

**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**

PROJETO: O.S. 41531000

“Atualização e aperfeiçoamento de metodologias analíticas.”

**Diagnóstico Ecológico de um Trecho do
Ribeirão dos Cristais.**

São Paulo

Abril/2005

DOCUMENTO

<i>Tipo</i>	<i>Data</i>	<i>Origem</i>	<i>N.º Página / V</i>	<i>N.º Mapas</i>
Relatório Técnico	04/04/05	EAHC	37	1

TÍTULO DO DOCUMENTO

Diagnóstico Ecológico de um Trecho do Ribeirão dos Cristais.

AUTOR RESPONSÁVEL

Assinatura / Carimbo / Data

AUTORES / ENTIDADES OU UNIDADES A QUE PERTENCEM

Biól. Mônica Luisa Kuhlmann (EAHC)
 Est. Júlia de Lima Krahenbuhl (EAHC)
 Biól. Mara Elisa Pereira Salvador (EAHC)
 Biól. Marcia Janete Coelho Botelho (EAHC)
 Biól. Marta Condé Lamparelli (EAH)
 Biól. Helena Mitiko Watanabe (EAHC)
 Est. Renan de Freitas Poli (EAHC)
 Farm. Bioq. Rosalina P. de A. Araújo (EAHE)
 Farm. Danielle Palma de Oliveira (ex-estagiária CETESB-EAM)
 Biól. Rita Cerqueira Ribeiro de Souza (ex-funcionária CETESB)

DOCUMENTO AUTORIZADO POR

Assinatura / Carimbo / Data

DOCUMENTO REVISADO

Assinatura / Carimbo / Data

CLASSIFICAÇÃO DE SEGURANÇA

- Externa Interna
 Reservada

PALAVRAS CHAVES

biomonitoramento, ribeirão dos Cristais, bentos, clorofila, perifíton, zooplâncton, ecotoxicidade, rio

CÓDIGO E TÍTULO DO PROJETO

41531000 - "Atualização e aperfeiçoamento de metodologias analíticas."

DISTRIBUIÇÃO INTERNA

Áreas / N.º de Cópias

EAM/1, EAH/1, EAHC/1, BIBLIOTECA/2

USO DA BIBLIOTECA

Classificação de Assunto

N.º Documento

Visto / Carimbo / Data

TÍTULO DO DOCUMENTO

Diagnóstico Ecológico de um Trecho do Ribeirão dos Cristais.

RESUMO

A sub-bacia do Ribeirão dos Cristais localiza-se na bacia do rio Tietê Alto - Zona Metropolitana (UGRHI 6) e deságua no rio Juqueri. As principais fontes potenciais de poluentes para a bacia são: povoaamentos humanos, incluindo o presídio Mário de Moura de Albuquerque, uma indústria de tingimento e uma galvanoplastia.

O estudo do local teve como objetivo realizar um diagnóstico ecológico de parte da bacia e avaliar se as fontes que têm comprometido o uso da água para abastecimento público, poderiam também estar prejudicando a biota aquática.

Para tal objetivo foram realizadas amostragens de água, sedimento e comunidades biológicas em 3 pontos de coleta: no Córrego do Cedro (P1), que serviu como referência, ou seja, foi considerado o local menos degradado; no Ribeirão dos Cristais, a jusante da saída do efluente da indústria de tingimento (P2) e a montante da tomada de água da ETA de Cajamar, em Jordanésia (P3). Nas amostras de sedimento para análise das comunidades bentônicas houve ainda captura de larvas de *Chironomus* para a avaliação de deformidade nesses organismos.

Com as diversas análises realizadas, concluiu-se que o trecho estudado da bacia do Ribeirão dos Cristais apresentou qualidade comprometida para a conservação da biota aquática, mesmo no ponto escolhido como referência. Essa má qualidade parece relacionada principalmente a alta carga de esgoto doméstico proveniente do presídio Mário de Moura de Albuquerque, mas há evidências da ação de contaminantes tóxicos, nos três pontos, incluindo o nitrogênio amoniacal, pelos resultados dos ensaios ecotoxicológicos, das comunidades e da relação clorofila a/feofitina a.

As deformidades observadas em mento de *Chironomus* não estão relacionadas ao efluente da indústria de tingimento. Porém este pode ter causado efeito deletério sobre as populações fitoplanctônicas.

OBSERVAÇÕES

Este estudo foi realizado em complementação ao Relatório Técnico CETESB “*Estudo da genotoxicidade de amostras da Bacia do Ribeirão dos Cristais.*” de 2005, ambos desenvolvidos no âmbito do projeto “**Atualização e aperfeiçoamento de metodologias analíticas.**” (O.S. 42351000/2003; 42052200/2004; 41531000/2005)



APRESENTAÇÃO

Esse relatório descreve os resultados e exhibe as conclusões e recomendações do diagnóstico ecológico de um trecho do Ribeirão dos Cristais, sendo fundamentado por análises de variáveis abióticas, microbiológica, ecotoxicológicas e das comunidades biológicas (zooplâncton, perifíton e bentos), relacionadas tanto ao compartimento água quanto ao sedimento. Este estudo foi realizado em complementação ao relatório “*Estudo da genotoxicidade de amostras da Bacia do Ribeirão dos Cristais.*”, ambos relacionados à atividade “Aplicação da técnica de HPTLC acoplada ao teste de Ames para identificação preliminar de compostos genotóxicos em amostras de água, sedimento e lodo”, do projeto “**Atualização e aperfeiçoamento de metodologias analíticas**” (O.S. 42351000/2003; 42052200/2004; 41531000/2005), coordenado pela Dra. Gisela de Aragão Umbuzeiro, gerente da Divisão de Toxicologia, Genotoxicidade e Microbiologia Ambiental da CETESB. Esse diagnóstico fez-se necessário face a constatação de genotoxicidade no efluente de uma indústria têxtil de tingimento, que diminuiu a qualidade das águas do ribeirão para o abastecimento público e apresentou potencial de prejuízos também a biota aquática local.



SUMÁRIO

	Pág.
INTRODUÇÃO	1
MATERIAL E MÉTODOS	3
RESULTADOS E DISCUSSÃO	12
CONCLUSÕES	28
RECOMENDAÇÕES	30
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	31
EQUIPE TÉCNICA E COLABORADORES	37



INTRODUÇÃO

A sub-bacia do Ribeirão dos Cristais localiza-se na bacia do rio Tietê Alto-Zona Metropolitana (UGRHI 6) e deságua no rio Juqueri. O Ribeirão dos Cristais é enquadrado na classe 3 do decreto estadual 10.755 de 22/11/1977 (São Paulo, 1977) e o uso de suas águas para o abastecimento público requer, pelo menos, tratamento convencional, segundo a resolução n.º 20 do CONAMA (Brasil, 1986) (usada no lugar do decreto estadual 8468/76, por esse último ser menos restritivo que a legislação federal) (CETESB, 2003b). A ETA Cajamar, que abastece a população de Cajamar (cerca de 60 mil pessoas), trata 340m³/h das águas do Ribeirão dos Cristais, pelos métodos de adição de soda cáustica, pré-cloração com cloro-gás, aplicação de polímero e flotação (Sato *et al.*, 2004).

As principais fontes potenciais de poluentes identificadas para a bacia são: povoaamentos humanos, incluindo a Penitenciária “Mário de Moura de Albuquerque”, uma (1) indústria de tingimento têxtil (náilon e poliéster) e uma (1) galvanoplastia.

Devido ao relato de problemas de operação da ETA relacionado à presença de espumas, feito pela SABESP à CETESB - distrito de Santana, no final de 1998 foi inserido um ponto de coleta no Ribeirão dos Cristais (CRIS 03400) na rede de monitoramento da CETESB, a montante da Estação de Tratamento de Águas (ETA) de Cajamar (CETESB, 1999).

De 1999 a 2003, o IQA indicou qualidade boa (CETESB, 2000, 2001, 2002, 2003b, 2004), mas variáveis como oxigênio dissolvido (OD), fósforo total, resíduo filtrável, alumínio, manganês, fenol, coliformes fecais e nitrogênio amoniacal têm ocorrido em concentrações não conformes com os limites para a classe 3 da Resolução CONAMA 20/86 (BRASIL, 1986), indicando lançamento de esgoto doméstico sem tratamento no ponto CRIS 03400. Além disto, resultados positivos periódicos do teste de Ames em amostras da água superficial têm também indicado presença de compostos orgânicos mutagênicos no local. Estudos posteriores e mais específicos relacionaram esses resultados com os efluentes da indústria de tingimento têxtil (UMBUZEIRO *et al.*, 2004).

O IAP (Índice de Abastecimento Público), inserido na rede em 2002, e que engloba a variável mutagenicidade, tem indicado qualidade péssima (CETESB, 2003b).

Apesar da classe 3 não prever proteção da vida aquática (BRASIL, 1986), a partir de 2002 esse local também começou a ser diagnosticado quanto a sua qualidade para a proteção da vida aquática pelo IVA (Índice de Proteção à Vida Aquática) e vem sendo considerado, em média, regular (CETESB, 2003b e 2004), embora em 2003 o diagnóstico com a comunidade



bentônica tenha indicado qualidade ruim (CETESB, 2004). Segundo o Índice de Estado Trófico (IET), o grau de trofia mudou de mesotrófico para eutrófico, nos anos de 2002 e 2003, respectivamente.

Em 2003 (CETESB, 2004), também foi avaliada a qualidade do sedimento no ponto de monitoramento da CETESB. Embora as concentrações de metais, organoclorados e PCBs determinadas nos sedimentos não tenham ultrapassado as concentrações de início de efeito, segundo critério estabelecido pelo Canadá (CCME, 2001), foi detectada toxicidade crônica através de bioensaio com organismos bentônicos. Estudos paralelos detectaram corantes específicos da indústria de tingimento de náilon e poliéster que podem estar relacionados aos efeitos observados.

Esse estudo teve como objetivo realizar um diagnóstico ecológico de parte da bacia do Ribeirão dos Cristais, por meio do estudo conjunto de diversas comunidades aquáticas, e avaliar se as fontes que têm comprometido o uso da água para abastecimento público, poderiam também estar prejudicando a biota aquática em questão.

MATERIAL & MÉTODOS

Em 30 de julho e 12 de agosto de 2003 foram executadas amostragens de água, sedimento e comunidades biológicas em três pontos de coleta, apontados no mapa 1.



Mapa 1. Área de estudo com a localização dos pontos de coleta. Imagem obtida em <http://natasrv/smanata/>

Ponto 1 (P1) ⇒ Córrego do Cedro, na Fazenda Serra dos Cristais, que serviu como referência, ou seja, foi considerado local menos degradado; coleta em 30/07/2003 (Foto 1).

Ponto 2 (P2) ⇒ Ribeirão dos Cristais, a jusante da saída dos efluentes da Penitenciária “Mário de Moura de Albuquerque” e da indústria de tingimento têxtil; coleta em 30/07/2003 (Foto 2).

Ponto 3 (P3) ⇒ Ribeirão dos Cristais, a montante da captação de água da ETA de Cajamar, em Jordanésia; coleta em 12/08/2003.



Foto 1 – Córrego do Cedro, na Fazenda Serra dos Cristais (Ponto 1).



Foto 2 – Ribeirão dos Cristais, na indústria de tingimento têxtil (Ponto 2).

VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS



Nos três pontos de amostragem foram coletadas, com auxílio de um balde de alumínio, amostras de água superficial para análise das variáveis: metais, nutrientes, corantes, turbidez e resíduos. A água de fundo foi coletada com o uso de uma garrafa do tipo van Dorn para análises de nitrogênio amoniacal, oxigênio dissolvido, temperatura e condutividade. Dados de temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade e pH, tanto para a água superficial quanto para a água de fundo, foram obtidos em campo com o uso de termômetro, oxímetro, condutivímetro e pHmetro, respectivamente.

Amostras de sedimento foram obtidas com pegador Ponar, nas margens deposicionais dos pontos de coleta, tendo sido composta de três subamostras para as variáveis metais, organoclorados, corantes e PCBs e, em triplicata, para granulometria e teor de resíduos.

A presença de corantes em água e sedimento foi avaliada pelo método do TLC (*Thin Layer Chromatography*). A extração das amostras líquidas foi feita por resina Amberlite XAD4 (Sigma), lavada três vezes com água ultra pura e três vezes com metanol de forma intercalada, sendo então colocado em Soxhlet com metanol por 48h. Colunas de cromatografia de 22mm por 350mm, com placa porosa e torneira de teflon foram preparadas com a resina previamente lavada. A proporção de resina utilizada foi: 1mL de resina/L de água bruta e 0,5mL de resina/L de água tratada. A extração foi realizada em pH natural da amostra e, então acidificada com HCl na proporção 1:1 (pH inferior a 2). O condicionamento das colunas para extração em pH natural foi feito com 1mL de metanol/mL de resina, 1mL de éter etílico/mL de resina e 2 mL de diclorometano/mL de resina. Para eluição desta coluna a seqüência de solventes foi 1mL de metanol/mL de resina e 4mL de diclorometano/mL de resina. No condicionamento da coluna para extração em pH ácido foram utilizados 1 mL de metanol/mL de resina, 1 mL de éter etílico/mL de resina e 2 mL de acetato de etila/mL de resina. Para a eluição foram utilizados 1mL de metanol/mL de resina e 4mL de acetato de etila. Os extratos foram concentrados em evaporador rotatório. O sedimento foi seco e triturado manualmente com auxílio de gral e pistilo e 30g foram transferidos para um béquer contendo 100mL de solução de metanol/diclorometano (1:2,5). Essa mistura foi ultrassonicada por 10 minutos e o sobrenadante transferido para um erlenmeyer. Esse procedimento foi repetido mais duas vezes. O sobrenadante foi concentrado em evaporador rotatório. 1mL de resina/L de água bruta.

A tabela 1 exhibe os métodos empregados nas outras análises físicas e químicas.

Tabela I. Metodologia empregada nas análises físicas e químicas da água e sedimento.

Parâmetros	Descrição da metodologia	Bibliografia
Água		
Chumbo total	Espectrometria de absorção atômica-forno de grafite (método 3113)	APHA-AWWA-WEF- 1998
Cobre total	Espectrometria ótica de emissão com plasma de argônio-ICP/OES (método 3120-B)	APHA-AWWA-WEF- 1998
Condutividade	Método condutivimétrico (método 2510)	APHA-AWWA-WEF- 1998
Cromo total	Espectrometria ótica de emissão com plasma de argônio-ICP/OES (método 3120-B)	APHA-AWWA-WEF- 1998
Ferro total	Espectrometria ótica de emissão com plasma de argônio-ICP/OES (método 3120-B)	APHA-AWWA-WEF- 1998
Fosfato orto solúvel	Colorimetria automática com molibdato de amônio e ácido ascórbico (método 4500-P, item F)	APHA-AWWA-WEF- 1998
Fósforo total	Colorimetria automática com molibdato de amônio e ácido ascórbico, após digestão ácida em meio sulfúrico (método 4500-P, ítems B e F)	APHA-AWWA-WEF- 1998
Manganês total	Espectrometria ótica de emissão com plasma de argônio-ICP/OES (método 3120-B)	APHA-AWWA-WEF- 1998
Níquel total	Espectrometria ótica de emissão com plasma de argônio-ICP/OES (método 3120-B)	APHA-AWWA-WEF- 1998
Nitrogênio amoniacal total	Colorimetria automática com salicilato de sódio	APHA-AWWA-WEF- 1998
Nitrogênio kjeldahl total	Colorimetria automática com salicilato de sódio, após digestão ácida em meio sulfúrico	APHA-AWWA-WEF- 1998
Nitrogênio nitrato total	Colorimetria automática com N (1-naftil) etilenodiamina e sulfanilamida, após redução em coluna de cádmio (método 4500-NO ₃ , ítem E)	APHA-AWWA-WEF- 1998
Nitrogênio nitrito total	Colorimetria automática com N (1-naftil) etilenodiamina e sulfanilamida (método 4500-NO ₂ , ítem B)	APHA-AWWA-WEF- 1998
Resíduo fixo	Gravimetria (método 2540)	APHA-AWWA-WEF- 1998
Resíduo total	Gravimetria (método 2540)	APHA-AWWA-WEF- 1998
Resíduo volátil	Gravimetria (método 2540)	APHA-AWWA-WEF- 1998
Turbidez	Método turbidimétrico (método 2130)	APHA-AWWA-WEF- 1998
Zinco total	Espectrometria ótica de emissão com plasma de argônio-ICP/OES (método 3120-B)	APHA-AWWA-WEF- 1998
Alumínio total	Espectrometria ótica de emissão com plasma de argônio-ICP/OES (método 3120-B)	APHA-AWWA-WEF- 1998
Arsênio total	Espectrometria de absorção atômica-forno de grafite (método 3113)	APHA-AWWA-WEF- 1998
Cádmio total	Espectrometria de absorção atômica-forno de grafite (método 3113)	APHA-AWWA-WEF- 1998
Mercúrio total	Espectrometria de absorção atômica com geração de vapor frio (método 3112)	APHA-AWWA-WEF- 1998
Sedimento		
Metais	Procedimentos de análises baseados nos métodos 3051 (USEPA-SW 846) e 3111 (APHA)	APHA-AWWA-WEF- 1998 USEPA –1994



Resíduos	Procedimentos de análises baseados nos métodos USEPA - SW 846	USEPA – 1986
Organoclorados	Método de análise segundo USEPA-Método 8081B	USEPA – 1998
Umidade	Procedimentos de análises baseados nos métodos USEPA – SW 846	USEPA – 1986
PCBs	Método de análise segundo USEPA 8082	USEPA – 1998
Granulometria	Método de análise segundo norma CETESB L6.160/95	CETESB – 1995

As concentrações obtidas também foram comparadas com limites de preservação para a vida aquática estabelecidos no Canadá (CCME, 2001 e 2002), já que os limites da resolução CONAMA/86 para a maioria das substâncias que consideram a preservação da vida aquática, mesmo para as classes 1 e 2, admitem valores muito superiores a estes. Os limites canadenses são mais restritivos pois consideraram aspectos ecotoxicológicos quando do seu estabelecimento.

TOXICIDADE

Foram realizados testes de toxicidade crônica com *Ceriodaphnia dubia*, segundo ABNT – NBR 13373 (1995) em amostras de água superficial obtidas com o auxílio de um balde de alumínio.

Amostras compostas de sedimento foram obtidas com o pegador Ponar. Com estas amostras foram realizados testes de toxicidade com *Hyalella azteca* com a duração de 10 dias, segundo o método descrito pela ASTM (2000), com algumas modificações quanto à renovação de água (três vezes por semana ao invés de diária) e a razão sedimento e água (1:4 ao invés de 1:2).

CLOROFILA

As amostras para determinação das concentrações de clorofila *a* e feofitina *a* foram coletadas em duplicata na superfície dos 3 pontos de coleta, as quais foram acondicionadas em frascos âmbar de 1L e transportadas sob refrigeração. No laboratório, esse material foi filtrado em prazo máximo de 24 horas. O material retido no filtro foi extraído em acetona 90%, sendo determinado os teores de clorofila *a* e feofitina *a* por método espectrofotométrico descrito na Norma Técnica L5.306 (CETESB, 1990).

Tendo em vista os altos valores de clorofila *a* obtidos no ponto em frente à indústria de tingimento, foram realizadas análises adicionais desta variável, em novembro de 2003, a aproximadamente 6 metros a montante e a 4 metros a jusante da saída do efluente da indústria e



no canal de lançamento do efluente, com o objetivo de se verificar a influência deste lançamento no procedimento analítico e nas comunidades fitoplanctônicas.

IVA – Índice de Qualidade de Água para a Proteção da Vida Aquática

O IVA tem o objetivo de avaliar a qualidade das águas para fins de proteção da fauna e flora em geral, diferenciando-se, portanto, de um índice para a avaliação da água para consumo humano e recreação de contato primário. O IVA leva em consideração a presença e concentração de contaminantes químicos tóxicos, seu efeito sobre os organismos aquáticos (toxicidade) e dois dos parâmetros considerados essenciais para a biota (pH e oxigênio dissolvido), parâmetros esses agrupados no IPMCA – Índice de Parâmetros Mínimos para a Preservação da Vida Aquática –, bem como o IET – Índice do Estado Trófico de Carlson modificado por Toledo Jr. Desta forma, o IVA fornece informações não só sobre a qualidade da água em termos ecotoxicológicos, como também sobre o seu grau de trofia (CETESB, 2003b).

O cálculo do IVA foi realizado segundo o Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo (CETESB, 2003b).

BENTOS

Amostras de sedimento para análise das comunidades bentônicas, foram coletadas em triplicatas, com pegadores do tipo Petit Ponar (232 cm²), nas margem deposicionais dos pontos de coleta localizados no córrego do Cedro e no ribeirão dos Cristais (a jusante da indústria de tingimento e a montante da ETA de Cajamar). Para a captura de larvas de *Chironomus*, para a avaliação de deformidade, foram instalados dois substratos artificiais do tipo cesto preenchido com pedra de brita, em cada ponto de coleta, os quais foram deixados em campo por 13 dias. A fixação e o preparo das amostras seguiram a Norma Técnica L5.309 (CETESB, 2003a).

Os organismos bentônicos foram identificados até família para a maioria dos táxons, exceto para Chironomidae, em que atingiu-se nível de sub-famílias e tribos. Na identificação dos organismos foram utilizadas as chaves de PENNAK (1989), THORP e COVICH (1991), LOPRETTO e TELL (1995, tomos II e III) e MERRITT e CUMMINS (1996).

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. **Razão Tubificinae sem queta capilar/total de Oligochaeta** (T/O) (PARELE e ASTAPENOK apud SLEPUKHINA, 1984).
5. **Riqueza de taxa sensíveis** (Ssens), em que foram considerados sensíveis as famílias de Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera e o gênero *Stempellina* de Chironomidae-Tanytarsini .

Para o diagnóstico, estes descritores foram fundidos em um índice multimétrico (Índice da Comunidade Bentônica para rios – ICB_{RIO}), como se segue:

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

CLASSE	PONTO	S	DOM	H'	T/O	Ssens
PÉSSIMA	5	AZÓICO				
RUIM	4	< 4	> 75	≤ 1,00	> 0,75	0
REGULAR	3	4 – 8	50 - ≤ 75	> 1,00 - ≤ 1,50	0,50 - ≤ 0,75	1
BOA	2	9 – 12	> 25 - < 50	> 1,50 - ≤ 2,50	> 0,25 - < 0,50	2
ÓTIMA	1	> 12	0 - ≤ 25	> 2,50	0 - ≤ 0,25	3

Para o cálculo do ICB_{RIO}, o valor final, que gera o diagnóstico ou a classificação final da qualidade do habitat, será simplesmente a média aritmética do “ranking” dos índices parciais.

Além disso, 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). Essas deformidades são geralmente usadas para representar uma consequência da exposição desses indivíduos a poluentes presentes no sedimento (SERVIA et al., 2000), mostrando-se adequada como medida *in situ* de efeitos crônicos de contaminantes (KUHLMANN et al., 2000). Uma nova coleta para análise dessa variável foi realizada em 29/06/2004 em um ponto à montante e outro à jusante da indústria de tingimento, seguindo as localizações da segunda coleta de clorofila.

Nesse diagnóstico foi considerada incidência natural de deformidades na população valores de até 3%, como citado em literatura (BURT et al., 2003)

A presença de corantes na biomassa de organismos bentônicos foi estimada nos pontos 2 e 3. No ponto 1, essa análise não foi possível pela baixa biomassa obtida. Para essa análise os organismos foram congelados, pesados e triturados manualmente com gral e pistilo. A amostra proveniente do ponto 2 (aproximadamente 11g) foi extraída com 20mL de diclorometano e 10mL de metanol, mantidos em ultrassom por 15 minutos. Para o ponto 3 (aproximadamente



18g), foram utilizados 40mL de diclorometano e 20mL de metanol e ultrassonicadas por 15 minutos.

PERIFÍTON

Foram coletadas amostras de substratos naturais (folhas, galhos e pedras), em três réplicas cada, e de substratos artificiais (lâminas de vidro). Os substratos artificiais permaneceram expostos por 13 dias.

Os substratos foram raspados com auxílio de pincel e escova de dente macia e armazenados em frascos de 150 mL sendo preservados com lugol. Foi calculada a área de cada substrato. Folhas e pedras foram desenhadas e calculou-se a área com auxílio de medidor de área. Para galhos e lâminas calculou-se a área com base na figura geométrica mais próxima, respectivamente cilindro e retângulo.

Subamostras de 2mL do material raspado foram observadas em câmaras de Utermöhl para verificação da percentagem de células mortas. Subamostras de 30mL do material raspado foram submetidas a oxidação pelo método de Hasle & Fryxell (1970), que utiliza ácido sulfúrico e permanganato de potássio, modificado, pela utilização da proporção de ácido: água de 1:2 no lugar de 1:1.

Com o material oxidado foram confeccionadas lâminas permanentes montadas em Naphrax.

As lâminas foram observadas em microscópio sob aumento de 630x para verificação de percentagem de células anormais (teratogênicas).

Também foi realizada uma avaliação da composição de espécies.

ZOOPLÂNCTON

A vazão do Ribeirão dos Cristais foi estimada inicialmente em 340m³/h e o trecho estudado apresenta aproximadamente 6Km de extensão. Tendo em vista o rápido deslocamento da massa d'água entre os pontos 1 e 3 (aproximadamente 10h), o qual não propicia o desenvolvimento de uma comunidade zooplânctônica específica do trecho em questão, foram coletadas amostras de zooplâncton somente no ponto inicial e final deste trecho (pontos 1 e 3).



O objetivo foi, então, verificar qual a quantidade de organismos presentes em suspensão (se baixa ou alta) e a presença/ausência de alterações morfológicas decorrentes do contato com efluentes potencialmente tóxicos/mutagênicos.

Para tanto, foram obtidas amostras da comunidade zooplanctônica com trampa de Schindler-Patalas (capacidade de 30 litros e malha de 63 μm), em toda a coluna d'água (profundidades locais entre 0,5 e 1,0m) e em duplicatas de 120 litros cada uma delas.

Após a coleta, os organismos foram anestesiados com água gasosa (cerca de 15 minutos), fixados e conservados em solução neutralizada de formaldeído 4%.

Em laboratório, as amostras foram coradas com Rosa-de-Bengala por 24h e as réplicas de cada ponto de coleta foram integradas em um único recipiente graduado. Sob microscópio composto (aumentos de 63 a 1.000 vezes) e binocular (aumentos de 51 a 100 vezes), foram analisadas 3 subamostras de 1 mL, que foram retiradas com uma pipeta sorológica de ponta cortada (4mm de diâmetro). Em cada subamostra, com no mínimo 100 organismos, foi feita a contagem e identificação dos grupos mais abundantes; os grupos que não foram registrados na subamostragem, foram contados na análise da amostra total e os resultados expressos em organismos/ m^3 .

RESULTADOS E DISCUSSÃO

PARÂMETROS FÍSICOS /QUÍMICOS

Na Tabela II estão apresentados os resultados das determinações realizadas nas amostras de água. Esses resultados foram comparados com os limites para a proteção da vida aquática baseados em CCME (2002).

Tabela II. Resultados das variáveis das águas superficial e de fundo.

VARIÁVEIS	PONTOS		P1	P2	P3
	CONAMA 20/86 classe 3	Limites para a vida aquática ^{\$}			
Transparência (m)			total	total	0,6
Temperatura Água (°C)			18,5	18,8	14,3
Temperatura Ar (°C)			21	22	22
Velocidade da água (m/s)			0,18	0,30	0,19
pH	6 – 9	6,5 – 9	7,1	7,1	6,7
OD (mg/L)	≥ 4	5,5-9,5	8	5,7	6,6
Condutividade (µS/cm)			47,6	305	99,5
Coliformes.Fecais (UFC/100mL)			43	5,00E+04	36/3500 [#]
Clorofila <i>a</i> (µg/L)			4,01	53,46	4,28
Feofitina <i>a</i> (µg/L)			1,98	0	10,51
Alumínio total (mg/L)	0,1	0,1	0,45	0,44	0,29 [#]
Arsênio total (mg/L)	1	0,005	<0,002	<0,002	NR
Cádmio total (mg/L)	0,01	0,000017	<0,0001*	<0,0001*	<0,005 ^{#*}
Chumbo total (mg/L)	0,05	0,001 (CaCO ₃ = 0 – 60mg/l)	0,01	0,01	<0,10 ^{#*}
Cobre total (mg/L)	0,5	0,002 (CaCO ₃ = 0 – 120mg/l)	<0,01*	0,01	<0,01 ^{#*}
Cromo total (mg/L)	0,05	0,001 (hexavalente)	<0,01*	<0,01*	<0,01 ^{#*}
Ferro total (mg/L)	5 (solúvel)	0,3	1,29	1,21	1,83 [#]
Manganês total (mg/L)	0,5		0,14	0,06	0,2 [#]
Mercúrio total (mg/L)	0,002	0,0001	<0,0005*	<0,0005*	<0,0001 [#]
Níquel total (mg/L)	0,025	0,025 (CaCO ₃ = 0 - 60mg/l)	<0,02	<0,02	<0,02 [#]
Zinco total (mg/L)	5	0,03	0,02	0,06	0,03 [#]
Fosfato orto solúvel (mg/L)			<0,007	0,01	0,06 [#]
Fósforo total (mg/L)	0,025		0,02	0,60	0,13 [#]



COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL

Nitrogênio amoniacal total (mg/L)	1		0,15	5,37	0,95 [#]
Nitrogênio Kjeldahl total (mg/L)			1,08	7,74	1,80 [#]
Nitrogênio nitrato total (mg/L)	10		<0,20	1,66	0,75 [#]
Nitrogênio nitrito total (mg/L)	1	0,06	0,03	1,93	0,01 [#]
Corantes©			Ausência	Presença	Presença
Resíduo Fixo (mg/L)			48	180	105 [#]
Resíduo Volátil (mg/L)			44	96	47 [#]
Resíduo Total (mg/L)			92	276	152 [#]
Turbidez (UNT)	≤100		4,3	19,5	10 [#]
ÁGUA FUNDO					
Profundidade (m)			0,7	0,5	1
Temperatura Água (°C)			18,3	18,8	13,8
OD (mg/L)	≥ 4	5,5-9,5	7,9	5,6	6,5
Condutividade (µS/cm)			43,9	298	99,7
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	1		0,12	5,04	0,88

[§] = limites para a proteção da vida aquática baseados em CCME, 2002.

[#] = dados da rede de monitoramento. Coleta em 03/07/2003.

* = Limite de Detecção (L.D.) > limite de proteção para a vida aquática

NR = não realizado

© análises qualitativas dos corantes e outros compostos relacionados à indústria de tingimento (ex.: aminas aromáticas) estão apresentados no relatório CETESB 2005b.

Em termos da legislação brasileira, das variáveis levantadas neste estudo, apenas aquelas relacionadas à carga de nutrientes superaram os valores limite da resolução CONAMA 20/86 para a classe 3: fósforo total, nos pontos 2 e 3; nitrogênio amoniacal, tanto na água superficial quanto na água de fundo, no ponto 2; e nitrito no ponto 2. Para a avaliação relativa à preservação da vida aquática utilizou-se limites estabelecidos no Canadá (CCME, 2001 e 2002), que são mais específicos, e mais restritivos.

Os dados de água (Tab. II) mostraram que o ponto 1 foi em geral o melhor de todos, podendo ser considerado o ponto referência local. Neste local, apenas a concentração de chumbo (Pb) ultrapassou o limite de início de efeito tóxico estabelecido pela CCME (2002), tendo sido obtidos os menores valores para variáveis como condutividade, turbidez, resíduos, nutrientes, outros metais, coliformes, clorofila *a* e ausência de corantes e o maior valor para oxigênio dissolvido.

Os dados de velocidade da água e profundidade mostram que o ponto 2 foi o ambiente mais dinâmico e raso, o que talvez tenha contribuído para a manutenção de níveis regulares de oxigênio dissolvido, apesar da alta carga orgânica, de origem fecal, devido à presença de um presídio a montante. Esse local foi o que apresentou os maiores valores de turbidez e condutividade e concentrações de chumbo, cobre, zinco e nitrito ultrapassando o limite para a



COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL

prevenção da vida aquática estabelecido pela CCME (2002), além da presença de corantes. A turbidez nesse ponto pode estar sendo causada por corantes ou sólidos, suspensos ou dissolvidos. A concentração de nitrogênio amoniacal de 5,04 mg/l observada na água de fundo, sob temperatura de 18,8°C e pH 7,1 pode causar efeito deletério sobre alevinos de peixes (<http://h2osparc.wq.ncsu.edu/info/nh3.html>).

Com relação às variáveis de qualidade de água, o ponto 3 pode ser considerado intermediário, sem ter apresentado, com exceção de alumínio e ferro, metais em concentrações superiores aos limites de início de efeito tóxico. Mas, como o ponto 2, apresentou corantes.

Na Tabela III estão apresentados os resultados das determinações realizadas nas amostras de sedimentos. Esses resultados foram comparados com os limites para a proteção da vida aquática baseados em CCME (2001, 2002).

Tabela III. Resultados das variáveis do sedimento.

VARIÁVEIS	PONTOS	P1	P2	P3
SEDIMENTO	Limites para a vida aquática^{\$}			
Profundidade (m)		< 1	< 1	1
pH		NR	NR	6,9
Alumínio (µg/g)		4,03E+03	3,74E+03	3,46E+03
Arsênio (µg/g)	6,0 - 33,0	0,80	<0,20	0,25
Cádmio (µg/g)	0,6 - 3,5	<0,35	<0,35	<0,35
Chumbo (µg/g)	35 - 91,3	<25	<25	<25
Cobre (µg/g)	35,7 - 197	11,1	12,7	11,7
Cromo (µg/g)	37,3 - 90	18,8	19,4	17,6
Ferro (µg/g)	2100 - 4380	2,21E+04	1,12E+04	1,07E+04
Manganês (µg/g)		644	56,6	187
Mercúrio (µg/g)	0,17 - 0,486	<0,10	<0,10	<0,10
Níquel (µg/g)	16 - 33	<3,50	<3,50	<3,50
Zinco (µg/g)	123 - 315	15,3	62,1	44,3
PCBs (µg/Kg)	34,1- 277	NR	NR	ND
Aldrin (µg/Kg)	0,002 - 0,42	NR	NR	ND
Chlordane (µg/Kg)	0,007 - 0,06	NR	NR	ND
DDE (µg/Kg)	1,42 - 6,75	NR	NR	ND
DDT (µg/Kg)	1,19 - 4,77	NR	NR	ND
Dieldrin (µg/Kg)	0,002 - 0,91	NR	NR	ND
Endrin (µg/Kg)	0,003 - 1,3	NR	NR	ND
Heptachlor (µg/Kg)	0,0003 - 0,01	NR	NR	ND
Heptachlor epóxido (µg/Kg)	0,0003 - 0,01	NR	NR	ND
Lindane (µg/Kg)	0,94 - 1,38	NR	NR	ND



COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL

Corantes		Ausência	Presença	Presença
Resíduo Fixo (%)		94,17	92,0	93,77
Resíduo Volátil (%)		5,83	8,0	6,23
Resíduo Total (%)		48,83	48,2	54,27
Umidade (%)		51,17	51,8	45,73
Granulometria – Diâmetro Médio (Φ)		4,28	5,61	6,64
Classificação granulométrica		Silte arenoso a areia siltica	Siltoso a silte arenoso	Siltoso a argilo siltoso

\$ = limites de proteção para a vida aquática baseados em: CCME (2001); SMITH et al., 1996; RIC (1998). Primeiro número = início de efeito; segundo = efeito severo

ND = não detectado

NR = não realizado

Os dados de granulometria, resíduos e teor de umidade (Tab. III) mostraram semelhanças físicas entre os três pontos de coleta, tornando-os comparáveis. Nenhum contaminante em sedimento, com exceção do ferro, ultrapassou os limites de início de efeito, mas foi observada presença de corantes nos pontos 2 e 3.

O resultado de chumbo na água superficial do ponto 1 pode indicar a presença de uma fonte desse metal a montante do local, já que no ponto 2 também foi observada tal contaminação. Porém, como não ocorreram concentrações elevadas de Pb no sedimento, é provável que esse metal não tenha permanecido tempo suficiente na água para que sua deposição ocorresse a longo prazo, podendo ter sido oriundo de um despejo momentâneo.

TOXICIDADE

Tabela IV. Resultados dos ensaios ecotoxicológicos realizados com amostras de água e sedimento coletadas na bacia do Ribeirão dos Cristais.

VARIÁVEIS	P1	P2	P3
ÁGUA DE SUPERFÍCIE			
Toxicidade (<i>Ceriodaphnia</i>)	CRÔNICO	NT	NT [#]
SEDIMENTO			
Toxicidade (<i>Hyalella</i>)	NT	AGUDO	SUBLETAL

NT = Não tóxico

dados da rede de monitoramento. Coleta em 03/07/2003

No ponto 1 foi registrado efeito crônico para *Ceriodaphnia dubia* (Tab. IV), que não foi relacionado a nenhum contaminante avaliado (Tab. II). Desses, apenas o chumbo ultrapassou o limite para a preservação de vida aquática estabelecido pelo Canadá CCME (2001) (0,001mg/L),



porém, segundo JOP et al. (1995), apenas concentrações de chumbo acima de 0,051 mg/L poderiam causar efeito crônico para *Ceriodaphnia dubia*.

No ponto 2, não foi detectada toxicidade para o organismo planctônico, mas houve efeito agudo para organismo bentônico *Hyalella azteca* (Tab. IV). Esse resultado pode estar relacionado com a presença de algum contaminante não analisado no sedimento, já que nenhum dos avaliados apresentou concentração superior aos limites de início de efeito, ou com a presença de corantes. Na água superficial, chumbo, cobre e zinco ultrapassaram os limites para a preservação da vida aquática (CCME, 2001).

Nas amostras de sedimento do ponto 3, foi detectado efeito subletal, ou seja, no crescimento do organismos-teste (para *Hyalella azteca*) (Tab. IV). Neste ponto não foi observado nenhum contaminante no sedimento em concentrações superiores aos limites de início de efeito mas, na água, o zinco ultrapassou os limites para a preservação da vida aquática (CCME, 2001).

CLOROFILA

A clorofila *a* é um dos parâmetros usados na determinação do estado trófico ou grau de eutrofização de ambientes aquáticos, sendo, portanto, importante nos estudos dos efeitos deletérios da poluição orgânica ou industrial, determinando a tendência da qualidade das águas. A medida de pigmento fotossintetizante indica o estado fisiológico do fitoplâncton, através da relação clorofila *a*/ feofitina *a*, sendo normalmente encontrada uma relação 2:1, entre essas variáveis.

No ponto 1, córrego do Cedro, as concentrações de clorofila *a* e feofitina *a* foram baixas (4,01 e 1,98 µg/L)(Tab. II), características de ambiente lóticos e indicando estado mesotrófico.

No ponto 2, ribeirão dos Cristais, em frente à indústria de tingimento, a concentração de clorofila *a* foi alta para ambientes lóticos (53,46 µg/L)(Tab. II), indicando ambiente eutrofizado, segundo o limite estabelecido por VOLLENWEIDER (apud TOLEDO Jr. et al.,1983), de 10µg/L.

No ponto 3, captação de Cajamar, os valores de clorofila *a* e feofitina *a* foram 4,28 e 10,51µg/L, respectivamente (Tab. II). Esse resultado, com valores de feofitina *a* superiores aos de clorofila *a*, revela estado fisiológico ruim da comunidade planctônica, com células degradadas, provavelmente devido ao lançamento de efluentes da Penitenciária “Mário de Moura de Albuquerque” (esgoto) e da indústria de tingimento têxtil (corantes, principalmente).

Diante do diagnóstico do ponto 2, uma investigação mais aprofundada foi realizada, em novembro de 2003, no rio, a montante e a jusante da indústria de tingimento e no efluente dessa. A figura 1 apresenta esses resultados.

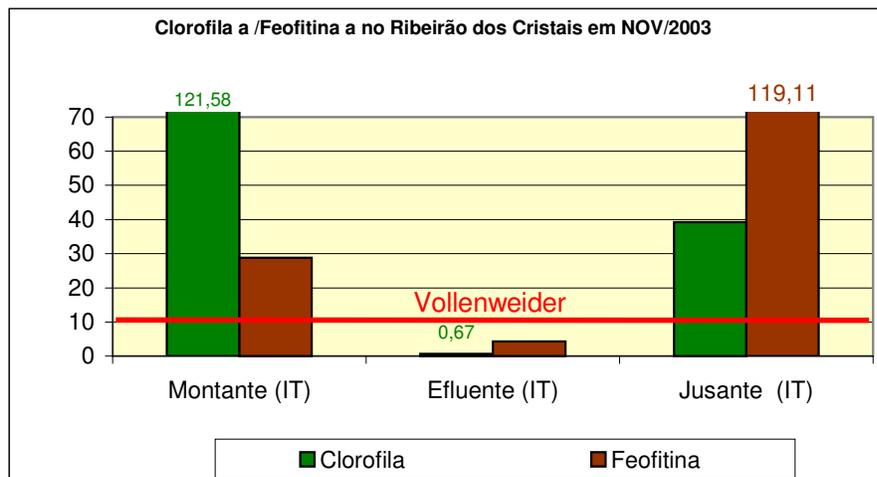


Figura 1. Resultados de clorofila *a* e feofitina *a* a montante, no efluente e a jusante da indústria de tingimento (IT) localizada no ponto 2.

As concentrações médias de clorofila *a*, a montante e a jusante da indústria, continuaram a detectar a condição eutrofizada do corpo d'água (Fig. 1).

Os valores altos de clorofila *a* e feofitina *a* obtidos a montante do efluente da indústria de tingimento (Fig. 1), devem-se provavelmente ao aporte de esgoto proveniente do prédio, que é lançado neste corpo d'água, sem qualquer tratamento prévio.

Os resultados de clorofila *a* para o efluente, estiveram abaixo do limite de detecção do método, já os resultados de feofitina *a* foram representativos somente em uma das coletas. Para melhor interpretar essa possível interferência, seria necessário uma avaliação da composição do efluente.

Os valores de clorofila *a* à jusante da indústria de tingimento foram inferiores aos resultados à montante (Fig. 1), porém ainda elevados para um ambiente lótico. Essa diferença deve-se provavelmente ao aumento da vazão provocada pela entrada do efluente. Por outro lado, os teores de feofitina *a* aumentaram consideravelmente, indicando possível efeito deletério do efluente sobre as populações fitoplanctônicas.



COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL

No ponto 1, o cálculo do IVA indicou qualidade regular do ambiente, tendo sido influenciado, principalmente, pela toxicidade crônica detectada em *Ceriodaphnia dubia*, já que o $IET_{(P/CI)}$ resultou em estado oligotrófico (42,22).

O ponto 2, pelo IVA, foi caracterizado como ruim em relação à preservação da vida aquática. A concentração elevada de clorofila *a* (53,46µg/L) e fósforo total (0,60mg/L) contribuíram para esse resultado, indicando ambiente hipereutrofizado ($IET_{(P/CI)} = 79,74$).

No ponto 3 como no ponto 1, o cálculo do IVA indicou qualidade regular do ambiente, porém foi o grau de trofia que influenciou esse resultado ($IET_{(P/CI)} = 55,27 =$ eutrófico).

Pelo índice de proteção à vida aquática (IVA) a qualidade do trecho estudado da bacia do Ribeirão dos Cristais não favorece o desenvolvimento da biota aquática.

BENTOS

Os diagnósticos de qualidade a partir dos dados da comunidade bentônica estão apresentados no quadro a seguir.

	P1	P2	P3
ICB _{RIO}			

LEGENDA:
 REGULAR RUIM

No ponto 1 este diagnóstico indicou qualidade regular. A figura 2 mostra que a comunidade estava relativamente diversificada, principalmente comparando-se com os outros pontos estudados, mas foi dominada por organismos tolerantes à poluição (tubificíneo sem queta capilar, que apresenta grau de tolerância máximo à poluição) (BARBOUR et al., 1997; MANDAVILLE, 2002). Organismos menos tolerantes também foram encontrados, como Chironomini, Orthoclaadiinae e Tanytarsini (segundo BARBOUR et al., 1997), mas nenhum indicador de ambiente livre ou com baixo nível de impacto (famílias de Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera e o gênero *Stempellina*) ocorreu, o que demonstrou que essa comunidade não poderia ser considerada referência em uma avaliação geral de qualidade, mas apenas dentro do universo de locais estudados nesse projeto.

Verdadeiras referências, como o rio Tietê no município de Biritiba Mirim, por exemplo, alcançam valores de riquezas superiores a 30, bem além do 12 encontrado no córrego do Cedro.

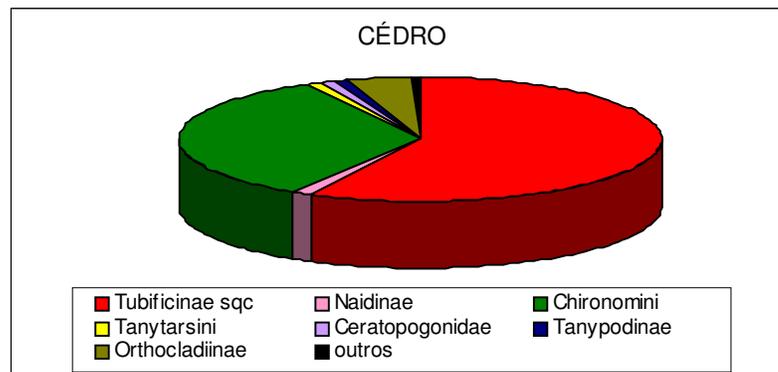


Figura 2. Estrutura da comunidade bentônica do Córrego do Cedro (Ponto 1).

O diagnóstico pela comunidade bentônica no Ribeirão dos Cristais, a jusante da saída do efluente da indústria de tingimento (P2), indicou qualidade regular, semelhante ao Córrego do Cedro. A densidade total de organismos foi a mais alta dos três pontos analisados, porém a riqueza foi a menor ($S=7$). A comunidade desse ponto apresentou em maior número, tubificíneos sem queta capilar e organismos da subfamília Naidinae, ambos altamente tolerantes à poluição (JOHNSON et al., 1993; PATRICK; PALAVAGE, 1994; BARBOUR et al., 1997; MANDAVILLE, 2002), e as populações medianamente tolerantes, que ocorriam no Córrego do Cedro, desapareceram. Essa estrutura (Fig. 3) indica um ambiente eutrofizado, apresentando um aumento de poluição orgânica em relação ao Córrego do Cedro. O aumento de oligoquetos resulta de um aumento da quantidade de matéria orgânica disponível (fato observado pelo maior índice de resíduo volátil, neste ponto). Também houve um considerável aumento de Chironomini.

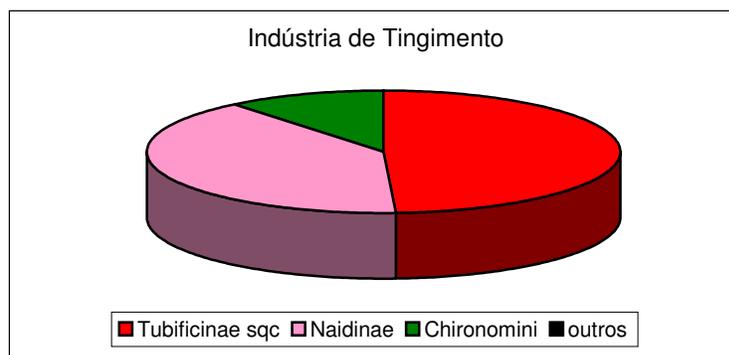


Figura 3. Estrutura da comunidade bentônica no ponto 2 (indústria de tingimento).

No ponto 3, o diagnóstico pelo bentos indicou qualidade ruim. Analisada a estrutura da comunidade bentônica (Fig. 4), observou-se uma dominância de tubificíneos sem queta capilar, altamente tolerantes à poluição (BARBOUR et al., 1999). Houve um valor significativo de Aelossomatidae, tubificíneos com queta capilar e Sphaeriidae, todos considerados tolerantes à poluição (JOHNSON et al., 1993; PATRICK; PALAVAGE, 1994; BARBOUR et al., 1997; MANDAVILLE, 2002). Também nesse local, organismos medianamente sensíveis desapareceram. Além disso, a população de *Chironomus*, altamente tolerante e que ocorreu densamente na indústria de tingimento (P2), desapareceu, indicando a ocorrência de condições desfavoráveis ao seu estabelecimento e desenvolvimento, mostrando um efeito deletério ao longo do curso do rio entre a indústria de tingimento e a ETA.

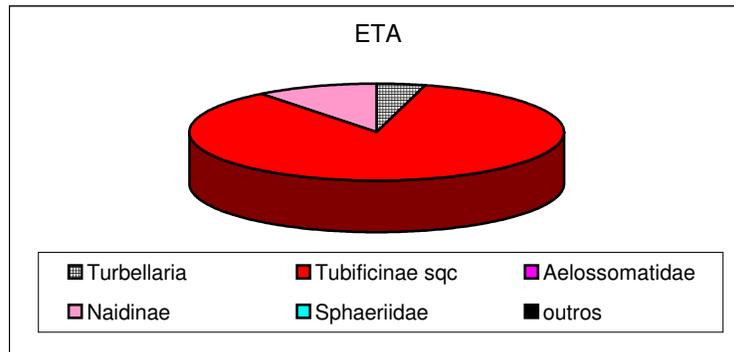


Figura 4. Estrutura da comunidade bentônica do ponto 3 (ETA).

Portanto, em relação aos três pontos analisados percebeu-se um gradiente decrescente de qualidade de água, analisado com base nas comunidades bentônicas e análise química do sedimento e da água. Apesar do índice multimétrico ter indicado tanto o Córrego do Cedro quanto o ribeirão dos Cristais (indústria de tingimento) como regulares, o primeiro apresentou melhor qualidade que o segundo, indicada pela presença de organismos medianamente sensíveis à poluição. A dominância de tubificíneos sem queta capilar deve ter influenciado o índice para classificar o Córrego do Cedro como regular. No caso do ponto 2 observou-se uma qualidade não favorável à vida aquática, já que a comunidade compôs-se de organismos tolerantes à poluição.

O bentos do ponto 3 (ETA de Cajamar), também só apresentou organismos tolerantes à poluição em sua composição, ocorrendo o desaparecimento, inclusive de populações tolerantes, como as larvas do gênero *Chironomus* e alta dominância de tubificíneos sem queta capilar.



Dados posteriores, de junho de 2004 (CETESB, 2005), manteve o diagnóstico ruim de qualidade para a comunidade bentônica, mesmo com a ocorrência do gênero *Chironomus*.

Mesmo tendo um número pequeno de larvas de *Chironomus* analisadas (N=20) no Córrego do Cedro, a deformidade no mento não foi observada.

No ponto 2, parte das larvas de *Chironomus* apresentou deformidade no mento (5% em 317 larvas); porém, a frequência observada não foi considerada muito elevada, estando um pouco acima daquela considerada normal (3%). A segunda coleta para avaliação de deformidade, a montante e a jusante da saída dos efluentes da indústria de tingimento, resultou em valores de $4,46 \pm 0,46\%$ e $2,15 \pm 1,30\%$, respectivamente. Ou seja, os valores inferiores a jusante, mostram que o efluente da indústria de tingimento não poderia ser considerado responsável pela deformidade observada no mento de *Chironomus*.

Já no ponto 3, a ausência dessas larvas impossibilitaram essa análise, confirmando que este local representa a qualidade de água menos favorável dos pontos analisados. Na coleta da rede de monitoramento de 2004 (CETESB, 2005) foi possível efetuar essa análise, embora com número de larvas aquém da ideal (N = 40). A frequência de deformidade em mento de *Chironomus* observada foi bastante elevada (30%) e, embora não conclusivo, esse resultado levantou um alerta para a possibilidade da presença de contaminantes de ação teratogênica.

A maioria dos estudos de deformidade de quironomídeos relaciona a frequência e o local das anomalias morfológicas com efeitos crônicos promovidos por contaminantes inorgânicos (metais) e orgânicos (PCBs, PAHs e pesticidas) no sedimento (KUHLMANN et al., 2000). Porém, nos únicos dois pontos em que foi possível realizar essa avaliação (Córrego do Cedro e Ribeirão dos Cristais – indústria de tingimento), não foram detectados níveis altos de contaminantes. O fato da deformidade ter sido constatada em frequência ligeiramente acima da considerada normal pode ser explicado por outras substâncias que não foram analisadas e até mesmo pela carga de esgoto doméstico detectada.

Foram obtidos resultados negativos na análise qualitativa da presença de corantes na biomassa de organismos bentônicos, tanto no ponto 2 quanto no ponto 3. Esses resultados poderiam indicar que esses compostos não chegariam a ser incorporados nos tecidos desses organismos. No entanto, a absorção celular foi observada em célula bacteriana (G.A. UMBUZEIRO, com. pess.), tornando possível que um processo de biotransformação tenha ocorrido nas células dos invertebrados, impossibilitando sua detecção. Sistemas de defesa têm sido observados em invertebrados bentônicos (KLERKS; WEISS, 1987; VASSEUR;

LEGUILLE, 2004), mas estudos específicos seriam necessários para confirmar se processos similares estariam ocorrendo com os corantes.

PERIFITON

Os resultados de diatomáceas perifíticas mostraram que todas as amostras observadas apresentaram alta proporção de células vivas, indicando bom estado da comunidade, sem contaminação de células do fitoplâncton. De maneira geral, os três pontos apresentaram espécies características de ambientes com alto teor de matéria orgânica. O ponto 1 apresentou maior riqueza de espécies, com predominância de *Fragilaria ulna*, *Cyclotella stelligera* e *Aulacoseira ambigua*. No ponto 2 a comunidade de diatomáceas perifíticas apresentou reduzido número de espécies, com dominância de *Gomphonema* spp e *Pinnularia gibba*, espécies resistentes tanto a enriquecimento por nutrientes como a outros tipos de contaminação como metais, por exemplo. Neste ponto também foram encontradas formas teratogênicas (Fig. 5), em pequena percentagem (< que 3%).



Figura 5. *Gomphonema* sp. com alteração morfológica (teratogênese).

No ponto 3 foram dominantes *Gomphonema* spp., *Pinnularia* spp. e *Fragilaria* spp. e neste ponto, assim como em P1, não foram encontradas formas teratogênicas. Os resultados da comunidade de diatomáceas perifíticas são condizentes com os do teste de toxicidade com *Hyalella*, mostrando que em P2 existe, além de poluição orgânica, alguma outra substância causando alteração da composição e aparecimento de formas aberrantes. Vale observar que normalmente as amostras oxidadas são incolores, transparentes, enquanto as amostras oxidadas de P2 e P3 apresentaram cor avermelhada, mais intensa em P3, provável evidência da presença de corantes.

ZOOPLÂNCTON

Em termos de comunidade zooplanctônica, no córrego do Cedro (P1) foram encontrados poucos organismos (6.125 org./m^3) e uma predominância acentuada de rotíferos (92%) (Tab. V, Fig. 6a). Neste ponto foram encontradas maior riqueza (porém menor densidade) de grupos não-planctônicos em suspensão (Fig. 6b e 6c), em função da menor profundidade e largura do rio neste trecho. Apesar deste ponto ter sido considerado como local de referência para o estudo, a dominância e densidade do rotífero *Keratella cochlearis* (83%), freqüentemente associado ao aumento de trofia em lagos e reservatórios (DUGGAN et al., 2001; EJSMONT-KARABIN; HILLBRICHT-ILKOWSKA, 1994; SZLAUER, 1999), sugerem a presença de contribuição orgânica (não detectada pelas variáveis físicas e químicas). Mesmo não sendo possível determinar qual a origem precisa desta contribuição, visto a natureza transiente da comunidade planctônica, possivelmente ela é oriunda de algum corpo d'água semi-lótico (meso-eutrófico) afluente ao ribeirão.

O ponto situado na ETA de Cajamar (P3) apresentou maior quantidade de organismos em suspensão (40.720 org./m^3) em todos os grupos (Fig. 6b), principalmente de rotíferos (93%). Os Bdelloidea foram predominantes (72% do total da amostra), sendo este grupo formado por rotíferos não-planctônicos (que vivem associados ao substrato de fundo ou vegetação litorânea) que se encontravam em suspensão no momento da coleta. Excluindo-se os Bdelloidea, a quantidade de organismos foi aproximadamente o dobro da encontrada no ponto 1 (P1) (11.595 org./m^3), situado a montante. A maior riqueza e o discreto aumento na densidade de organismos zooplanctônicos neste ponto devem estar relacionados à existência de condições mais propícias ao desenvolvimento da comunidade ao longo do curso dos rios, onde, dentre outros fatores, são observadas concentrações geralmente mais elevadas de alimento. A maior densidade do fitoplâncton (avaliada por meio das concentrações de clorofila *a* e/ou feofitina *a*) e a maior contribuição orgânica verificadas a montante (P2) e na área da captação da ETA de Cajamar (P3) podem, desta forma, ter contribuído positivamente para o maior valor de zooplâncton encontrado neste ponto.

Os dados da Rede de Monitoramento da CETESB dos anos 1999 a 2003 (CETESB, 2000, 2001, 2002, 2003b e 2004) indicam a presença de carga orgânica neste trecho do rio (P3), com valores normalmente elevados de nitrogênio amoniacal, fósforo total, alumínio, ferro e coliformes fecais. Os dados da Rede também revelam que neste ponto (CRIS 03400) os valores



de clorofila são freqüentemente baixos (sendo os valores de feofitina na maioria das vezes mais elevados que os de clorofila) e que ocorre quase sempre ausência de efeito tóxico crônico à *Ceriodaphnia dubia* (organismo zooplanctônico), sendo registrado, dentre as 28 avaliações realizadas entre 1999 e 2003, apenas efeito agudo em nov/2000 e crônico em nov/2003. Uma possibilidade para a melhoria da qualidade da água deste ponto, em termos de redução da clorofila e ausência de toxicidade crônica, é a sua diluição em consequência da influência de água de melhor qualidade no local, como sugerem os resultados da comunidade zooplanctônica devido à presença conjunta do cladócero *Bosminopsis deitersi*, dos copépodes calanóides e do ciclopóide *Tropocyclops prasinus* e a menor abundância de *Keratella cochlearis*.



COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL

Tabela V. Abundância total (org./m³) e relativa (%) dos invertebrados de vida livre encontrados nas amostras de zooplâncton nos pontos 1 e 3.

PONTOS	1		3	
	(org/m ³)	(%)	(org/m ³)	(%)
GRUPOS				
ROTIFERA				
<i>Anuraeopsis navicula</i>	21	0,33		
<i>Ascomorpha saltans</i>			4	0,01
<i>Brachionus falcatus</i>			4	0,01
<i>Brachionus mirus</i>			125	0,31
<i>Brachionus quadridentatus</i>			2875	7,06
<i>Cephalodella gibba</i>	38	0,62	125	0,31
<i>Cephalodellasp1.</i>	4	0,07		
<i>Dicranophoruscf. epicharis</i>			125	0,31
<i>Dicranophorus</i> sp1.	8	0,13		
<i>Euchlanis dilatata</i>	4	0,07	125	0,31
<i>Euchlanis incisa</i>	8	0,13	29	0,07
<i>Kellicottia bostoniensis</i>	13	0,20	750	1,84
<i>Keratella americana</i>	4	0,07	250	0,61
<i>Keratella cochlearis</i>	5100	83,27	250	0,61
<i>Keratella tecta</i>	67	1,09		
<i>Keratella tropica</i>	4	0,07		
<i>Lecane bulla</i>			8	0,02
<i>Lecane curvicornis</i>			125	0,31
<i>Lecane elegans</i>			125	0,31
<i>Lecane</i> sp1.	4	0,07		
<i>Lepadella acuminata</i>			3000	7,37
<i>Lepadellasp1.</i>	4	0,07		
<i>Lepadellasp2.</i>	4	0,07		
<i>Mytilina bisulcata</i>			4	0,01
<i>Platylas quadricornis</i>			4	0,01
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	67	1,09	250	0,61
<i>Pompholyx</i> sp.			375	0,92
<i>Synchaeta</i> cf. <i>oblonga</i>	4	0,07		
<i>Synchaeta pectinata</i>			8	0,02
<i>Testudinella patina</i>			4	0,01
<i>Trichocerca insignis</i>	21	0,33		
<i>Trichocercasp1.</i>	58	0,95	125	0,31
<i>Trichocercasp2.</i>	4	0,07		
Bdelloidea	183	2,99	29125	71,53
Sub-Total	5620	91,76	37815	92,88
CLADOCERA				
<i>Bosmina longirostris</i>			42	0,10
<i>Bosminopsis deitersi</i>			17	0,04
<i>Daphnia gessneri</i>			4	0,01
Chydoridae	4	0,07	125	0,31
Ilyocryptidae - <i>Ilyocryptus</i> sp.			375	0,92
Sub-Total	4	0,07	563	1,38
COPEPODA - CYCLOPOIDA				
Náuplios	204	3,33	1250	3,07
Copepóditos	8	0,13	67	0,16
<i>Tropocyclops prasinus</i>			13	0,03
Sub-Total	212	3,46	1330	3,26
COPEPODA - CALANOIDA				
Náuplios			4	0,01
Copepóditos			8	0,02
Sub-Total	0	0,00	12	0,03
COPEPODA - HARPACTICOIDA	134	2,18	250	0,61
ACARINA	4	0,07		
NEMATODA	58	0,95	500	1,23
OLIGOCHAETA	38	0,62	250	0,61
OSTRACODA	42	0,69		
PISCES (OVOS)	13	0,20		
Total	6125	100,00	40720	100,00

Apesar de ter sido constatada a presença de corante no ponto 3, não foram detectadas alterações morfológicas nos organismos zooplancônicos em consequência deste contato, apesar de haver registro na literatura de anomalias morfológicas (como protrusão exotópica e prolapso intestinal) associadas ao efeito da poluição em lagos e reservatórios (CRISAFI, 1974; MANCA et al., 2004; VANDERPLOEG, 2002).

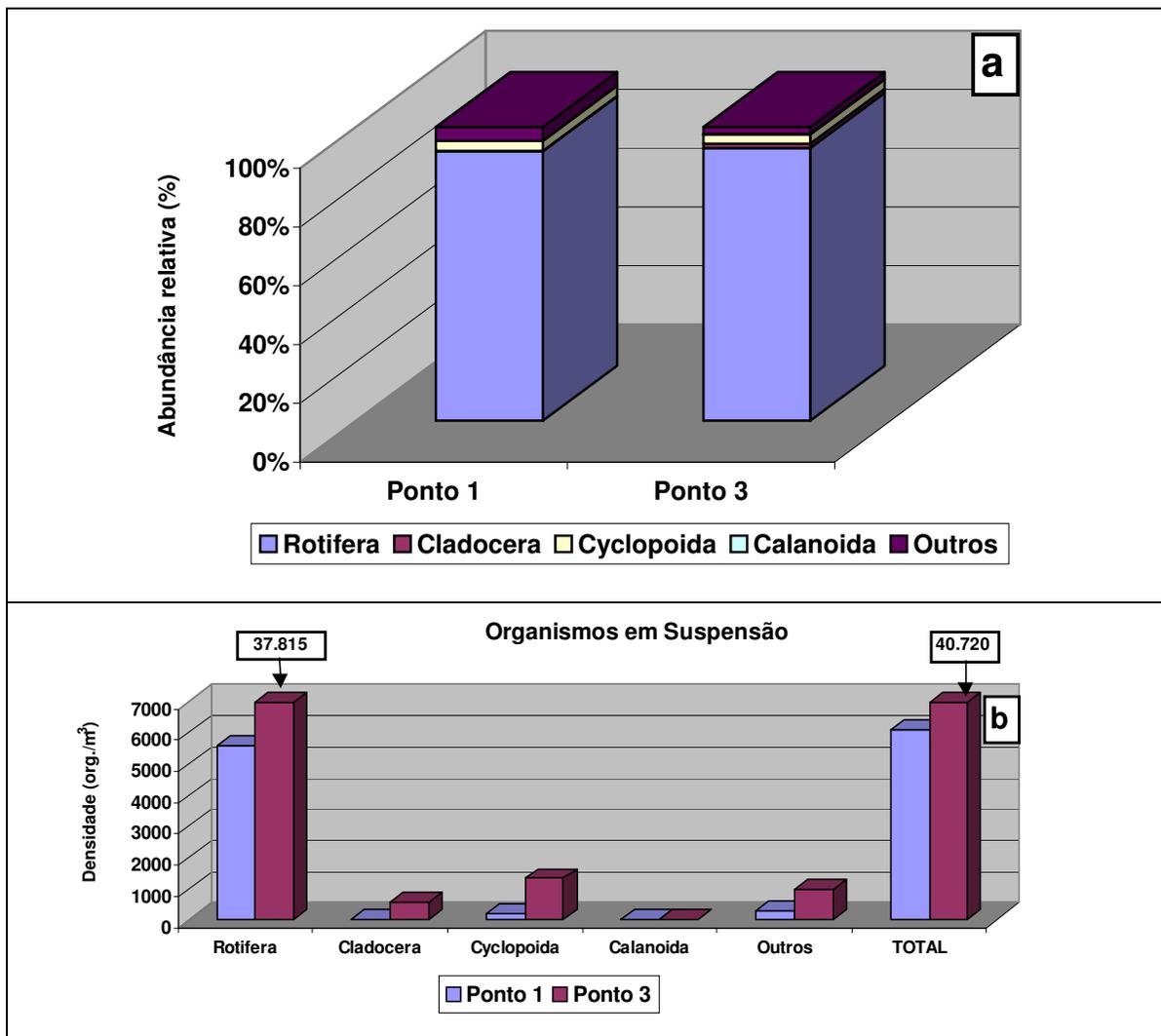


Figura 6. Abundância relativa (a) e densidade (b) dos principais grupos e riqueza (número de táxons) (c) e densidade de organismos zooplancônicos e não-zooplancônicos (d) encontrados nas amostras coletadas nos pontos 1 (30/07/03) e 3 (12/08/03).

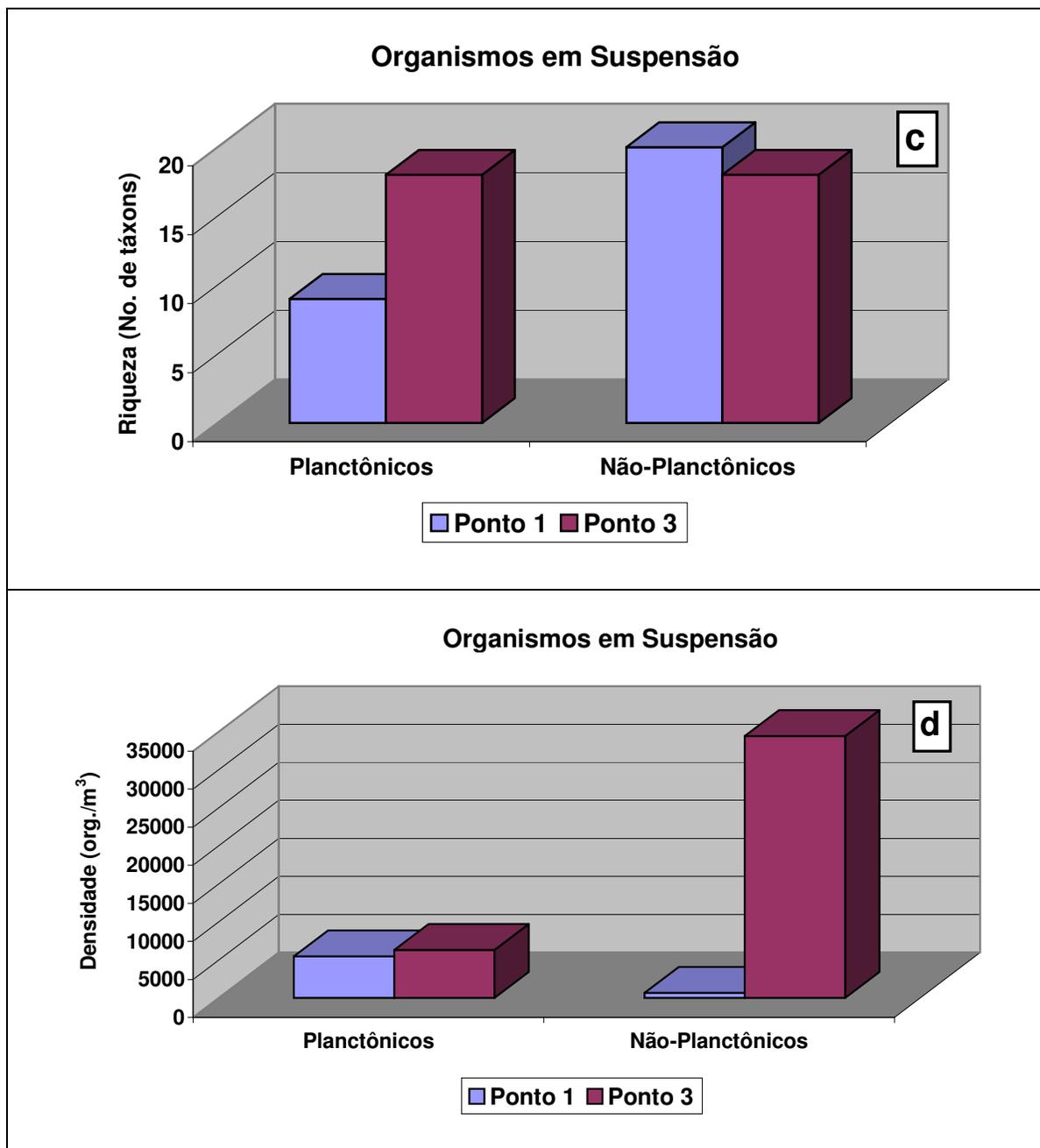


Figura 6 (cont.). Abundância relativa (a) e densidade (b) dos principais grupos, riqueza (número de táxons) (c) e densidade de organismos zooplancônicos e não-zooplancônicos (d) encontrados nas amostras coletadas nos pontos 1 (30/07/03) e 3 (12/08/03).

DADOS DA REDE DE MONITORAMENTO - 2004

Visando avaliar a influência do ducto de afastamento de efluentes a serem lançados a jusante da ETA Cajamar na qualidade do ribeirão, foram compilados os dados da Rede de Monitoramento da Qualidade de Águas Interiores do Estado de São Paulo (CETESB, 2005).

CONCLUSÕES

O quadro abaixo resume os resultados obtidos no estudo de 2003 e na rede de monitoramento da qualidade das águas interiores de 2004 (CETESB, 2005).

Quadro final do diagnóstico ecológico de trecho da bacia do Ribeirão dos Cristais (2003-2004)

	P1	P2		P3	
		Montante	Jusante	2003	2004
Química (água)	Al, Pb e Fe		Al, Pb, Cu, Fe, Zn, Nitrito e N-amoniacal	Al e Fe	Al, Cu, Fe, Ni, Zn, Nitrito
Química (sed)	Fe		Fe	Fe	Pb
Microbiologia (água)					
Ecotoxicologia (água)					março
Ecotoxicologia (sed)					
Clorofila					
IET					
IVA					
Zooplâncton	Carga orgânica			Carga orgânica	
Perifíton	Carga orgânica		Carga orgânica e metais	Carga orgânica	
Bentos					
Deformidade					

Cinza claro = não realizado

Química:

Microbiologia:

Ecotoxicologia

Clorofila

IET

IVA

Zooplâncton e Perifíton:

Bentos e deformidade

	> limite CCME para a vida aquática; equivalente ao início de efeito para sedimento.		
	< 10 ²		10 ² - 10 ⁴
	não tóxico		subletal
	Até 10 µg/L		10 - 50 µg/L
	oligotrófico		mesotrófico
	boa		regular
	melhor		mediana
	boa		regular
			> 10 ⁴
			agudo
			> 50 µg/L
			eutrófico
			hipereutrofico
			ruim
			pior
			ruim

O trecho estudado da bacia do Ribeirão dos Cristais apresentou qualidade comprometida para a preservação da biota aquática, mesmo no ponto escolhido como referência (P1), como indicado pelos resultados de clorofila *a*, do IVA e das comunidades zooplânctônica, bentônica e



perifítica. Essa má qualidade parece principalmente relacionada à alta carga de esgoto doméstico proveniente da Penitenciária “Mário de Moura de Albuquerque”. No entanto, nos três pontos estudados, há evidências da ação de contaminantes tóxicos, dentre os quais, possivelmente, o nitrogênio amoniacal, já que foram detectados efeitos tóxicos crônico em organismo da coluna d’água (Ponto 1), agudo (Ponto 2) e sub-letal (Ponto 3) para organismo bentônico. Além da toxicidade detectada registraram-se alterações significativas na comunidade bentônica e efeito deletério sobre o fitoplâncton, indicado por redução brusca de clorofila *a* à jusante da entrada do efluente da indústria de tingimento.

Por outro lado, as deformidades em mento de *Chironomus*, observadas em níveis baixos, não estiveram relacionadas ao efluente da indústria de tingimento

Os corantes utilizados na indústria têxtil não foram detectados na biomassa de organismos bentônicos, podendo significar a existência de um processo de biotransformação, mas estudos específicos devem ser realizados.

Os dados de 2004 da Rede de Monitoramento (CETESB 2005) não exibem alterações significativas na qualidade do Ribeirão dos Cristais com relação às comunidades biológicas.



RECOMENDAÇÕES

- Controle e tratamento das fontes de esgoto doméstico e industrial na bacia.
- Recuperação e preservação dos corpos hídricos afluentes que estão em melhor qualidade e têm contribuído para a diluição de efluentes atualmente lançados *in natura* na bacia.
- Outras medidas de efeito biológico, como biomarcadores de genotoxicidade (por exemplo, micronúcleo e aberração cromossômica), devem ser utilizadas para melhor avaliar o impacto do efluente da indústria têxtil sobre as comunidades biológicas da bacia, devido ao caráter mutagênico dos corantes utilizados.
- A piora observada na condição de vida bentônica no rio, no ponto 3, deve ser melhor investigada, podendo estar relacionada à transformação de corantes ao longo do curso do rio ou à contaminantes introduzidos a jusante da indústria de tingimento.
- O efeito biológico dos corantes em organismos aquáticos, incluindo um possível processo de biotransformação, deve ser investigado através da abordagem experimental.



REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION/AMERICAN WATER WORK ASSOCIATION/ WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20^a ed. APHA/AWWA/WEF, 1998.

BARBOUR, M.T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B.D.; STRIBLING, J.B. **Revision to Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Rivers: Periphyton, Benthic, Macroinvertebrates, and Fish**. 1997. USEPA, 841-D-97-002. Disponível em: <<http://www.epa.gov/OWOW/monitoring/AWPD/RBP>>. Acesso em: 27/08/99.

BRASIL. Resolução CONAMA n^o 20, de 18 de junho. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 30 set. 1986. p. 72-89.

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, p.172-180, 2003.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT (CCME). **Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life. Summary tables**. 2001. Disponível em: <http://www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe/English/Pdf/sediment_summary_table.htm> Acesso em: 15/01/2002.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT (CCME). **Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life. Summary tables**. 2002. Disponível em: http://www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe/English/Pdf/water_summary_table-aquatic_life.htm Acesso em: 05/11/2002.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Norma Técnica CETESB L5.306**: Determinação de pigmentos fotossintetizantes clorofila-a, b e c e feofitina-a - Método de ensaio. São Paulo, 22p. 1990.



COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB).

Norma Técnica CETESB L6.160: Sedimentos – Determinação da distribuição granulométrica. São Paulo, 1995.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo. 1998.** São Paulo, CETESB, Série Relatórios, p. 371.1999.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo. 1999.** São Paulo, CETESB, Série Relatórios, 391p. 2000.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo. 2000.** São Paulo, CETESB, Série Relatórios, v.1, 214p. 2001.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo. 2001.** São Paulo, CETESB, Série Relatórios, v.1, 263p. 2002.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Determinação de bentos de Água Doce – Macroinvertebrados. Método Qualitativo e Quantitativo.** São Paulo, CETESB, Norma Técnica L5.309, 14p. 2003a.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo. 2002.** São Paulo, CETESB, Série Relatórios, v.1, 271p. 2003b.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo. 2003.** São Paulo, CETESB, Série Relatórios, v.1, 297p. 2004.



COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo. 2004.** São Paulo, CETESB, Série Relatórios, v.1, 278p. 2005.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Estudo da genotoxicidade de amostras da Bacia do Ribeirão dos Cristais.** São Paulo, CETESB, Série Relatórios, 2005b (no prelo).

CRISAFI, P. Some responses of planktonic organisms to environmental pollution. **Ver. Intern. Oceanogr. Med.**, TOMO XXXIV, p. 145-153. 1974.

DUGGAN, I. C.; GREEN, J.D.; SHIEL, R.J. Distribution of rotifers in North Island, New Zealand, and their potencial use as bioindicators of lake trophic state. **Hydrobiologia**, v. 446/447, p. 155-164, 2001.

EJSMONT-KARABIN, J.; HILLBRICHT-ILKOWSKA, A.. Illustration of the eutrophication process: Comparison of rotifers from Mikolajskie Lake in the years 1989-1990 and 1963-1964. **Polskie Archiwum Hydrobiologii**, v. 41, n. 4, p. 477-487, 1994

HASLE, G.R. & FRYXELL, G.A.. Diatoms: cleaning and mounting for light and electron microscopy. **Transactions of the American Microscopical Society**. 89:469-474. 1970

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

JOP, K.M.; ASKEW, A.M.; FOSTER, R.B. Development of a water-effect ratio for copper, cadmium, and lead for the Great Works River in Maine using *Ceriodaphnia dubia* and *Salvelinus fontinalis*. **Bull. Environ. Contam. Toxicol.**, v. 54, n. 1, p.29-35, 1995.

KLERKS, P.L.; WEIS, J.S. Genetic adaptation to heavy metals in aquatic organisms: a review. **Environ. Pollut.**, v. 45, p. 173-205, 1987.



- KUHLMANN, M.L.; HAYASHIDA, C.Y.; ARAÚJO, R.P.A. Using *Chironomus* (Chironomidae: Diptera) mentum deformities in environmental assessment. **Acta Limnol. Bras.**, v. 12, n. 2, p. 55-61. 2000.
- LOPRETTO, E.C.; TELL, G. (eds.) **Ecosistemas d'aguas continentales: metodologias para su estudio**. Tomo II. La Plata: Ed. SUR. 895p. 1995.
- LOPRETTO, E.C.; TELL, G. (eds) **Ecosistemas d'aguas continentales: metodologias para su estudio**. Tomo III. La Plata, Ed. SUR. 1401p. 1995.
- MANCA, M.; CARNOVALE, A.; ALEMANI, P. Exotopic protrusions and ellobiopsid infection in zooplanktonic copepods of a large, deep subalpine lake, Lago Maggiore, in northern Italy. **Journal of Plankton Research**, v. 26, n. 9, p. 1-8, 2004.
- MANDAVILLE, S.M. **Benthic macroinvertebrates in freshwaters - Taxa tolerance values, metrics, and protocols**. 2002. Disponível em: <<http://www.lakes.chebucto.org/H-1/tolerance.pdf>>. Acesso em: 21/01/2003.
- MERRITT, R.W.; CUMMINS, K.W. (eds) **An introduction to the aquatic insects of North America**. 3rd ed. Dubuque: Kendall/Hunt. 862p. 1996.
- PATRICK, R.; PALAVAGE, D.M. The value of species as indicators of water quality. **Proc. Acad. Nat. Sci. Phil.**, v. 145, p. 55-92, 1994.
- PENNAK, R.W. **Fresh-water invertebrates of the United States: Protozoa to Mollusca**. 3rd ed. New York, John Wiley & Sons. 628p. 1989.
- RESOURCES INVENTORY COMMITTEE (RIC). **Guidelines for interpreting water quality data. Ministry of environment, lands and parks. 5. Interpreting Data**. 1998. Disponível em: <<http://smwww.gov.bc.ca/risk/pubs/aquatic/interp/interp-03.htm>>. Acesso em: 21/05/1999.



SATO, M.I.; UMBUZEIRO, G.A.; WANKE, L.A.K.; COIMBRÃO, C.A.; RECH, C.M.; FRANÇA, D.D.; OLIVIEIRA, D.P.; ROUBICEK, D.A.; KUMMROW, F.; CASTRO, F.J.V.; RODRIGUES, P.F.; SOARES, W.A.A.; BERTOLETTI, E.; JOHNSCHER-FORNASARO, G.; SALVADOR, M.E.P.; COELHO-BOTELHO, M.J.; LAMPARELLI, M.C.; KUHLMANN, M.L.; SOUZA, R.C.R.; ARAÚJO, R.F.; BEVILACQUA, J.E.; MENEGON, Jr., N.; FREEMAN, H.; SAKAZAMI, M.; MAUTONE, C.; CARNEIRO, P.; BOLDRIN, M.V.; SALVADORI, D.; BOZO, A.P.; MARIN, M.A.; CLAXTON, L.; KOHAN, M.; WARREN, S.; Di MASCIO, P.; SALDIVA, P.; SOARES, S.; LICHTENFELS, A.J.; LOBO, D. **Diagnóstico da qualidade ambiental do Ribeirão dos Cristais – Estudo de Caso. Resultados Preliminares.** São Paulo, Relatório CETESB, 66p, 2004.

SÃO PAULO (Estado). Decreto nº 10.755 de 22 de Novembro de 1977. **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo**, Poder Executivo, São Paulo, SP.

SERVIA, M.J.; COBO, F.; GONZÁLEZ, M.A. Incidence and causes of deformities in recently hatched larval of *Chironomus riparius* Meigen, 1804 (Diptera, Chironomidae). **Arch. Hydrobiology**, v. 149, p. 387-401, 2000.

SLEPUKHINA, T.D. Comparison of different methods of water quality evaluation by means of oligochaetes. **Hydrobiologia**, 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.**, v. 22, n. 3, p. 624-38, 1996.

SZLAUER, B. Zooplankton-based assessment of the lake Miedwie (North-Western Poland) trophic status. **Electronic Journal of Polish Agricultural Universities**, v. 2, n. 1, Series Fisheries, 1999. Disponível em: <<http://www.ejpau.media.pl/series/volume2/issue1/fisheries/art-01.html>>. Acesso em: 28/11/03.

THORP, J.H.; COVICH, A.P. (eds) **Ecology and classification of North American freshwater invertebrates.** San Diego: Academic Press. 911p. 1991.



TOLEDO, Jr., A.P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S.J.; AGUDO, E.G. **A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais.** São Paulo:CETESB,1983. 34p.

UMBUZEIRO, G.A.; ROUBICEK, D.A., RECH, C.M.; SATO, M.I.Z.; CLAXTON, L.D. Investigating the sources of the mutagenic activity found in a river using the *Salmonella* assay and different water extraction procedures. **Chemosphere**, v. 54, p. 1589-1597, 2004.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA) **Test methods for evaluating solid waste , SW- 846.** 1986

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA) **Test methods for evaluating solid waste , SW- 846.** 1994

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA) **Test methods for evaluating solid waste , SW- 846.** 1998

VANDERPLOEG, H.G. **Tumor-Like Anomalies in Lake Michigan Zooplankton Research Project.** National Oceanic and Atmospheric Administration, Great Lakes Environmental Research Laboratory, 2002. (Site <http://www.glerl.noaa.gov>, acessado em 23/10/2003).

VASSEUR, P.; LEGUILLE, C. Defense systems of benthic invertebrates in response to environmental stressors. **Environ. Toxicol.**, v. 19, 433-436. 2004.

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

ZAGATTO, P.A.; LORENZETTI, M. L.; LAMPARELLI, M.C.; SALVADOR, M.E.P.; MENEGON, JR, N.; BERTOLETTI, E. Aperfeiçoamento de um índice de qualidade de águas. **Acta Limnol. Bras.**, v. 11, n. 2, 1999. p. 111-126.



EQUIPE TÉCNICA

Biól. Mônica Luisa Kuhlmann (EAHC)

Est. Júlia de Lima Krahenbuhl (EAHC)

Biól. Mara Elisa Pereira Salvador (EAHC)

Biól. Marcia Janete Coelho Botelho (EAHC)

Biól. Marta Condé Lamparelli (EAH)

Biól. Helena Mitiko Watanabe (EAHC)

Est. Renan de Freitas Poli (EAHC)

Farm. Bioq. Rosalina P. de A. Araújo (EAHE)

Farm. Danielle Palma de Oliveira (ex-estagiária da CETESB-EAM)

Biól. Rita Cerqueira Ribeiro de Souza (ex-funcionária CETESB)

COLABORADORES

Profissionais dos setores EAXA, EAM, EAMM, EAMT, EAMP, EAAQ, EAAI, EAHI e EAHC.