,6	239,9	239,2	5,1	5,1
desvio padrão	0,1	0,2	40,1	37,1	1,3	1,6
Ponto 5						
média	7,5	7,6	239,9	239,2	5,1	5,1
desvio padrão	0,1	0,2	40,1	37,1	1,3	1,6

Anexo 7. Condições químicas da água do teste com *Hyaella azteca* realizadas com amostras de sedimento coletadas no rio Sorocaba, adotando a proporção 1:4.

Parâmetro unidade	PH (unidades de pH)			Condutividade mS/cm			OD mg/L		
Réplica	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3
Ponto 1									
média	7,2	7,2	7,3	195,2	182,4	184,1	5,0	5,0	4,8
desvio padrão	0,2	0,2	0,2	12,4	10,0	9,6	1,2	1,2	1,1
Ponto 3									
média	7,3	7,4	7,4	208,2	212,1	206,5	4,2	4,4	4,4
desvio padrão	0,2	0,4	0,4	9,1	13,9	10,2	1,3	1,6	1,4
Ponto 4									
média	7,3	7,3	7,3	196,7	192,5	192,6	4,5	4,5	4,3
desvio padrão	0,3	0,3	0,3	10,7	8,9	10,6	1,6	1,5	1,5
Ponto 5									
média	7,4	7,4	7,3	212,2	210,7	211,3	4,5	4,7	4,1
desvio padrão	0,1	0,1	0,1	17,6	19,6	18,5	1,4	1,2	1,0

EQUIPE TÉCNICA

Bióloga Mônica L. Kuhlmann (EAHC)

Bióloga Helena M. Watanabe (EAHC)

Farmacêutica-Bioquímica Rosalina P. A. Araújo (EAHE)

Biól. Marta C. Lamparelli (EAH)

COLABORADORES

- Técnicos dos setores EAXA, EAHC, EAHE, EAMM, EAMT, EAMP, EAAQ e EAAI, que trabalharam desde a coleta até a análise das amostras que geraram os dados deste trabalho.
- Estagiárias Fabiana Bonani e Adriana Ferreira, que participaram das coletas de amostras.
- Estagiária Karen Gonçalves Ikuta e bióloga Adriana Castilho Costa Ribeiro de Deus, que confeccionaram o mapa com a localização dos pontos de coleta.