

**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: Operação dos atuais sistemas de avaliação da qualidade das águas interiores, costeiras e subterrâneas das diferentes UGRHI do Estado de São Paulo.**

**O.S. 22.20.10**

**A FAUNA BENTÔNICA DO COMPLEXO  
BILLINGS (SP).**

São Paulo

1997

**DOCUMENTO**

<i>Tipo</i>	<i>Data</i>	<i>Origem</i>	<i>N.º Página / V</i>	<i>N.º Mapas</i>
Relatório Técnico	02/01/97	DAHC	60pg+Tabs+Figs	

**TÍTULO DO DOCUMENTO**

A FAUNA BENTÔNICA DO COMPLEXO BILLINGS (SP)

**AUTOR RESPONSÁVEL***Assinatura / Carimbo / Data*

Mônica Luisa Kuhlmann

**AUTORES / ENTIDADES OU UNIDADES A QUE PERTENCEM**

Biól. Mônica Luisa Kuhlmann (DAHC)  
 Estat. Ana Cristina Truzzi (ER)  
 Biól. Marta Condé Lamparelli (DAH)  
 Biól. Guiomar Johnscher-Fornasaro (DAHC)

**DOCUMENTO AUTORIZADO POR***Assinatura / Carimbo / Data*

Eduardo Rosati Gugliotti

**DOCUMENTO REVISADO***Assinatura / Carimbo / Data*

Guiomar J. Fornasaro

Marta C. Lamparelli

**CLASSIFICAÇÃO DE SEGURANÇA**

- Externa       Interna  
 Reservada

**PALAVRAS CHAVES**

Bentos, Macrofauna bentônica, Billings, Reservatório

**CÓDIGO E TÍTULO DO PROJETO**

22.20.10 - Operação dos atuais sistemas de avaliação da qualidade das águas interiores, costeiras e subterrâneas das diferentes UGRHI do Estado de São Paulo. (O.S. vigente até julho de 1996)

**DISTRIBUIÇÃO INTERNA***Áreas / N.º de Cópias*

DAHC/1, DAHI/1, DAH/1, DA/1, ER/1, DTSI/2

**USO DA BIBLIOTECA***Classificação de Assunto**N.º Documento**Visto / Carimbo / Data*

## RESUMO

A macrofauna bentônica tem sido frequentemente usada em diagnóstico e monitoramento de ambientes aquáticos, uma vez que suas populações vivem em associação íntima com o substrato, receptor final de poluentes; têm baixa capacidade de locomoção, e portanto não conseguem fugir ao estresse promovido por alterações antrópicas; exibem ciclos de vida relativamente longos, refletindo a qualidade de seu habitat ao longo de um período de tempo; e respondem diferentemente aos diversos tipos e graus de poluição. Em decorrência de suas qualidades, foi uma das ferramentas usadas no projeto de acompanhamento da qualidade ambiental do Complexo Billings, desenvolvido pela CETESB em 1992/93, após o estabelecimento da Resolução Conjunta SMA-SES nº 03/92, que suspendeu o bombeamento das águas do rio Pinheiros para este corpo d'água. Os dados do bentos da zona profunda mostraram que pouca vida é capaz de se desenvolver na região de depósitos finos do leito, tendo a fauna respondido não só aos efeitos *in situ* de altas concentrações de contaminantes, como PCBs e metais pesados, como também, em alguns locais, a baixos teores de oxigênio dissolvido. A comunidade bentônica da zona sublitoral definiu um gradiente de qualidade de água dentro do Complexo, indicando, nos diferentes pontos de amostragem, condições de leve a fortemente poluídos. Os pontos localizados no corpo central do reservatório Billings e o ponto do reservatório do Rio Grande foram os que apontaram situação mais preocupante com relação à qualidade de suas águas. Embora em melhores condições, tanto o braço do rio Taquacetuba quanto do rio Capivari chegaram a ter a qualidade de suas águas comprometidas em parte do período de estudo. No braço do rio Pequeno e no reservatório do rio das Pedras o bentos sublitorâneo chegou a indicar condições de leve poluição. O bombeamento das águas do rio Pinheiros durante a época de chuvas não teve ação tão negativa à fauna quanto o mesmo evento na estiagem, quando fatores como baixas temperaturas e rebaixamento de nível adicionaram estresse à comunidade.

## OBSERVAÇÕES

ver também:

CETESB, 1996. Avaliação do Complexo Billings: comunidades aquáticas, água e sedimento – (OUT/92 a OUT/93). Relatório Técnico. 53p. + Figs e Tabs + Anexo.

CETESB, 1996. Comunidades planctônicas e clorofila-a no Complexo Billings. Relatório Técnico. 61p. + Figs e Tabs + Anexo.

CETESB (no prelo). Comunidade de peixes no Complexo Billings. Relatório Técnico.

**A VERSÃO PDF, DE 2005, TEVE ALGUMAS FIGURAS MODIFICADAS OU RETIRADAS EM FUNÇÃO DA NÃO RECUPERAÇÃO DO ORIGINAL.**



## APRESENTAÇÃO

Diante do estabelecimento da Resolução Conjunta SMA-SES nº 03/92 de 04/10/92, que suspendeu o bombeamento das águas do rio Pinheiros para o reservatório Billings, salvo exceções previstas pela mesma legislação, a CETESB iniciou um projeto de acompanhamento da qualidade ambiental do Complexo Billings, com o intuito de caracterizar seu estado quanto a qualidade de suas águas, sedimentos e comunidades aquáticas, assim como acompanhar sua recuperação. Este trabalho apresenta os resultados deste estudo relativos às comunidades bentônicas da zona sublitoral, que melhor serviu à avaliação da qualidade da água e da zona profunda, importante ferramenta no diagnóstico da qualidade dos sedimentos.

## **ÍNDICE**

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>LOCAL DE ESTUDO</b>	<b>4</b>
<b>3</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b>	<b>8</b>
3.1	HIDROLOGIA	8
3.2	ÁGUA	8
3.3	SEDIMENTO	8
<b>4</b>	<b>RESULTADOS</b>	<b>13</b>
4.1	MICRO E MEIOBENTOS	13
4.2	MACROBENTOS	13
4.2.1	ZONA SUBLITORAL	13
4.2.2	ZONA PROFUNDAL	22
<b>5</b>	<b>DISCUSSÃO</b>	<b>27</b>
5.1	COMPOSIÇÃO	27
5.2	ESTRUTURA	32
<b>6</b>	<b>CONCLUSÕES</b>	<b>43</b>
<b>7</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>45</b>
<b>8</b>	<b>EQUIPE TÉCNICA</b>	<b>59</b>
<b>9</b>	<b>TABELAS</b>	<b>61</b>
<b>10</b>	<b>FIGURAS</b>	



## INTRODUÇÃO

A macrofauna bentônica compreende os organismos aquáticos que vivem intimamente associados ao substrato (como sedimentos) e ficam retidos em rede de abertura de malha de 0,5 mm (ou 500  $\mu\text{m}$ ). Vermes Oligochaeta e estágios imaturos de insetos são seus principais componentes e, além de representarem elo fundamental nas teias alimentares dos ecossistemas aquáticos (Bryce & Hobart, 1972), atuam em processos que afetam a ciclagem dos nutrientes e dos contaminantes nos diferentes compartimentos de sistemas aquáticos, como: bioacumulação, transferência trófica, migração, biodegradação e biorrevolvimento (Reynoldson, 1987).

Características de suas populações, como sua íntima relação com o substrato e motilidade relativamente baixa, fizeram desta comunidade o parâmetro biológico mais amplamente utilizado em trabalhos de diagnose ambiental (Wilhm & Dorris, 1968; Chandler, 1970; James, 1979; Wiederholm, 1980). Os dados da comunidade bentônica foram aplicados primariamente a sistemas lóticos (ex.: rios) organicamente poluídos (Hawkes, 1979; Mol, 1980), seu emprego logo estendeu-se a todo o tipo de ecossistema aquático, orgânica e/ou inorganicamente contaminado.

Em ambientes lênticos (ex.: lagos e represas), o bentos profundo (habitante das regiões mais profundas, geralmente hipolimnéticas) fornece informações tanto sobre a qualidade das águas do sistema como um todo (Mastrantuono, 1986), sendo assim o mais amplamente usado em diagnóstico, monitoramento e tipologia (Brinkhurst, 1974; Wiederholm, *op.cit.*; Ward, 1992), quanto sobre o grau de degradação dos sedimentos depositados nesta zona (Burton, 1992). Por outro lado, o bentos litoral (habitante das regiões rasas, potencialmente ocupadas por macrófitas aquáticas enraizadas) e sublitoral (habitante da região intermediária, entre litoral e profundo) se prestariam mais à identificação de efeitos localizados das descargas poluentes (Mastrantuono, *op.cit.*), apesar da maior heterogeneidade de seu habitat, que dificulta o estabelecimento de relações diretas entre impactos e alterações observadas na comunidade.

Alguns padrões de resposta do bentos a poluentes podem ser generalizados em escala global (Hawkes, *op.cit.*). Similarmente ao estudo de águas correntes, os padrões de resposta à eutrofização são os mais conhecidos em lagos e reservatórios, tanto com relação à fauna bentônica profunda (Marshall, 1978; Bazzanti & Seminara, 1987; Seminara *et al.*, 1990; Bazzanti *et al.*, 1993; Lindegaard *et al.*, 1993; Real *et al.*, 1993) quanto litoral (Rocha, 1972; Shimizu, 1978; Hergenrader & Lessig, 1980; Dévai & Moldovan, 1983; Ponyi *et al.*, 1983; Crozet, 1985; Mastrantuono, *op.cit.*; Perényi *et al.*, 1993).



Johnson *et al.* (1992) definiram padrões de resposta do bentos profundo dentro de gradientes de contaminação por metais pesados em lagos suecos. Segundo esses autores, parece ser mais difícil definir padrões de respostas do bentos para contaminação por metais pesados do que para a poluição por esgoto doméstico, uma vez que sua ação tóxica depende do metal, da espécie bentônica, do estágio do ciclo de vida do organismo e de várias condições ambientais relacionadas à biodisponibilidade destes compostos. Entretanto, parece ser frequente a ocorrência de queda na riqueza de espécies, nas densidades totais e alterações estruturais na comunidade.

De modo geral, a introdução de qualquer tipo de contaminante no ambiente dará início, a partir de um certo nível de concentração, a um processo de substituição na comunidade, no qual as populações mais sensíveis tenderão a diminuir e finalmente desaparecer diante da continuidade da introdução do poluente. Livres de competidores e/ou predadores, espécies com maior resistência não apenas persistirão no ambiente como também ampliarão suas populações, e conseqüentemente sua importância dentro da comunidade e o espaço ocupado no sistema. Estas populações, que acabarão por dominar, podem, inclusive, ser exóticas àquele local, tendo procedência ligada a um processo maior de degradação regional. As espécies resistentes também serão gradativamente eliminadas a medida que o fator estressante aumentar, até que se alcance uma situação extrema, em que nenhum organismo será capaz de sobreviver, denominada azóica. Todo este processo implicará em queda na diversidade da comunidade, principalmente no referente ao número de espécies, a medida que a escala de degradação aumentar e, no caso de poluição mista, também em densidades, já que poucas são as espécies igualmente resistentes a poluição orgânica e inorgânica.

Medidas de diversidade são importantes descritoras da comunidade (Alimov, 1991), mas alguns cuidados parecem necessários para relacioná-las com a qualidade ambiental (Mason, 1977). De fato, estes índices, ao contrário dos índices bióticos, não consideram o grau de tolerância/sensibilidade dos diferentes componentes da comunidade e muitos, por serem independentes do tamanho amostral, não refletirão quedas em densidades decorrentes, por exemplo, da introdução de metais pesados (Johnson *et al.*, 1992; Kelly, 1993; Clements, 1994). Apesar de existirem críticas ao uso dos índices de diversidade na avaliação dos efeitos da poluição, uma vez que seus valores variam também em função de outros fatores que não a poluição, em muitas ocasiões estas medidas tem sido usadas com sucesso nestes estudos (Magurran, 1988).



Todos os dados relativos à comunidade bentônica da represa Billings até a metade dos anos 80 foram compilados em Rocha (1984), cujos resultados foram sumarizados e publicados em Rocha & Merighi (1986 e 1987), tendo sido sempre salientada a escassez de estudos sobre esta comunidade neste corpo d'água. De fato, com exceção das duas publicações acima citadas, nenhum outro material foi vinculado em periódicos, embora alguns dados possam ser obtidos por meio de relatórios internos, como os elaborados pelos pesquisadores do projeto "Tipologia dos Reservatórios do Estado de São Paulo" (Tundisi, 1980) que, dentre outros reservatórios, realizaram um estudo minucioso, embora restrito a três pontos de coleta, na represa Billings em 1979 (Kubo, 1979 e Cipolli & Amorim, 1979, ambos *apud* Rocha, 1984 e Amorin & Cipolli, 1980). Os dados originais relativos às coletas de 1971 e 1973, 1975, 1978 e 1979 citadas em Rocha (*op.cit.*) não foram resgatados. Desta forma, serão usados para efeito de comparação neste trabalho os resultados enumerados em Rocha (*op.cit.*) e Amorin & Cipolli (*op.cit.*).

Este trabalho é parte integrante do projeto de Avaliação da Recuperação do Reservatório Billings cujo objetivo foi o de acompanhar a evolução do reservatório Billings diante da suspensão do bombeamento das águas do Alto Tietê pela U.E. de Pedreira a partir de OUT/92. A partir dos dados de fauna bentônica procurou-se, dentro deste processo, identificar gradientes de degradação na represa Billings e estabelecer medidas biológicas para o monitoramento a partir dos dados das comunidades bentônicas profundal e sublitoral.





## LOCAL DE ESTUDO

O Complexo Billings (23°42' - 23°45'S; 45°27' - 45°22'W ) foi construído entre 1927-1937 inicialmente com a finalidade de gerar cerca de 880 MW de energia para o polo industrial de Cubatão (Toledo, 1985), embora atualmente seja utilizado para a pesca, a recreação e para o abastecimento público. Localizado na região sudeste da cidade de São Paulo, compreende o canal principal, vários braços correspondentes aos rios Alvarengas, Bororé, Capivari, Cocaia, Pedra Branca, Taquacetuba e Pequeno e os reservatórios do Rio das Pedras e do Rio Grande. Rodeado por vários municípios da Grande São Paulo, tem parte de suas áreas marginais ilegalmente ocupada por vilas, sítios e clubes (Rocha, 1984; CETESB, 1994)(Fig. 1).

Três usinas elevatórias no sistema Alto Tietê - Canal do rio Pinheiros operam com a finalidade de bombear suas águas para o reservatório Billings (Toledo, *op. cit.*). Após serem lançadas no reservatório, as águas dirigem-se para o reservatório do Rio das Pedras, através do canal principal e do "Summit Control", percorrendo em torno de 22 km (Agudo *et al.*, 1977). Desse compartimento, as águas são aduzidas por dois canais até a Usina Hidrelétrica Henry Borden, situada em Cubatão (Toledo, *op. cit.*).

Sua bacia de drenagem é de 560 km<sup>2</sup>, com capacidade de armazenamento de aproximadamente 1,2 bilhões de metros cúbicos, recebendo uma contribuição anual média natural de 16 m<sup>3</sup>/s. Inunda uma área máxima de 127 km<sup>2</sup> (Rocha, *op. cit.*; CETESB, *op. cit.*), com profundidade média em torno de 10 m (Agudo *et al.*, *op. cit.*). A altitude média da região é de 746,5 m (Xavier, 1979).

A pesca comercial no reservatório baseia-se principalmente na tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*), espécie introduzida durante a década de 70 e que, devido a sua alta tolerância à poluição e grande capacidade reprodutiva, veio a dominar a ictiofauna em todo o reservatório.

A necessidade de água para o abastecimento levou ao aproveitamento das águas do reservatório do Rio Grande que, devido ao elevado grau de poluição das águas do Complexo, foi totalmente isolado do reservatório no final de 1981. O atual reservatório Rio Grande tem cerca de 15 Km<sup>2</sup> e capacidade de 155 milhões de m<sup>3</sup> de água (Sendacz *et al.*, 1984). Entretanto, este braço, que era uma contribuição importante de águas para o sistema Billings (Agudo *et al.*, *op. cit.*), já vinha apresentando, antes de seu isolamento, níveis elevados de poluição devido à



entrada de carga poluidora oriunda de municípios localizados em sua sub-bacia (CETESB, 1979).

A deterioração do complexo Billings acentuou-se a partir da década de 50, quando passou a receber as águas da bacia do Alto Tietê (Araújo *et al.*, 1985). Embora não haja dúvida de que proporcionalmente a grande maioria da carga poluidora que penetra na represa o faz pela U.E. de Pedreira, alguns dos seus afluentes recebem poluentes em níveis elevados, suficientes para comprometer a qualidade das águas dos braços da represa em que deságuam, como os rios Grande e Alvarengas e os ribeirões Apuras e Guacuri (CETESB, 1979).

A qualidade das águas do reservatório sofre interferência tanto do padrão sazonal das precipitações quanto do tempo de trânsito da massa líquida (em torno de 50 a 100 dias na totalidade do corpo central)(Agudo *et al.*, 1977.).

Os registros da ELETROPAULO do período de 1928 a 1993 indicam ser janeiro o mês mais chuvoso (214 mm de pluviosidade) e julho o mês mais seco (39 mm). A temperatura do ar torna-se mais alta entre os meses de dezembro e março (médias mais altas entre 21° e 22°C) e declina a partir de abril, atingindo médias mais baixas (14° a 15°C) entre junho e julho.

As águas do reservatório apresentam estratificação térmica entre o final da primavera e meados do outono (CETESB, *op. cit.*), a qual altera, entre outros fatores, a concentração do fitoplâncton e o transporte de oxigênio às camadas mais profundas.

A deterioração dos sedimentos da represa Billings tem seguido rumo paralelo à de suas águas, datando da primeira metade dos anos 50 (Bergamin, *apud* Rocha 1984) o primeiro alerta referente à qualidade do lodo. Sem dúvida, o principal aporte do material fino que compõe os sedimentos da represa, assim como de seus contaminantes, provém das águas poluídas da bacia do rio Tietê. Segundo dados da CETESB (*op. cit.*), a espessura desta camada de depósito fino tende a decrescer exponencialmente ao longo do eixo principal da represa, ou seja, de Pedreira ao "Summit Control", tendo sido, em média, de 6,5 a 1 m nas seções estudadas naquela ocasião. O volume total acumulado até então foi estimado em  $52 \times 10^6 \text{ m}^3$ , dos quais 90 % situados entre Pedreira e a rodovia dos Imigrantes, perfazendo 4,3 % do volume total do reservatório.

Alguns trabalhos relatam o teor de metais no sedimento da represa Billings, como os levantamentos realizados em 1974 e 1984 (CETESB, *op.cit.* e 1985b) para o corpo central e alguns braços. Desde esta época foram registrados, principalmente na região central, altos teores de alguns metais, tais como cobre, chumbo, zinco, cromo, cádmio e mercúrio e, de acordo com a classificação de BOWDEN (*apud* Prater & Anderson, 1977), os sedimentos da represa estariam



altamente poluídos por Cu, Cr e Zn (CETESB, *op.cit.*). Estes trabalhos mostraram também que os níveis de metais tendem a diminuir à medida que se distancia da barragem de Pedreira em direção ao "Summit Control", bem como do corpo central em direção aos braços. Em 1984 (CETESB, *op.cit.*), os níveis encontrados de mercúrio foram extremamente elevados no reservatório do rio Grande e adjacências, provavelmente oriundo do complexo Elclor, situado naquela região (Derísio & Montebello, 1972).

Outros trabalhos também abordaram os problemas resultantes da poluição no Complexo Billings (Abreu, 1990; Agudo *et al.*, 1975 e 1977; Alonso & Serpa, 1993 e 1994; Araújo *et al.*, 1985; Azevedo *et al.*, 1967; Branco, 1958 e 1966; Castro *et al.*, 1983; CETESB, 1976, 1979, 1983a e b, 1985a, b, c e d e 1986; Derísio & Montebello, 1972; Derísio *et al.*, 1985a e b; Kawai, 1977; Kawai & Branco, 1969; Kawai *et al.*, 1976; Nabhan *et al.*, 1987; Nucci *et al.*, 1976; Oliveira & Laroca, 1993; Rocha, 1984; Rocha & Merighi, 1986 e 1987; Rocha *et al.*, 1985a; Toledo, 1985; Toledo & Kawai, 1977a e b e Vasconcelos & Abreu, 1991), a tipologia (Maier, 1985; Maier & Takino, 1985a, b e c; Maier *et al.*, 1981 e Tundisi, 1983) e aspectos específicos relacionados a macrófitas (Palombo, 1989; Palombo & Pereira, 1992; Palombo *et al.*, 1988 e 1991), fitoplâncton (Rocha *et al.*, 1985b; Roque, 1980; Xavier, 1979, 1981a e b e 1987 e Xavier *et al.*, 1985), zooplâncton (Sendacz, 1978 e 1984; Sendacz & Kubo, 1982 e Sendacz *et al.*, 1984 e 1985) e bentos (Cípolli & Amorim, *apud* Rocha, 1984; Amorim & Cípolli, 1980).

Devido a necessidade crescente de água para o abastecimento público da Grande São Paulo, foram tomadas medidas para a recuperação do reservatório nos anos 1975, 1983 e 1992, relacionadas principalmente à alteração no regime de fluxo das águas da bacia Alto Tietê - região metropolitana.

Sabe-se que a solução efetiva para a recuperação das águas do reservatório está no tratamento de esgotos lançados na bacia do Alto Tietê. A carga orgânica estimada nessa bacia, em 1993, foi de 1.100 ton de DBO/dia (Alonso & Serpa, 1993 e 1994). As indústrias contribuíram com aproximadamente 30% desse valor, além de 3,4 ton/dia de carga inorgânica como metais, fluoretos e cianetos.

Para dar cumprimento ao artigo 46 das Disposições Constitucionais Transitórias do Estado foi elaborada a Resolução Conjunta SMA-SES n° 03/92 de 04/10/92, que suspendeu efetivamente o bombeamento das águas do rio Pinheiros para o reservatório. Entretanto, ficou acordada a retomada circunstancial do bombeamento para o reservatório Billings pelo tempo necessário à prevenção ou remediação de eventuais danos a pessoas ou bens ou deseconomias resultantes do excesso ou falta d'água nos sub-sistemas influenciados pelo sistema Tietê Alto-



## COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL

Zona Metropolitana, mediante a autorização conjunta dos Secretários de Estado do Meio Ambiente e de Energia e Saneamento.

Em função da suspensão do bombeamento em Pedreira, a CETESB iniciou um projeto de acompanhamento da qualidade ambiental do reservatório Billings, com o objetivo de caracterizar a situação do reservatório quanto a qualidade da água, sedimento e comunidades aquáticas, bem como acompanhar a sua recuperação após a suspensão deste bombeamento.



## MATERIAL & MÉTODOS

Para as amostras de bentos foram selecionados nove pontos de coleta, dentre os quais quatro no corpo central do reservatório, três em braços (Taquacetuba, Capivari e Rio Pequeno), um no reservatório do Rio das Pedras e outro no reservatório do Rio Grande (Fig. 1), onde se realizaram campanhas trimestrais ao longo de 1993 (JAN, ABR, JUL e OUT).

### HIDROLOGIA

Dados de vazão e ocorrências de bombeamento, pluviosidade média mensal e nível médio mensal foram fornecidos pela Divisão de Hidrologia da CETESB.

### ÁGUA

#### *ANÁLISE FÍSICA, QUÍMICA e BIOLÓGICA*

Foram levantados dados de transparência, temperatura, oxigênio dissolvido e condutividade da água de fundo tanto na região sublitoral quanto na região limnética (água aberta); e turbidez, cobre, fosfato total, nitrogênio amoniacal, nitrogênio-Kjeldahl, clorofila-a e coliformes fecais da água de fundo e/ou superficial apenas na região limnética (Tab. I). Amostras de água para essas análises foram coletadas com garrafa van Dorn, acondicionadas e preservadas segundo Agudo (1988) e analisadas através de metodologias descritas em APHA *et al.* (1992).

### SEDIMENTO

Amostras de sedimento para a análise de suas características físicas e químicas e da comunidade bentônica foram retiradas com um pegador van Veen de área de captura equivalente a 1/17 m<sup>2</sup> (Tab. I). Foram coletadas, para cada ponto, amostras na região profunda (profundidade máxima da região de água aberta) e na região sublitoral (3,0-5,0 m de profundidade)(Tab. II).

#### *ANÁLISE FÍSICA E QUÍMICA*

O material coletado foi homogeneizado em bandeja de nalgene antes de serem retiradas alíquotas para as diferentes análises físicas e químicas.



### ***Granulometria***

Amostras de 1,5 Kg, tanto da zona sublitoral quanto da profunda, foram acondicionadas em frascos de polietileno e levadas ao laboratório, onde foram primeiramente tratadas com peróxido de hidrogênio para a eliminação de todo o seu conteúdo orgânico. Posteriormente procedeu-se à análise granulométrica propriamente dita, realizada por peneiramento a seco para a fração de areia e sedimentação por pipetagem para as frações de silte e argila. Na determinação da distribuição granulométrica foi empregada a escala de Wentworth (CETESB, 1995).

Os sedimentos da represa Billings foram classificados segundo Shepard (*apud* Suguio, 1973). De modo a caracterizá-los numericamente e assim permitir análise conjunta com os outros parâmetros, foram calculados seus diâmetros médios (em  $\phi$ ) pelo método de Folk & Ward (*apud* Coimbra *et al*, 1991).

### ***Umidade e Matéria Orgânica***

Umidade e conteúdo orgânico do sedimento foram determinados por método gravimétrico, segundo norma CETESB L5.149 (CETESB, 1991), para amostras das zonas sublitoral e profunda.

### ***Metais***

As amostras para análise de metais no sedimento da zona profunda foram previamente secas a 60°C, pulverizadas e passadas através de peneira de 80 "mesh" (0,177 mm). Em seguida, para a análise de todos os metais, exceto o mercúrio e arsênio, as amostras foram submetidas a digestão com os ácidos sulfúrico e clorídrico, a quente, sendo a solução final filtrada e lida em espectrofotômetro de absorção atômica de chama. Para a análise de mercúrio, uma porção da amostra peneirada foi digerida com água régia a quente, seguida de oxidação com permanganato de potássio. Após filtração, a quantificação foi feita pela técnica de vapor a frio. Para o arsênio, a digestão foi realizada em meio de ácido nítrico e sulfúrico a quente, sendo a solução final filtrada e análise conforme norma CETESB L5.012 (CETESB, 1978).

### ***PCB***

Para as análises de PCB as amostras foram parcialmente secas, a extração procedeu-se por meio da utilização de solvente orgânico e a análise por cromatografia em fase gasosa.

## ***ANÁLISE BIOLÓGICA***



### ***Bentos***

Em cada ponto foram amostrados tanto o bentos sublitoral (3,0 a 5,0 m de profundidade) quanto o profundal (profundidade máxima na região de água aberta), tendo sido retidas 3 réplicas de sedimento em cada uma destas zonas, por ponto de coleta. Em uma campanha preliminar (OUT/92) foram obtidas 5 amostras de cada um dos 5 pontos de coleta a serem identificados pelas letras A, B, C, D e E e que corresponderam aos pontos 1, 2, 4, 6 e 9, respectivamente, daqueles 9 estabelecidos para o restante do projeto (Tab. III). A falta de critério quanto a profundidade de coleta nesta primeira amostragem impediu a inclusão dos dados preliminares nas discussões que se seguiram relativa à amostragem regular.

Em campo, o material apreendido pelo pegador foi diretamente introduzido em sacos plásticos reforçados e pré-fixado com formaldeído neutralizado em volume suficiente para se atingir uma concentração final de 4 %. No laboratório, as amostras foram lavadas através de peneira com abertura de malha equivalente a 0,5 mm e o material retido fixado com álcool 70° e corado com Rosa de Bengala. Amostras ricas em material inorgânico grosseiro (areia, cascalho) foram também submetidas à flotação com solução saturada de NaCl. Antes da atividade de triagem sob estereomicroscópio, as amostras foram mais uma vez lavadas para a eliminação do corante em solução, de modo a efetivar o contraste entre o material corado (organismos) e não corado (detritos vegetais e partículas inorgânicas).

Os organismos bentônicos foram identificados até o menor nível taxonômico possível sob lupa. Posteriormente, foi feita uma identificação mais precisa dos tipos larvais de Chironomidae, quando foram montadas lâminas de suas cápsulas cefálicas, examinadas sob microscópio em aumento de até 1000 vezes. Para esta identificação foram usadas as chaves encontradas em Merritt & Cummins (1984) e Epler (1992).

As populações consideradas meiobentônicas (Rotifera, Nematoda, Turbellaria, Tardigrada, Acarina, Microcrustacea e Collembola) foram tratadas apenas qualitativamente, uma vez que a malhagem usada na seleção descarta grande fração destas populações, originando erros inaceitáveis nas estimativas de densidade.

As populações da macrofauna tiveram seus números transformados em ind/m<sup>2</sup> e porcentagem relativa (%) da fauna total para cada ponto por campanha e zona.

Todos os taxa em que apenas um organismo foi capturado nas três réplicas das quatro campanhas realizadas foram considerados acidentais para um determinado ponto de coleta. O



termo abundante foi empregado para as populações cujas densidades em determinado ponto e campanha superaram a densidade média do local de amostragem, sendo:

$$\text{Densidade média} = \text{Densidade total}/S;$$

onde: S = Índice de Riqueza de espécies (vide abaixo)

Por outro lado, foram considerados dominantes em determinado ponto/campanha as populações com abundância relativa superior a 50 %, e co-dominantes aquelas que, na presença de um dominante, apresentaram porcentagens superiores a 40 % na comunidade.

Foram calculados os seguintes índices descritivos da estrutura da comunidade;

- a) Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H'), em  $\log_2$  (Washington, 1984);
- b) Índice de Equitatividade de Pielou (J') (Odum, 1985);
- c) Índice de Riqueza de espécies (S): como simplesmente a soma das diferentes categorias taxonômicas encontradas na amostra;
- d) Índice de Dominância de Simpson (I) (Washington, *op.cit.*);
- e) Índice de Diversidade de Margalef (d), em  $\ln$  (Washington, *op. cit.*);
- f) Índice de Comparação Sequencial de Cairns (ICS) (Cairns & Dickson, 1971).

Foi também aplicado um índice comumente usado em avaliação do stress proporcionado pela poluição orgânica sobre o bentos lacustre;

- g) Razão Oligochaeta/Chironomidae (Wiederholm, 1980), em que não foram considerados os gêneros predadores de Chironomidae (*Cryptochironomus* e todos Tanypodinae) e cujos valores foram ajustados para as profundidades de coleta, como recomendado pelo autor.

Para o cálculo dos índices foram considerados os dados provenientes da somatória das três réplicas em cada ponto, em cada campanha. Foi necessário estabelecer como critério básico ao cálculo destes índices, densidade total mínima de 100 ind/m<sup>2</sup>, para cada ponto/campanha. Números inferiores a este corresponderam basicamente a situações em que poucos taxa, e em baixas densidades, haviam sido capturados, e que geraram valores, nos índices de estrutura de comunidade, não condizentes com o desequilíbrio constatado pela simples observação dos dados.

A fim de inspecionar a existência de associações entre os índices foram feitos diagramas de dispersão. A seguir, utilizou-se o coeficiente de correlação de Pearson para que fossem quantificadas as associações observadas nos diagramas (Neter *et al.*, 1990).

Com o objetivo de definirmos compartimentos biológicos na zona sublitoral da represa Billings, tanto em termos temporais quanto espaciais, empregou-se a técnica de análise de





agrupamento tanto para as densidades populacionais como para os índices estruturais das comunidades. Nos dois casos foi empregada a distância Euclidiana e o método de Ward.

No agrupamento por densidades foram utilizados a soma de organismos bentônicos encontrados nas três réplicas para cada um dos taxa, tendo sido eliminados os taxa cujo total nas réplicas foi igual ou inferior a 5 (*Cryptochironomus*, *Einfeldia*, *Parachironomus*, *Tanytarsus*, *Ablabesmyia*, *Coelotanypus*, Ceratopogonidae, Syrphidae, Trichoptera e Diptera n.i.). Os dados foram padronizados segundo a transformação  $(x - x_{\text{mín}})/(x_{\text{máx}} - x_{\text{mín}})$  a fim de assumirem valores em um mesmo intervalo [0; 1]. No agrupamento por índices estruturais, os índices de riqueza (S) e de Cairns (ICS) sofreram a mesma transformação (Jonhson & Wichern, 1982).

A seguir foi aplicada a técnica de Análise de Discriminante aos grupos formados com os dois tipos de agrupamentos biológicos citados utilizando-se as variáveis ambientais: granulometria, umidade e matéria orgânica do sedimento, temperatura, OD e condutividade da água de fundo, Ptotal, N - NH<sub>4</sub>, Cu, clorofila e coliformes fecais da água superficial da região limnética e transparência, a fim de explorar o quanto estas variáveis estavam relacionadas com estes compartimentos. Os pontos 5 (JAN e JUL) e 6 (OUT) foram excluídos desta análise por não possuírem valores para as variáveis granulometria, transparência e temperatura, e transparência, respectivamente (Afif & Clark, 1984; Shin, 1982).

Nos testes estatísticos foi sempre considerado nível de significância de 5 %, tendo sido utilizados os softwares STATGRAPHICS (v.6.0) e FITOPAC (v.1.0).



## RESULTADOS

### MICRO E MEIOBENTOS

A tabela IV representa a ocorrência de organismos micro e meiobentônicos encontrados nas amostras de sedimento da represa Billings. Uma vez que a malha de seleção empregada não é eficiente na captura destes animais, a discussão destes dados se limitará a termos qualitativos.

O ponto 7 (reservatório do Rio das Pedras) foi o local de maior variedade de grupos, tanto na zona sublitoral (13 grupos) quanto na profundal (9). Alguns destes organismos parecem estar mais associados a raízes de macrófitas flutuantes, frequentemente presentes neste ponto, do que ao substrato propriamente dito, como Ostracoda, Turbellaria e Tardigrada, assim como alguns membros da macrofauna, a serem discutidos adiante. Estes organismos teriam sido carregados para o fundo no afundamento destas macrófitas.

Em contrapartida, o ponto 9 (reservatório do Rio Grande) foi o mais pobre em tipos micro e meiobentônicos, com apenas uma ocorrência na sublitoral e outra na profundal.

Os Copepoda Cyclopoida e o Cladocera *Diaphanosoma* foram os organismos de distribuição mais ampla na represa, seguidos dos Cladocera Macrothricidae (*Ilyocryptus: I. sordidus e I. spinifer*), *Daphnia* e *Moina*. Destes, apenas Macrothricidae é considerado bentônico, os demais têm hábito planctônico, incluindo os Cyclopoida que, embora não tenham sido todos identificados, aqueles que o foram pertenciam aos taxa *Metacyclops mendocinus* e *Thermocyclops decipiens*, ambos planctônicos.

Foi frequente a ocorrência de organismos meiobentônicos na ausência de macrobentos.

### MACROBENTOS

#### *ZONA SUBLITORAL*

##### ***Ponto 1***

Foram registrados cinco taxa (Tab. V), dos quais Oligochaeta foi dominante e abundante (JAN e ABR), *Chironomus*, abundante (JAN)(Tabs VI e VII; Fig. 2) e *Polypedilum* e Ceratopogonidae acidentais.

Temporalmente a estrutura sofreu simplificação até atingir condição azóica em OUT. Em JUL os organismos encontrados já não exibiam densidade suficiente para caracterizar populações



residentes e, em última instância, uma comunidade (Tab. VI). De JAN para ABR houveram quedas em todos os índices de Diversidade ( $H'$ , ICS e  $d$ ), Riqueza ( $S$ ) e Equitatividade ( $J'$ ) e aumento em Dominância ( $I$ ). Tanto os valores de JAN quanto de ABR da razão Oligochaeta/Chironomidae podem ser considerados altos, já que o máximo encontrado para o Complexo Billings foi 36,9 (ponto 8, AGO)(Tab. VIII; Figs 3 a 9).

Em JUL e OUT o material bentônico coletado assemelhou-se ao da profunda, tendo sido fino, mole e sem a fração de areia que havia apresentado nas duas coletas anteriores (Tabs IX e X). Com o abaixamento do nível de água ocorrido na estiagem (Tab. XI; Fig. 10), a profundidade de coleta do bentos sublitoral teria atingido a extensa zona de deposição, com alto grau de contaminação orgânica e inorgânica, que caracteriza os sedimentos da profunda (Tab. XII). Além disso, os dados de condutividade e O.D. da água de fundo foram, respectivamente, superiores e inferiores aos registrados em JAN e ABR, tendo o O.D. estado ausente em JUL e com teor inferior a 30% da saturação em OUT (Tab. X). Dados da água superficial na zona limnética, como aumentos significativos na turbidez e nas concentrações de  $P_{total}$ , N-Kjeldahl e N-NH<sub>4</sub> (Tab. XII) refletem a atividade de bombeamento das águas poluídas do canal do rio Pinheiros executada no período de seca (Fig. 10), segundo fator estressante ao bentos sublitoral.

### **Ponto 2**

Quatro taxa foram encontrados neste ponto (Tab. V). Novamente, apenas Oligochaeta (JAN) e *Chironomus* (JAN e ABR) chegaram a ser considerados abundantes (Tab. VI), porém aqui, diferentemente do ponto 1, o dominante foi *Chironomus* em JAN e ABR (Tab. VII; Fig. 2).

A tendência temporal foi similar a do ponto 1, tendo ocorrido diminuição nos valores de  $H'$ , ICS e  $J'$  e aumento na Dominância ( $I$ ) de JAN para ABR (Tab. VIII; Figs 3 a 9). Em JUL as populações mostraram-se muito fracas e em OUT nenhum organismo macrobentônico foi encontrado. A razão Oligochaeta/Chironomidae, embora bastante alta em JAN, obteve um dos mais baixos valores de todo o projeto em ABR.

Como no ponto 1, o sedimento nas duas últimas campanhas assemelhou-se ao da zona profunda, tendo sido fino, mole e sem a fração de areia que vinha ocorrendo (Tabs IX e X). Novamente levanta-se a hipótese de que, pela queda no nível d'água, a zona sublitoral atingiu os sedimentos altamente contaminados da profunda (Tab. XII). A qualidade da água neste ponto também mostrou comprometimento em JUL e OUT, provavelmente em consequência do bombeamento, com aumento nas concentrações de N-Kjeldahl,  $P_{total}$  e N-NH<sub>4</sub> na água



superficial da região de água aberta e queda nos teores de O.D. na água imediatamente acima do substrato da própria zona sublitoral, inferiores a 30% de saturação nas duas últimas campanhas (Tab. X).

### **Ponto 3**

Neste braço foram encontrados onze taxa, dos quais três foram considerados acidentais (Tab. V). *Oligochaeta* e *Chironomus* foram os mais frequentes, tendo sido *Oligochaeta* abundante em JAN, ABR e OUT, *Chironomus* em JUL e OUT e *Tanypus* em JUL (Tab. VI). Chegaram à dominância, *Oligochaeta* (JAN, ABR e OUT) e *Tanypus* (JUL) (Tab. VII; Fig. 2). Foram encontradas algumas poucas larvas do Chironomidae-Tanytarsini do gênero *Tanytarsus* em ABR e JUL (Tab. VI).

Ao contrário dos pontos 1 e 2 do corpo central, neste local a comunidade bentônica sofreu grande melhoria de JAN para ABR, a partir do qual oscilou em níveis superiores de estrutura. O maior valor de O foi encontrado em ABR e o menor em JUL (Tab. VIII; Figs 3 a 9).

Os dados de granulometria mostraram que também neste ponto o substrato sofreu alteração em JUL e OUT, tendo sido pouco menos fino que o habitualmente encontrado na profunda, mas sem a fração de areia que vinha ocorrendo nas amostras anteriores ao abaixamento do nível d'água da represa, e bem mais mole (Tabs IX e X). A qualidade da água parece ter sofrido algum comprometimento em OUT, quando a condutividade da água de fundo da zona sublitoral e o teor de Ptotal da água superficial na região limnética sofreram incremento (Tabs X e XII). A concentração de O.D. da água de fundo neste ponto, embora nunca inferior a 30 % de saturação, pode ter sido importante fator limitante para a população de *Tanytarsus*, ausentes das amostras de JAN e OUT, quando o teor deste gás esteve inferior a 45 %.

Observou-se em JUL que, embora as profundidades de coleta para o bentos sublitoral e profunda diferissem em apenas 0,5 m, as amostras obtidas forneceram dados bem diversos. A pequena diferença granulométrica, somada a estes resultados biológicos, parece indicar que as amostras da sublitoral não chegaram a atingir a zona de deposição, a zona profunda, a qual apresentou níveis acentuados de contaminação para Cu, Mn e Ni (Tab. XII).

### **Ponto 4**

Seis foram os taxa registrados para o ponto 4 (Tab. V), dos quais chegaram a ser abundantes *Oligochaeta* (ABR), *Chironomus* (JAN) e *Polypedilum* (ABR) (Tab. VI). Destes, só atingiram dominância na comunidade *Chironomus* (JAN) e *Polypedilum* (ABR) (Tab. VII, Fig.



2). Em JUL as populações não atingiram densidades suficientes para que fossem consideradas estabelecidas no local e, em OUT, nenhum organismo foi capturado (Tab. VI).

Temporalmente, a comunidade bentônica deste terceiro ponto pertencente ao corpo central da represa seguiu tendência similar aos anteriores, porém sem ter sofrido piora entre JAN e ABR, meses em que a comunidade apresentou níveis equivalentes de diversidade. Nestes dois meses a razão *Oligochaeta/Chironomidae* foi baixa (Tab. VIII; Figs 3 a 9).

Abioticamente, a região sublitoral do ponto 4 apresentou concentração de O.D. na água próxima ao substrato inferior a 30 % de saturação apenas em JUL, e a sua condutividade mostrou valores significativamente maiores em OUT (Tab. X). O sedimento nas duas últimas campanhas mostrou características bem diferentes das primeiras coletas, tendo sido similar ao comumente encontrado na zona profunda, ou seja, orgânico, mole (alto teor de água) e fino, sem fração significativa de areia (Tabs IX e X). Além disso, alguns parâmetros da zona limnética que usualmente diagnosticam a qualidade da água, mostraram piora em JUL e OUT (coliformes fecais e N-Kjeldahl na água superficial) ou apenas em OUT ( $P_{total}$ , clorofila e turbidez na água superficial)(Tab. XII).

Em JUL, quando o nível de água da represa Billings sofreu uma queda drástica em decorrência do período de seca (Tab. XI; Fig. 10), foi coletada uma amostra do sedimento exposto neste ponto. Esta foi colocada em cristalizador e recoberta com água filtrada do mesmo ponto. No nono dia, eclodiram vários indivíduos *Oligochaeta-Tubificidae*. Análise do sedimento seco revelou a presença de cistos (adultos encapsulados por fina membrana), sem dúvida desenvolvidos como adaptação ao rebaixamento do nível de água e consequente exposição destes indivíduos ao ar.

### **Ponto 5**

Dos dez taxa encontrados neste ponto, Trichoptera foi considerado acidental (Tab. V). Apenas *Oligochaeta* ocorreu em todas as campanhas, tendo sido abundantes em JAN, JUL e OUT. *Chironomus* (JUL e OUT) e *Chaoboridae* (ABR) também foram abundantes (Tab. VI). A população dominante variou de acordo com o mês de coleta, tendo sido *Oligochaeta* em JAN, *Chaoboridae* em ABR e *Chironomus* em JUL. Em OUT houve co-dominância de *Chironomus* e *Oligochaeta* (Tab. VII; Fig. 2).

O comportamento temporal da comunidade bentônica deste ponto diferiu dos anteriores, tendo sido em ABR encontrados os piores valores dos índices estruturais (Tab. VIII; Figs 3 a 9). Além da simplificação estrutural observada, neste mês a comunidade foi dominada por um



organismo (Chaoboridae) considerado merobentônico por seu hábito migratório. Entretanto, nas campanhas subsequentes houve melhoria em suas condições, evidenciada pela maioria dos índices estruturais e pela presença, ainda que em densidades reduzidas, de *Tanytarsus* e *Nimbocera*. A razão O oscilou de forma similar, embora a nível pouco mais baixo, ao observado para o outro braço estudado no trecho Pedreira-Imigrantes (ponto 3), tendo sido menor no inverno (Tab. VIII).

Os dados abióticos do ponto 5 indicam alteração nas características do sedimento em ABR e JUL, com aumentos significativos nos teores de água e matéria orgânica (Tab. X), embora em JUL tenha ocorrido razoável quantidade de areia (Tab. IX). O ponto 5, assim como o 8, tornou-se cada vez mais raso no decorrer das campanhas de coleta, tendo sua profundidade máxima atingido a zona sublitoral já em ABR (Tab. II). É notável, entretanto, que apesar das similaridades nas profundidades de coleta, as comunidades das duas zonas foram semelhantes apenas em ABR, quando os sedimentos também o foram. Os teores de O.D. na água próxima ao substrato foram em geral altos, alcançando a supersaturação em JAN e OUT (Tab. X). Em ABR, os dados de coliformes fecais na água superficial da região limnética indicam grande comprometimento na qualidade da água neste ponto, por entrada massiva de esgoto (Tab. XII).

### **Ponto 6**

De nove taxa encontrados neste ponto, três foram acidentais (Tab. V). Apenas *Chironomus* ocorreu em todas as campanhas, tendo sido abundante e dominante em JAN, JUL e OUT. Oligochaeta foi abundante em JAN e ABR e dominante neste último mês (Tabs VI e VII; Fig. 2). Ocorrências, porém em densidades muito baixas, de *Tanytarsus* e *Nimbocera* foram observadas nas três primeiras campanhas (Tab. VI).

Estruturalmente, tanto o S quanto o ICS indicaram piora temporal nas condições da comunidade bentônica deste ponto. Para H'e d, JUL mostrou os valores mais altos, e OUT os mais baixos, enquanto J'e l oscilaram pouco (Tab. VIII; Figs 3 a 9). No inverno, a densidade total esteve bastante reduzida (Tab. VI; Fig. 11) e pode ter sido responsável pelo comportamento discrepante dos índices. Foi na última campanha que a comunidade parece ter enfrentado sua situação mais crítica. Mais uma vez o menor valor da razão Oligochaeta/Chironomidae foi encontrado em JUL, tendo se mantido baixo em OUT.

O sedimento neste ponto apresentou características bem diferentes em JAN, com grande proporção de areia e baixos teores de água e matéria orgânica (Tabs IX e X). A menor concentração de O.D. na água de fundo ocorreu em ABR, mas foi superior a 50 % de saturação.



Neste mês os dados de coliformes fecais na água superficial da zona limnética indica, como o havia feito para o ponto 5, entrada significativa de esgoto (Tab. XII). Em OUT, apenas o valor de condutividade na água próxima ao substrato apresentou razoável aumento (Tab. X).

### **Ponto 7**

Foram registrados dezesseis taxa neste ponto, mas seis ocorreram acidentalmente (Tab. V). Apenas *Oligochaeta* e *Chironomus* foram capturados nas quatro campanhas. *Oligochaeta* foi considerado abundante (todas as campanhas), assim como Bryozoa (JUL e OUT) e *Polypedilum* (ABR). Pela primeira vez ao longo da represa, *Nimbocera* compôs uma população significativa. Dominância foi exercida por *Oligochaeta* (JAN e OUT) e *Polypedilum* (ABR) (Tabs VI e VII; Fig. 2).

Temporalmente, a maioria dos índices (S, H', ICS, d e l) indica JAN como o mês mais crítico para a comunidade bentônica deste ponto. Posteriormente os dados estruturais mostram tendência à melhoria, com pequeno retrocesso em OUT. Em JUL foi atingido o maior valor de H' em todo o projeto. A razão *Oligochaeta/Chironomidae* foi baixa tanto em ABR quanto em JUL, enquanto JAN e OUT apresentaram valores considerados altos para o Complexo (Tab. VIII; Figs 3 a 9).

Este foi o único local em todo o Complexo Billings onde não houve rebaixamento de nível decorrente da estiagem (Tab. XI). O substrato da região sublitoral sempre apresentou importante parcela de areia, embora em JAN os teores de silte, argila e matéria orgânica tenham sido significativamente superiores aos dos encontrados nas campanhas seguintes (Tabs IX e X). A concentração de O.D. na água de fundo nunca foi fator estressante para a comunidade, porém os valores de condutividade aumentaram em OUT. Os dados de coliformes fecais na água superficial da região limnética não indicam, em nenhuma das quatro campanhas, uma grande entrada de esgotos, mas os teores de clorofila foram bastante altos em JAN e OUT, apresentando condições eutróficas em JAN, ABR e OUT (Tab. XII).

Em OUT foram coletadas macrófitas flutuantes neste ponto, entre as quais dominou *Pistia stratiotes*. No levantamento qualitativo da fauna associada às suas raízes e folhas, uma grande variedade de taxa foi encontrada, compreendendo tanto organismos da meiofauna (muitos Cyclopoida e Ostracoda, além de Cladocera, *Oligochaeta-Aelosomatidae*, Nematoda, Tardigrada, Hydracarina, Halacarina, Oribatida e Microturbellaria) quanto da macrofauna (muitos *Oligochaeta-Naididae* e Mollusca-Gastropoda-Planorbidae-*Drepanotrema*, além de *Oligochaeta-Tubificidae*, Mollusca Gastropoda não Planorbidae, Hirudinea, Bryozoa, Nemertinea,



*Turbellaria-Dugesia tigrina*, ninfas de Odonata e larvas de Lepidoptera, Coleoptera e dos Diptera-Tipulidae, Chironomidae, Ceratopogonidae, Ephydriidae e Stratiomyiidae). Assim como alguns organismos meiobentônicos que ocorreram nas amostras de sedimento deste ponto foram considerados mais provavelmente associados às macrófitas aquáticas, Bryozoa e o Oligochaeta-Naididae também foram incluídos nessa hipótese em virtude da alta densidade de indivíduos destes taxa encontrados nas macrófitas.

### **Ponto 8**

Um total de dezesseis taxa foram capturados neste ponto, dos quais dois foram considerados acidentais (Tab. V). Oligochaeta, *Chironomus* e Chaoboridae ocorreram em todos os meses de coleta. Foram considerados abundantes: Oligochaeta (JAN, ABR e OUT), *Cladopelma* (JAN), *Polypedilum* (ABR e OUT), *Labrundinia* (JAN), *Tanypus* (JAN, ABR e JUL) e Chaoboridae (ABR e JUL)(Tab. VI). Destes, só Oligochaeta (OUT) e *Tanypus* (JAN e JUL) alcançaram dominância (Tab. VII; Fig. 2). Chironomidae-Tanytarsini ocorreu em JAN, ABR e OUT tendo, *Nimbocera* atingido densidade expressiva apenas na última campanha (Tab. VI). Neste ponto, os predadores Chironomidae-Tanypodinae foram os elementos de destaque do bentos.

Com exceção de J'e l, os índices estruturais mostraram tendência à piora nas condições do ponto de JAN a JUL, e neste último mês à simplificação somou-se redução em densidade (Tab. VI; Fig. 11). Os valores de OUT denotam certa recuperação. Neste ponto foi encontrado o maior valor da razão Oligochaeta/Chironomidae para o projeto (36,9 %, OUT), embora tenha apresentado valores medianos e pouco oscilantes nas três campanhas anteriores (Tab. VIII; Figs 3 a 9).

O ponto 8, assim como o 5, exibiu profundidades muito baixas na região limnética, de modo que a coleta na zona profundal deu-se na zona delimitada como sublitoral em ABR, JUL e OUT (Tab. II). Entretanto, como para o ponto 5, as comunidades bentônicas das duas zonas mostraram estruturas diferentes, com componentes e densidades distintos (Figs 2 e 12).

O sedimento, em geral com razoável fração de areia, apresentou-se bastante fino, mole e orgânico na coleta de JUL (Tabs IX e X), pico do período de baixio do nível de água (Tab. XI). A água próxima ao substrato esteve sempre bem oxigenada e com os menores valores de condutividade entre os pontos de coleta (Tab. X). Os dados da região limnética indicam, entretanto, entrada de esgoto (coliformes fecais em JAN, ABR e OUT) e níveis de clorofila característicos de ambientes eutrofizados em JAN, ABR e JUL. Baixa transparência e alta





turbidez são apenas dois, entre vários parâmetros, que distinguem o ponto 8 dos demais (Tab. XII).

### **Ponto 9**

Apenas sete taxa foram encontrados neste ponto, dos quais quatro foram considerados acidentais (Tab. V). Nenhum taxa esteve presente em todas as quatro campanhas e as densidades totais nunca ultrapassaram 100 ind/m<sup>2</sup> (dens. máx. = 75 ind/m<sup>2</sup>, em ABR). Situação azóica foi registrada em JAN e OUT, de modo que em nenhuma ocasião foram calculados índices de estrutura (Tab. VI; Fig. 11).

O substrato da zona sublitoral caracterizou-se por conter razoáveis frações de areia, embora mais fino em JAN, e baixos teores de umidade e matéria orgânica (Tabs IX e X). Os dados de coliformes fecais para a região limnética não indicam entrada de esgoto “in natura” e os níveis de nutrientes são geralmente baixos se comparados com outros pontos. O teor de clorofila também é baixo, mas mantém-se nestes níveis por sulfatação, uma vez que este é o ponto de captação de água para abastecimento da região do ABCD. Níveis altos de Cu na água superficial da zona limnética servem de traçadores desta prática rotineira da SABESP (Tab. XII). A água próxima ao substrato na zona sublitoral apresentou altos teores de O.D. e alta condutividade tendo, este último parâmetro, aumentado significativamente na última campanha (Tab. X).

Os resultados dos testes de correlação linear entre os índices estruturais da comunidade, mais a razão Oligochaeta/Chironomidae estão apresentados na tabela XIII. Os maiores valores foram encontrados entre d X S e H' X I. A razão Oligochaeta/Chironomidae não obteve nenhuma correlação significativa com qualquer dos índices estruturais, enquanto J' só o fez com I e H'. O índice de dominância correlacionou-se negativamente com os demais, como esperado.

A análise de agrupamento usando os dados populacionais resultou na formação de quatro grupos (Fig. 13). Pela figura 14 é possível definir as características faunísticas de cada um destes grupos. O primeiro e maior (**W**), com 20 pontos-campanha (p-c), uniu as situações azóicas àquelas de presença de poucas taxa em densidades baixas. O segundo grupo (**X**)(7 p-c) caracterizou-se por apresentar Oligochaeta e Chironomidae-*Chironomus* como os únicos taxa de real importância. No terceiro grupo (**Y**)(6 p-c), com exceção da 3ª campanha do ponto 7, Oligochaeta ocorreu com suas mais altas densidades, havendo outras populações com densidades



medianas a altas. No último grupo (**Z**)(3 p-c), composto das três primeiras campanhas no ponto 8, *Tanytus* foi o elemento de destaque.

Na análise de agrupamento com os índices estruturais mais a razão Oligochaeta/Chironomidae, em que já de início foram eliminadas todas as situações sem organismo e de densidade total inferior a  $100 \text{ ind/m}^2$ , também se formaram quatro grupos (Fig. 15). A figura 16 defini as características estruturais das comunidades bentônicas em cada um dos grupos. O primeiro e maior (**B**), com 11 pontos-campanha, caracterizou-se por valores intermediários de  $H'$  (entre 0,906 a 1,643),  $S$  (4 a 9) e  $d$  (0,873 a 1,354). O segundo (**C**), com 6 pontos-campanha, mantém-se com valores medianos de  $H'$  e  $S$ , mas os de  $d$  foram significativamente mais baixos (0,354 a 0,668) para este grupo com relação ao anterior. No terceiro grupo (**D**)(5 p-c) estariam as comunidades com as estruturas mais críticas, ou seja, mais perturbadas, definidas por valores baixos de  $H'$  (0,239 a 0,852),  $S$  (2 a 3) e  $d$  (0,166 a 0,647) e valores altos de  $l$  (0,635 a 0,924). Finalmente, no último grupo (**A**)(3 p-c) reflete-se a situação oposta, em que foram observados os maiores valores em  $H'$  (2,065 a 2,321),  $S$  (8 a 15) e  $d$  (1,331 a 2,300) e os menores em  $l$  (0,246 a 0,391). Tanto  $J'$  quanto  $O$  não contribuíram na distinção dos grupos assim formados.

Na análise de discriminante, parâmetros da água superficial da região limnética foram empregados como medidas do gradiente de eutrofização do reservatório, enquanto que parâmetros da água próxima ao fundo e do sedimento da região sublitoral foram usados como descritores do habitat.

A tabela XIV mostra os resultados desta análise aplicada ao agrupamento obtido com os índices. Somente a função discriminante 1 foi considerada estatisticamente significativa, tendo contribuído sozinha com 90,27 % para a separação dos grupos. A posição de cada um dos elementos dos grupos biológicos ao longo dos eixos das funções 1 e 2 está plotada na figura 17. Os coeficientes padronizados da função discriminante (Tab. XIV) apontam que as variáveis mais importantes na formação da função 1 foram: fosfato total, clorofila-a e  $N-NH_4$  na água superficial da zona limnética; O.D. e condutividade da água próxima ao substrato na zona sublitoral; e granulometria, umidade e conteúdo orgânico do sedimento. Esta mesma tabela indica os centróides de cada grupo e a partir deles nota-se que a função 1 contribuiu principalmente para a separação dos grupos 1, 2 e 4. Na figura 18 constam os gráficos de Box & Whisker para cada variável ambiental e grupo formado com dados de índices estruturais. Os resultados de classificação (Tab. XIV) mostram as porcentagens corretas das classificações dos



grupos obtidas a partir das funções definidas pelas variáveis ambientais. Através destes dados constatou-se que os grupos 1 e 3 não foram tão bem diferenciados pelas variáveis abióticas quanto os outros. Este mesmo fato pode ser observado na figura 17.

O resultado da análise de discriminante aplicada ao agrupamento obtido com os dados de densidade populacional (Tab. XV; Fig. 19) indicaram uma menor separação entre os grupos do que a observada com os índices. Somente a primeira função foi considerada estatisticamente significativa, tendo contribuído com 62,25 % da separação entre os grupos. A figura 20 mostra a representação do gráfico de Box & Whisker para cada variável ambiental e grupo formado com o dados das populações biológicas

### *ZONA PROFUNDAL*

#### ***Ponto 1***

Este ponto teve um registro total de três taxa, dos quais dois foram considerados acidentais (Tab. V). Cada um destes taxa ocorreu em apenas uma das campanhas de coleta, com densidades sempre muito baixas. Condição azóica foi observada em JUL (Tab. XVI).

A ocorrência de organismos neste ponto foi considerada fortuita. Nenhuma população atingiu densidade e/ou frequência de ocorrência suficiente para caracterizá-la como habitante local. Não existiu, portanto, uma verdadeira comunidade bentônica na zona profunda do ponto 1, em qualquer das campanhas realizadas.

O sedimento da zona profunda deste ponto, caracterizado como lodo mole e orgânico (Tabs IX e XII), apresentou concentrações de Cd (JUL e OUT), Cr (JAN, ABR e OUT), Cu (todas as campanhas), Ni (todas as campanhas), Pb (JUL e OUT) e Zn (ABR, JUL e OUT), superiores aos níveis de efeito severo, além de teores altos de PCB (ABR, JUL e OUT). A água próxima ao fundo, com valores altos de condutividade, esteve com tensão extremamente baixa de O.D. nas duas primeiras coletas, atingindo a anaerobiose em JUL e OUT. Nestes últimos meses, a concentração de N-NH<sub>4</sub> próxima ao substrato foi também elevada. Teores altos de coliformes fecais na água superficial também foram constantes e os dados de clorofila indicam condição eutrófica em JAN, ABR e OUT (Tab. XII).

#### ***Ponto 2***



Ocorrência de apenas um taxa, considerado acidental (Tab. V) e predomínio da condição azóica (Tab. XVI). Como para o ponto 1, não houve comunidade bentônica na região profunda deste ponto.

O sedimento da zona profunda deste ponto, caracterizado como lodo mole e orgânico (Tabs IX e XII), apresentou concentrações de Cd (JUL e OUT), Cr (todas as campanhas), Cu (todas as campanhas), Ni (todas as campanhas), Pb (JUL e OUT) e Zn (todas as campanhas), superiores aos níveis de efeito severo, além de teores altos de PCB (ABR, JUL e OUT). A água próxima ao fundo, com valores altos de condutividade, esteve com tensão extremamente baixa de O.D. em JAN, ABR e OUT, chegando à anaerobiose em JUL. Em JUL e OUT a concentração de N-NH<sub>4</sub> próxima ao substrato foi também elevada. Teores altos de coliformes fecais na água superficial também ocorreram em JAN e JUL e os dados de clorofila indicam condição eutrófica em JAN, ABR e OUT (Tab. XII).

### **Ponto 3**

Foram registrados três taxa (Tab. V), dentre os quais o mais frequentemente encontrado foi *Tanytus* (ABR, JUL e OUT). Entretanto, as densidades populacionais foram sempre muito baixas, tendo sido a máxima atingida por Chaoboridae, em JUL (Tab. XVI), mês em que a profundidade de coleta foi pequena (Tab. II) e condição azóica foi observada em JAN. Novamente não houve verdadeiramente uma comunidade bentônica na região profunda.

O sedimento da zona profunda deste ponto, caracterizado como lodo mole e orgânico (Tabs IX e XII), apresentou concentrações Cu (JUL e OUT), Mn (todas as campanhas) e Ni (JUL e OUT), superiores aos níveis de efeito severo, além de teores altos de PCB (ABR, JUL e OUT). A água próxima ao fundo, com valores altos de condutividade, apresentou tensão de O.D. inferior a 30 % de saturação em ABR e OUT. Teor alto de coliformes fecais na água superficial ocorreu em ABR/93 e os dados de clorofila indicam condição eutrófica em todas as campanhas (Tab. XII).

### **Ponto 4**

Dos três taxa encontrados neste ponto, dois foram considerados acidentais (Tab. V). *Chironomus* ocorreu com a maior frequência mas, se considerados os dados por campanha, este organismo também seria considerado acidental, já que nunca foi capturado mais do que um



espécime por campanha. Condições azóicas foram observadas em JAN e ABR (Tab. XVI). Mais uma vez não houve verdadeira comunidade bentônica profunda.

O sedimento da zona profunda deste ponto, caracterizado como lodo mole e orgânico (Tabs IX e XII), apresentou concentrações de Cd (JUL e OUT), Cr (todas as campanhas), Cu (todas as campanhas), Mn (JUL), Ni (todas as campanhas), Pb (ABR e OUT) e Zn (todas as campanhas), superiores aos níveis de efeito severo, além de teores altos de PCB (todas as campanhas). A água próxima ao fundo, com valores altos de condutividade, esteve com tensão extremamente baixa de O.D. em todas as campanhas. Em JUL e OUT a concentração de N-NH<sub>4</sub> próxima ao substrato foi também elevada. Teor alto de coliformes fecais na água superficial ocorreu em JUL e os dados de clorofila indicam condição eutrófica em todas as quatro campanhas (Tab. XII).

#### ***Ponto 5***

Quatro taxa foram encontrados, dos quais um foi considerado acidental (Tab. V). Chaoboridae foi o organismo mais frequente nas amostras deste local e também o que atingiu maior densidade. As densidades totais, porém, jamais ultrapassaram 100 ind/m<sup>2</sup>, não justificando o tratamento a nível de comunidade. Situação azóica foi observada em JAN (Tab. XVI). Novamente, não houve verdadeira comunidade bentônica profunda.

O sedimento da zona profunda deste ponto, caracterizado como lodo mole e orgânico (Tabs IX e XII), apresentou concentrações Cu (JUL), Mn (JUL), Ni (JUL) e Pb (OUT) superiores aos níveis de efeito severo, além de teores altos de PCB (ABR e OUT). A água próxima ao fundo, com valores pouco menores de condutividade, apresentou tensão de O.D. inferior a 10 % de saturação em JAN. Teor alto de coliformes fecais na água superficial ocorreu em ABR e os dados de clorofila indicam condição eutrófica em todas as campanhas (Tab. XII).

#### ***Ponto 6***

Dos quatro taxa registrados, um foi considerado acidental (Tab. V), e cada um dos outros ocorreu em apenas duas das quatro campanhas realizadas, em densidades quase sempre muito baixas. Apenas Chaoboridae atingiu densidade mais representativa, em ABR, quando foi a única população encontrada (Tab. XVI). ABR, aliás, foi o único mês em que foi possível calcular alguns dos índices de estrutura para este ponto (Tab. XVII), nas outras três campanhas as populações estiveram muito fracas para caracterizar a comunidade. Neste mês, diferentemente



das outras coletas, o substrato foi arenoso, com baixos teores de matéria orgânica e umidade (Tabs IX e XII).

Nas outras campanhas, o sedimento da zona profunda deste ponto caracterizou-se como lodo mole e orgânico, tendo apresentado concentrações de Cu (JUL e OUT), Mn (JAN, ABR e JUL), Ni (JUL e OUT) e Zn (ABR), superiores aos níveis de efeito severo, além de teores altos de PCB (todas as campanhas). A água próxima ao fundo, com valores altos de condutividade, apresentou tensão de O.D. inferior a 15 % de saturação em OUT. Teor alto de coliformes fecais na água superficial ocorreu em ABR e os dados de clorofila indicaram condição eutrófica em todas as campanhas (Tab. XII).

### ***Ponto 7***

Foram registrados nove taxa, dos quais um foi considerado acidental (Tab. V). Oligochaeta foi o mais frequentemente encontrado (todas as campanhas), seguido de *Chironomus* e *Tanytus*. Oligochaeta não apenas foi o dominante como também foi o único abundante nas quatro campanhas (Tabs XVI e XVIII; Fig. 12).

Neste local, a zona profunda apresentou sempre pelo menos uma população forte, suficiente para caracterizar uma comunidade. Os dados estruturais mostraram, sem exceção, que as condições mais críticas ocorreram em JAN, tendendo a melhorar até JUL, quando atingiu a sua mais alta diversidade. Em OUT ocorreu um retrocesso na comunidade, que se tornou simplificada e apresentou forte dominância de Oligochaeta, aspectos esses recorrentes de JAN. A razão Oligochaeta/Chironomidae foi sempre baixa (Tab. XVII, Figs 3 a 9).

O sedimento da zona profunda deste ponto, caracterizado como lodo mole e orgânico (Tabs IX e XII), apresentou concentrações de Cr (JAN, ABR e JUL), Cu (JUL), Mn (JAN, ABR e JUL) e Ni (JUL), superiores aos níveis de efeito severo, além de teor alto de PCB em OUT. A água próxima ao fundo, com valores altos de condutividade, apresentou tensão de O.D. inferior a 15 % de saturação em JAN e OUT. Coliformes fecais na água superficial nunca ocorreram em níveis elevados, mas os dados de clorofila indicam condição eutrófica em JAN, ABR e OUT (Tab. XII).

### ***Ponto 8***

Dos seis taxa encontrados (Tab. V), *Tanytus* e Chaoboridae foram os mais frequentes, seguidos de Oligochaeta. Chegaram a ser considerados abundantes, Oligochaeta (JAN e OUT),



*Tanypus* (ABR, JUL e OUT) e Chaoboridae (JAN e ABR)(Tab. XVI), dos quais foram dominantes, Oligochaeta (JAN e OUT) e *Tanypus* (ABR e JUL)(Tab. XVIII; Fig. 12).

Todos os índices, com exceção de J', apontaram JUL como um mês crítico e OUT como a melhor condição para a fauna profunda deste ponto. A razão Oligochaeta/Chironomidae atingiu seus maiores valores em OUT, tendo sido medianos em JAN e ABR (Tab. XVII; Figs 3 a 9).

É preciso destacar que o local de coleta foi sempre muito raso, chegando, as amostras da profunda, a serem retiradas dentro da zona previamente estabelecida como sublitoral, em ABR, JUL e OUT (Tab. II).

O sedimento da zona profunda deste ponto, caracterizado como lodo mole e orgânico (Tabs IX e XII), apresentou concentração de Pb (OUT) superior ao nível de efeito severo. A água próxima ao fundo, com os menores valores de condutividade entre os pontos estudados, apresentou-se sempre bem oxigenada. Coliformes fecais na água superficial nunca ocorreram em níveis elevados, exceto em JAN, mas os dados de clorofila indicaram condição eutrófica em JAN, ABR e JUL

### **Ponto 9**

Apenas dois taxa ocorreram neste ponto (Tab. V), que apresentou condições azóicas em JUL e OUT. As densidades populacionais foram sempre muito baixas, não caracterizando uma comunidade (Tab. XVI).

O sedimento da zona profunda deste ponto, caracterizado como lodo mole e orgânico (Tabs IX e XII), apresentou concentrações de Cu (ABR e JUL) e Hg (JAN, ABR e JUL) superiores aos níveis de efeito severo, além de teores altos de PCB em JAN, ABR e OUT. A água próxima ao fundo, com valores altos de condutividade, apresentou tensão de O.D. inferior a 20 % em JAN. Coliformes fecais na água superficial nunca ocorreram em níveis elevados e os dados de clorofila indicaram condição oligotrófica (Tab. XII). Esta condição é mantida artificialmente com emprego rotineiro de algicida (sulfato de cobre) pela SABESP.



## DISCUSSÃO

### COMPOSIÇÃO

#### *MICRO E MEIOBENTOS*

A captura de espécies pelágicas em amostras de bentos parece frequente e tem sido associada à busca de recursos alimentares (Mastrantuono, 1986), à ocupação dos centímetros superiores ao fundo da coluna d'água (Sarkka, 1979) e à coleta acidental na descida do amostrador (Petr, 1972). Estes organismos tem sido inclusive considerados em análises finais do bentos, dependendo de suas densidades e frequências de ocorrência (Shimizu, 1981; Kuhlmann, 1993). Lagos eutrofizados ou pontos poluídos dentro de um gradiente trófico de um lago, parecem oferecer condição favorável ao crescimento, em densidade, de populações de microcrustáceos planctônicos próximos ou nos sedimentos (Sarkka, *op.cit.*; Shimizu, 1978 e 1981).

O meiobentos propriamente dito pode atingir abundâncias altas e desempenhar importante papel na dinâmica de ecossistemas aquáticos (Kajak, 1988), já tendo fornecido respostas mais finas que o macrobentos em estudos de diagnose ambiental (Sarkka, *op.cit.*). Entretanto, devido a seu tamanho reduzido, a análise apropriada de suas populações requereria um gasto de tempo adicional, já que o material seria selecionado em redes mais finas, o que em parte tem limitado seu estudo (Kajak, *op.cit.*).

Granulometria, anoxia e concentrações de H<sub>2</sub>S são parâmetros que interferem em sua composição, e anoxia permanente elimina-os do ambiente (Rieradevall, 1993). Alguns Copepoda-Cyclopoida e Cladocera-Macrothricidae são considerados tolerantes à hipoxia (Tinson & Laybourn-Parry, 1985 e 1986; Rieradevall, *op.cit.*), como espécies do gênero *Ilyocryptus*, a que pertencem os espécimes da represa Billings.

#### *MACROBENTOS*

Três grupos macrobentônicos obtiveram frequências e abundâncias altas na represa Billings: Oligochaeta e larvas dos Diptera Chironomidae e Chaoboridae.

### OLIGOCHAETA





A densidade de *Oligochaeta* pode aumentar muito na presença de esgoto doméstico, já que algumas de suas espécies estão muito bem adaptadas aos efeitos desta poluição (aumento na sedimentação e no conteúdo orgânico e queda no teor de O.D.) (Hart & Fuller, 1974). Estes organismos chegam a ser mais resistentes à depleção de O.D. do que larvas de Chironomidae, por exibir um mecanismo respiratório mais eficiente (Shimizu, 1978).

Por outro lado são tidos como menos tolerantes à poluição por metais pesados do que artrópodos (Hart & Fuller, 1974), embora Lang & Lang-Dobler (1979) tenham identificado, em estudo de campo, espécies aptas a viver em sedimentos com concentrações altas destes contaminantes. Em lagos suecos, com níveis de contaminação em alguns casos inferiores (Hg, Cd e Cu) e em outros similares (Zn e Ni) ao encontrado na represa Billings, constatou-se a influência negativa da poluição por metais sobre densidades e crescimento dos *Oligochaeta* (Wiederholm & Dave, 1989).

A dificuldade da definição de uma relação direta entre o contaminação por metais e as populações de *Oligochaeta*, se deve, basicamente, a três fatores: ① o surgimento, em poucas gerações, de populações resistentes (como *Limnodrilus hoffmeisteri*, Klerks & Levinton, *apud* Johnson *et al.*, 1992), ② a capacidade de síntese de proteínas detoxicantes de metais (em espécies marinhas, Thompson *et al.*, *apud* Chapman & Brinkhurst, 1984), e ③ a relação inversa entre toxicidade de metais e conteúdo orgânico no sedimento e, conseqüentemente, nível trófico do lago (em *Tubifex*, Wiederholm *et al.*, *apud* Wiederholm & Dave, *op.cit.*).

Além disso, o ranking de tolerância das espécies de *Oligochaeta* à poluição orgânica não corresponde ao da contaminação por substâncias tóxicas (Chapman & Brinkhurst, *op.cit.*), de forma que em corpos d'água orgânica e inorganicamente contaminados seria esperada uma drástica redução destes organismos, o que aparentemente explica estarem praticamente ausentes no bentos profundo na maioria das áreas estudadas da represa Billings.

Já na zona sublitoral foi sem dúvida o taxa mais importante, fortalecendo duas idéias a serem discutidas posteriormente, de que seus sedimentos não devem apresentar o mesmo grau de contaminação por metais pesados encontrado na profunda e que a sua fauna reflete melhor a qualidade da água do reservatório.

No ponto 7, parte significativa dos espécimes de *Oligochaeta* pertenceram à família Naididae, geralmente associada à vegetação aquática (Smith, 1975) que, de fato, foi abundante e de ocorrência constante neste local e que parece ter enriquecido a fauna bentônica com outros elementos menos importantes, como Ostracoda e Bryozoa.



## CHIRONOMIDAE

Entre os insetos aquáticos, a família Chironomidae é a que melhor exhibe características de bons indicadores biológicos de poluição, ou seja, tem a distribuição mais ampla, é frequentemente a mais abundante e oferece uma grande variedade de respostas às oscilações naturais e antrópicas do ambiente aquático (Hart & Fuller, 1974; Pinder 1986; Gerstmeier, 1989; Seminara *et al.*, 1990). Consequentemente tem sido extensivamente utilizada em trabalhos de diagnóstico, em que o aprofundamento do nível de identificação destas larvas tem sido considerado essencial (Mason, 1973).

Na represa Billings foram encontrados um total de 14 gêneros de Chironomidae, entre a fauna sublitoral e profunda, com 13 e 8 gêneros, respectivamente. Dados anteriores da mesma represa, relativos às zonas litoral e sublitoral, registravam apenas quatro gêneros (*Endochironomus*, *Chironomus*, *Polypedilum* e *Tanypus*), em parte por ter sido uma investigação restrita a três pontos de coleta (Pedreira, Riacho Grande e Rio das Pedras) (Amorim & Cípolli, 1980). Destes, *Endochironomus* não foi reencontrado no presente trabalho.

Em Americana e Taiaçupeba, dois outros reservatórios eutrofizados do estado, foram observados 10 e 11 tipos larvais, respectivamente, entre as zonas litoral e sublitoral (Valenti & Froehlich, 1986). Já na represa de Paraibuna, oligotrófica, a fauna litoral e sublitoral apresentou 15 tipos larvais (Valenti & Froehlich, *op.cit.*), e a profunda 18 (Kuhlmann, 1993).

Na fauna de Chironomidae da represa Billings, cinco gêneros se destacaram pelas abundâncias atingidas: *Chironomus*, *Polypedilum*, *Cladopelma*, *Tanypus* e *Labrundinia*.

O gênero *Chironomus* tem distribuição ampla, ocorrendo tanto em ambientes limpos quanto poluídos (Epler, 1992), estando entre os organismos tolerantes à poluição (Lenat, 1993; Patrick & Palavage, 1994). O Tipo encontrado na Billings (*C. cf. plumosus*) é tido como o mais resistente às condições eutróficas (Bryce & Hobart, 1972; Siegfried, 1984; Seminara *et al.*, 1990) e, em estádios larvais mais desenvolvidos (4<sup>o</sup> instar), são também capazes de sobreviver à exposição aérea (Kaster & Jacobi, 1978). Sua habilidade incomum de sobreviver à queda acentuada de O.D., promovida pelo aumento no grau de trofia, está relacionada a uma conjunção de adaptações morfológicas e fisiológicas, como a presença de brânquias abdominais adicionais às anais, a existência de pigmentos respiratórios e à capacidade de realizar respiração anaeróbia (Bryce & Hobart, *op.cit.*; Shimizu, 1978).

Segundo Kansanen & Aho (*apud* Kansanen *et al.*, 1984), o limite mínimo de saturação de O.D. para *C. plumosus* seria 4 %. De fato, na represa Billings, a menor concentração de O.D. em



que foi observada ocorrência deste tipo larval foi 4,8 %, mas limitou-se a um único espécime. Densidades superiores a 100 ind/m<sup>2</sup> só ocorreram com O.D.  $\geq$  32,8 %, de forma que aparentemente a diminuição na tensão de O.D. tem efeito deletério sobre a densidade de *C. plumosus*. A relação positiva entre O.D. e densidade (Shimizu, *op.cit.*), ou, similarmente, o efeito deletério da depleção de O.D. sobre a abundância (Siegfried, *op.cit.*) já foram observadas para a família Chironomidae.

Na represa de Americana, as maiores densidades de *C. plumosus* estiveram associadas a maior espessura de sedimento fino, tendo sido sua ocorrência limitada pelo substrato arenoso (Shimizu, 1978). A mesma associação não foi observada na represa Billings, onde espécimes do gênero ocorreram em substratos sub-litorâneos tanto lodosos quanto arenosos.

O segundo gênero de Chironomidae a assumir certa importância na fauna bentônica da represa Billings foi *Polypedilum*, também considerado de distribuição ampla (Merritt & Cummins, 1984; Epler, 1992) e tolerante à poluição (Patrick & Palavage, 1994). Embora a espécie observada na represa Billings, *P. cf. scalaenum*, seja comumente encontrada em áreas poluídas, (Epler, *op.cit.*; Lenat, 1993), sua ocorrência neste corpo d'água praticamente restringiu-se à zona sublitoral, exceção feita ao ponto 7 (JUL). Densidades superiores a 100 ind/m<sup>2</sup> foram observadas em níveis de O.D.  $\geq$  37,4 %, bastante próximo ao limite crítico observado por Shimizu (1978) na represa de Americana (40 %). Entretanto, a população esteve ausente sob condições favoráveis de oxigenação, de modo que não parece ter sido apenas a concentração deste gás, fator limitante à sua dispersão na represa. A distribuição mais restrita deste gênero indica-o como menos tolerante às condições poluentes da represa que *Chironomus* do grupo *plumosus*.

Já as informações de literatura sobre o gênero *Cladopelma*, o terceiro em destaque entre os Chironomini da represa Billings, são bastante controversas, apontando-os ora como sensível (Lenat, *op.cit.*; Patrick & Palavage, *op.cit.*) ora como tolerante (Epler, *op.cit.*; Lenat, *op.cit.*). Esta aparente incoerência na verdade deve refletir uma variedade alta nas amplitudes de tolerância entre as diferentes espécies do gênero. O tipo observado na represa Billings apresentou distribuição restrita aos pontos 7 e 8, indicando ser menos tolerante à poluição local do que os dois gêneros anteriormente discutidos.

Da tribo Tanytarsini, geralmente associada a águas bem oxigenadas (Petr, 1972) e tradicionalmente utilizada como indicadora de condições mesotróficas na profundal (Seminara *et al.*, 1990), ocorreram apenas dois gêneros (*Nimbocera* e *Tanytarsus*), aqui destacados menos por



suas frequências e abundâncias e mais por sua possível utilidade como organismos indicadores. Apesar de algumas espécies de *Nimbocera* serem consideradas tolerantes à maioria dos parâmetros de qualidade de água (Epler, *op.cit.*) e *Tanytarsus* conter espécies de sensibilidades ecológicas muito diferentes (Semnara *et al.*, *op.cit.*), similarmente ao discutido anteriormente para *Cladopelma*, os tipos encontrados na represa Billings apresentaram ocorrências restritas à zona sub-litorânea, com nível de O.D. não inferior a 55,7 %, indicando serem mais sensíveis à poluição local do que *Chironomus* e *Polypedilum*, talvez em nível equivalente à *Cladopelma*. *Tanytarsus* tem sido também citado como tolerante à contaminação por metais pesados (Canfield *et al.*, 1994), mas suas populações na represa Billings foram ainda mais fracas que as de *Nimbocera*.

*Cladopelma*, *Tanytarsus* e *Nimbocera* podem ser adotados como organismos-chave em um sistema de monitoramento que vise acompanhar a melhoria da qualidade de vida do ambiente aquático diante de uma eventual tomada de medidas definitivas nesta direção. Seria esperado, a curto e médio prazos, que estas populações se dispersassem pelo sistema na zona sub-litorânea e se fortalecessem em termos de abundância. A longo prazo, estas populações poderão eventualmente adentrar também pela profunda, sob boas condições de aeração.

Da sub-família Tanypodinae, constituída de organismos de hábito alimentar primariamente predador (Bryce & Hobart, 1972; Baker & McLachlan, 1979; Pinder, 1986), dois gêneros se destacaram na represa Billings, tendo sido membros característicos da fauna bentônica do braço do rio Pequeno: *Tanypus* e *Labrundinia*. A alta capacidade de locomoção das espécies de Tanypodinae, desenvolvida como requisito à melhor eficiência na captura de presas, permite-os também fugir de áreas com baixo O.D. (Jonasson, 1961 e 1969, ambos *apud* Shimizu, 1978), e a disponibilidade de presas apresenta-se como fator limitante à sua distribuição (Petr, 1972). Dentre os dois gêneros mais abundantes da represa Billings, *Tanypus* foi o que apresentou maior extensão de ocorrência, comparável àquela apresentada por *Chironomus* e, de fato, são considerados tão tolerantes à poluição quanto *Chironomus* (Lenat, 1993; Patrick & Palavage, 1994). A espécie encontrada na Billings, *T. cf. stellatus* é capaz de colonizar zonas mais profundas que outras espécies do gênero (Epler, 1993). Na represa Billings ocorreu tanto na sublitoral quanto na profunda, com O.D. desde 6,9 %, mas populações superiores a 100 ind/m<sup>2</sup> só foram encontradas com O.D.  $\geq 74,8$  %.

Já *Labrundinia* praticamente restringiu-se à zona sublitoral dos pontos 7 e 8, exibindo nível de tolerância similar a *Cladopelma*, embora, como este gênero, a literatura indique a



presença de espécies de medianamente sensíveis a tolerantes à poluição (Lenat, *op.cit.*; Patrick & Palavage, *op.cit.*).

As altas diversidades e densidades de larvas de Tanyptodinae encontradas no ponto 8 da represa Billings podem estar associadas à abundância de efípios de Cladocera observada nos sedimentos deste local, citados como ítem alimentar de gêneros desta sub-família (Kajak, 1988). Por outro lado, estas formas de resistência podem ter sido geradas em decorrência de toxicidade provocada pela alga *Cylindrospermopsis raciborskii*, presente em floração de OUT/92 a MAI/93 (Cetesb, 1996a).

### CHAOBORIDAE

Estágios larvais da família Chaoboridae são comumente encontrados nas zonas profunda e sublitoral de ambientes lênticos (Thorp & Covich, 1991), e seu hábito merobentônico, ou seja, a realização de migrações diárias para as águas bem oxigenadas da superfície, os capacita a sobreviver em condições de permanente anoxia (Ward, 1992). De fato, costumam ocorrer em abundância em lagos eutrofizados (Osborne *et al.*, 1976; Sarkka, 1979; Bazzanti & Seminara, 1987), onde seriam o último inseto a desaparecer nas zonas mais poluídas. O sucesso de suas populações parece relacionar-se a presença de substrato mole e orgânico e de suas presas (Petr, 1972). Substrato mole e orgânico ocorreram em duas das três ocasiões em que larvas de Chaoboridae foram consideradas abundantes na zona sublitoral da represa Billings. O ponto 8 mostrou-se mais propício à colonização destes organismos nas duas zonas de estudo.

### ESTRUTURA

#### *ZONA SUBLITORAL*

A comunidade bentônica sublitorânea é naturalmente mais diversificada que a profunda (Brinkhurst, 1974; Ward, 1992), fornecendo maior número de elementos para a diagnose. Entretanto, por ser o ambiente mais heterogêneo, também tenderá a sofrer influência de maior número de fatores não relacionados necessariamente com o grau de poluição, o que tem, muitas vezes, desestimulado seu uso em trabalhos de avaliação da qualidade ambiental em sistemas lênticos. A fauna da zona sublitoral da represa Billings acabou por servir melhor à caracterização da qualidade de água que a da profunda, aparentemente pelo fato de, uma vez situada em região de declive, não se expor ao mesmo grau de contaminação dos sedimentos finos da profunda.



De fato, embora os dados de condutividade da água de fundo não tenham exibido diferenças significativas entre as zonas profunda e sublitoral, mostrando certa homogeneidade na distribuição iônica da massa d'água, o ambiente sub-litorâneo mostrou-se menos estressante para a fauna bentônica, que atingiu maiores densidades e diversidades que na profunda. Infelizmente, não foram medidos os teores de contaminantes específicos, orgânicos e inorgânicos, nos sedimentos desta zona, mas outros dados que não da macrofauna bentônica também demonstram que o acúmulo de poluentes parece ter sido realmente menor ao observado na profunda. Por exemplo, uma comparação entre as medidas de DBO e DQO nos sedimentos destas duas zonas, indicaram valores quase sempre bem inferiores na sublitoral.

Além disso, a proximidade à margem, que gera maior movimentação e portanto aeração da massa d'água, previniu a diminuição dos teores de O.D. a níveis insuportáveis à fauna. De fato, a concentração de O.D. na água de fundo do sublitoral só foi inferior a 40 % de saturação, nível considerado crítico para a maioria dos gêneros de Chironomidae (Shimizu, 1981), nos pontos 1 (todos os meses), 2 (JUL e OUT) e 4 (ABR, JUL e OUT), localizados no corpo central.

Oxigênio dissolvido tem sido considerado importante fator determinante das comunidades bentônicas (Sarkka, 1979), principalmente em ambientes em estado avançado de eutrofização (Petr, 1972; Saether, *apud* Kansanen *et al.*, 1984; Shimizu, 1981; Bazzanti & Seminara, 1987; Bazzanti *et al.*, 1993). Sua ação restritiva à biota pode ser direta ou indireta, ao alterar a biodisponibilidade de contaminantes (Krantzberg & Boyd, 1992). Este parâmetro foi um dos mais importantes determinantes da estrutura final das comunidades bentônicas locais, tendo atuado tanto sobre sua composição quanto sua densidade. Diptera-Chironomidae da tribo Tanytarsini, por exemplo, em geral associados a habitats bem oxigenados (Mastrantuono, 1986; Seminara *et al.*, 1990; Shimizu, 1978), tiveram apenas ocorrências sub-litorâneas na presença de níveis altos de O.D..

Dentre os pontos estudados, o 9 (reservatório do Rio Grande) foi o ambiente mais estressante ao bentos, não tendo apresentado populações suficientemente fortes e persistentes em nenhuma das campanhas (densidades totais sempre inferiores a 100 ind/m<sup>2</sup>). Uma vez que as águas poluídas provenientes de Pedreira já não penetram neste braço desde DEZ/81 (Sendacz *et al.*, 1984) e os dados não denotam entrada de esgoto "in natura" (coliformes fecais e O.D.), nem de grandes cargas de nutrientes próximas ao ponto de coleta (P<sub>total</sub> e N<sub>Kj</sub>) parece evidente a interferência de contaminantes inorgânicos.



Há na verdade dois fatores a serem considerados como geradores de estresse à comunidade bentônica do ponto 9. O primeiro e aparentemente mais importante é o alto grau de contaminação dos sedimentos por PCB e pelos íons metálicos Cu e Hg e da própria água por Cu, constatada na região limnética. É possível que essa contaminação alcance também a sublitoral, o que pode estar sendo indicado pela alta condutividade de sua água de fundo. O segundo aspecto refere-se a quebra da cadeia trófica de pastagem decorrente da inibição do desenvolvimento algáceo. O suprimento alimentar às populações bentônicas estaria sendo então alterado quali e quantitativamente, limitando-se a detritos alóctones. Neste caso, uma simplificação da comunidade seria esperada, mas não sua ausência no local. As fontes destas contaminações parecem ser a aplicação rotineira de algicida (sulfato de cobre) pela SABESP, que tem aí um de seus pontos de captação de água potável, e a influência de efluentes industriais da região de Ribeirão Pires.

A fauna bentônica sub-litorânea do corpo central da represa Billings refletiu um certo gradiente espacial de qualidade ambiental, tendo havido grau similar de comprometimento quase total nos pontos 1 e 2 e melhoria gradual nas condições do habitat nos pontos 4 e 6. Temporalmente, a tendência foi para a piora, tendo os pontos 1, 2 e 4 apresentado fauna desestruturada em JUL e condições azóicas em OUT. Esta tendência temporal deve estar respondendo a uma multiplicidade de alterações, das quais as mais importantes parecem ter sido o bombeamento de águas poluídas em fase de estiagem, a diminuição no nível de água do reservatório e as características naturalmente menos propícias ao desenvolvimento de populações do inverno.

A flutuação de nível da água afeta principalmente o bentos habitante próximo à linha litorânea (Marshall, 1978; Gasith & Gafny, 1990), atuando direta e indiretamente sobre as densidades populacionais, a riqueza de espécies e conseqüentemente a estrutura destas comunidades (Kaster & Jacobi, 1978; Gasith & Gafny, *op cit.*; Ward, 1992).

No rebaixamento de nível, as espécies aquáticas podem ser substituídas, em 35 dias, por espécies terrestres e semi-terrestres na zona exposta ao ar (Kaster & Jacobi, *op cit.*). Neste processo, alguns organismos migram em direção ao fundo, outros enterram-se profundamente em busca de umidade, outros desenvolvem formas de resistência e há ainda aqueles que morrem por encalhamento (Kaster & Jacobi, *op cit.*; Gasith & Gafny, *op cit.*). Na represa Billings, larvas do Diptera Tipulidae estiveram abundantes em uma amostra do substrato exposto do ponto 4, em que foram também observados cistos de Oligochaeta-Tubificidae. Cistos de *Tubifex tubifex* foram capazes de sobreviver à seca por 14 dias, tendo emergido 20 horas após umificados



(Kaster & Bushnell, *apud* Thorp & Covich, 1991). Na Billings, foram necessários nove dias para a eclosão dos indivíduos encistados.

A recuperação da fauna bentônica na retomada do nível de água pode ser rápida, principalmente no referente às populações de insetos cujos adultos são alados (Kaster & Jacobi, *op cit.*; Ward, *op cit.*). Entretanto, há situações em que décadas não foram suficientes para que se desse a recuperação (Ward, *op cit.*) e flutuações anuais podem ter efeito deletério permanente na diversidade bentônica da zona litorânea (Marshall, *op cit.*).

Na represa Billings, a ação negativa da queda de nível d'água sobre o bentos sublitoral deveu-se em parte ao fato de que a profundidade de coleta estabelecida para esta zona acabou por atingir a zona de deposição e conseqüentemente de maior contaminação dos sedimentos, evidenciada pelas características de lodo mole e orgânico do material capturado. Além disso, a necessidade de manutenção de um volume de água suficiente, no reservatório, à geração de energia exigiu que neste mesmo período (julho/93) fosse retomado o bombeamento das águas do canal do rio Pinheiros. Esta carga, altamente poluente, atingiu um corpo d'água com baixa capacidade de diluição, provocando hipoxia, anoxia e concentrações altas de contaminantes na água (exemplo: N-NH<sub>4</sub>), e portanto diminuindo em muito sua qualidade como habitat às populações bentônicas. Outro aspecto agravante que deve ser considerado, mesmo que a amplitude de sua atuação não tenha sido precisada na represa, foi o fato de que estes eventos (queda de nível e bombeamento) ocorreram no inverno, período em que algumas populações sofrem naturalmente queda em densidade.

É importante salientar que o bombeamento das águas do rio Pinheiros ocorreu em diversas ocasiões, tendo sido mais frequente (dias) e intenso (m<sup>3</sup>/s) em: AGO >> FEV ≅ JUL ≅ SET (Fig. 10). Sua influência negativa sobre a comunidade bentônica foi obviamente mais acentuada na estiagem, como refletido pelos índices de estrutura e pelas quedas nas densidades.

Se, por um lado, os pontos mais próximos de Pedreira (1, 2 e 4) responderam mais rápida e drasticamente ao impacto causado pelo bombeamento e o abaixamento do nível de água no período de seca, por outro, o bentos dos braços do rio Taquacetuba e do Capivari não sofreram maiores conseqüências em decorrência destes eventos. Aparentemente não foram atingidos pelas águas poluídas do canal do rio Pinheiros ou houve tempo e espaço suficiente para que estas águas fossem depuradas. Nestes pontos a fauna tendeu a melhorar estruturalmente, tendo apontado o ambiente como semi-poluído tanto no ponto 3 (OUT) quanto no 5 (JUL e OUT),





sendo que o braço mais distante (5), apresentou melhores condições que o mais próximo (3) de Pedreira.

Os pontos situados nos braços do reservatório, excetuando-se o 9, já discutido, mostraram comunidades sub-litorâneas melhor estruturadas, ou seja, mais densas e diversas, com tendências temporais variadas, mas sempre diferentes daquela observada no corpo central. Novamente a fauna refletiu um gradiente de qualidade do habitat, sendo que no braço do rio Pequeno e no reservatório do Rio das Pedras o bentos sublitoral apresentou-se estruturalmente mais complexo.

A fauna do ponto 7 (reservatório do Rio das Pedras) foi dominada por elementos resistentes à poluição orgânica (*Oligochaeta*, *Chironomus* e *Polypedilum*) e enriquecida por espécies associadas às raízes de macrófitas, como Ostracoda, Bryozoa e Naididae. Para Bryozoa, Pennak (1989) sugere 30 % de saturação de O.D. como limite de ocorrência da maioria das espécies, e outros autores comentam que dentro deste grupo existem espécies tolerantes tanto à poluição doméstica quanto à industrial (Hart & Fuller, 1974; Thorp & Covich, 1991). O substrato é apontado como fator limitante e a restrição destes organismos ao ponto 7, onde ocorreram em maior frequência e abundância na sublitoral, parece indicar que raízes de plantas aquáticas flutuantes, sempre presentes no local, são realmente seu verdadeiro habitat. Diferentemente dos outros locais de coleta no complexo Billings, o reservatório do Rio das Pedras não sofreu rebaixamento acentuado de nível de água durante o inverno.

O ponto 8 (reservatório do Rio Pequeno) apresentou características faunísticas diferentes de qualquer dos outros locais de coleta do complexo Billings, tendo tido como componentes principais gêneros predadores de Chironomidae e Chaoboridae. A comunidade bentônica deste ponto apresentou em três das quatro campanhas, a estrutura mais complexa de todo o sistema.

Dados anteriores de bentos da represa Billings (Amorim & Cípolli, 1980; Roque, 1980) já indicavam comunidades depauperadas e condições azóicas associadas ao alto grau de degradação do sistema. Amorim & Cípolli (*op.cit.*) classificaram diversos reservatórios do estado de São Paulo através de suas comunidades bentônicas, tendo sido Pedreira considerado o local mais eutrófico, enquanto que Riacho Grande e Rio das Pedras apresentaram um grau a menos na escala de trofia adotada pelos autores.

Um fator que naturalmente atua sobre a estrutura em comunidades bentônicas é a predação. Embora não mensurado para a represa Billings, alguns peixes chegam a explorar de 10-200 % da biomassa bentônica, podendo inclusive selecionar suas presas (Kajak, 1988). *Geophagus brasiliensis* é uma espécie bentófaga comumente encontrada na represa Billings



(Cetesb, 1996b), que também pode estar agindo como modificador da estrutura das comunidades bentônicas sub-litorâneas.

Na ausência destas informações, os parâmetros indicadores do grau de trofia das águas, tanto de ação indireta (Fosfato total, N-NH<sub>4</sub> e clorofila-a da água superficial da região limnética; e condutividade da água de fundo na zona sublitoral) quanto direta (O.D. da água de fundo na zona sublitoral) sobre as populações bentônicas, e os parâmetros que caracterizam o microhabitat (granulometria, umidade e conteúdo orgânico dos sedimentos da zona sublitoral) foram selecionados, por análise de discriminante, como os que melhor explicaram os grupos formados através da análise de agrupamento, com dados descritivos das estruturas das comunidades bentônicas sub-litorâneas.

A figura 21 representa este gradiente ambiental e os valores de índices estruturais da comunidade bentônica que caracterizam seus níveis. Os primeiros quatro níveis de qualidade (A-D) são aqueles definidos pela análise de agrupamento e, portanto, refletem em grande parte o grau de trofia de suas águas e condições do micro-habitat. O quinto nível (E) está formado por um único ponto-campanha em que apenas o taxa mais resistente (*Oligochaeta-Tubificidae*) ocorreu em abundância e, não tendo sido possível o cálculo de alguns índices estruturais, não foi usado na análise de agrupamento. No mais avançado grau de degradação da represa (F) juntaram-se duas situações diferentes que causaram o mesmo efeito sobre a fauna, ou seja, a impossibilidade de que populações se instalassem permanentemente. Este grande grupo está representado pelos pontos (1, 2 e 4) que mais teriam sofrido o estresse promovido pelo rebaixamento de nível e bombeamento da água poluída do Alto Tietê no período de seca, e pelo ponto 9, que sofre pela introdução rotineira de algicida (sulfato de cobre) e que apresenta um histórico de contaminação industrial proveniente da região de Ribeirão Pires (Cetesb, 1979).

Segundo este gradiente, uma melhoria na qualidade ambiental implicará, em primeira instância, no aumento numérico de H' e S, e, posteriormente, também de d, que melhor reflete elevações na densidade total da comunidade, até que se atinja um nível máximo de qualidade em que H', S e d trazem números elevados, enquanto l apresenta valor baixo. Ou seja, inicialmente haveria incremento na possibilidade de colonização por novas espécies, e, provavelmente quando os níveis de contaminação diminuíssem a níveis inferiores àqueles que atuam adversa mas subletalmente sobre as populações, também as densidades tenderiam a ser significativamente mais elevadas.



O uso de variáveis descritoras das estruturas das comunidades bentônicas na definição das variações espaciais e temporais na qualidade ambiental do complexo Billings foi mais vantajoso do que dos dados de densidades populacionais, contrariamente ao observado por Johnson *et al.* (1992) em um gradiente de poluição por metais. Apenas o índice de equitatividade ( $J'$ ) relacionou-se fracamente com as outras medidas e não foi importante na determinação dos níveis de degradação obtidos. A baixa habilidade de  $J'$  para discriminar diferenças sutis na comunidade entre pontos de amostragem já foi anteriormente comentada (Magurran, 1988).

Segundo dados da literatura, o índice de Shannon-Wiener ( $H'$ ) nem sempre tem fornecido resultado satisfatório na avaliação de um estresse, e muitos autores defendem que a medida simples de riqueza ( $S$ ), como usada neste relatório, ou o índice de Simpson ( $I$ ) são preferíveis nestes casos. Há ainda aqueles que argumentam que o índice de Margalef ( $d$ ), embora pouco usado, apresenta potencial para ser importante ferramenta na avaliação ambiental (Magurran, *op.cit.*).

Em um estudo com recifes de corais de Barbados (Tomascik & Sander, *apud* Magurran, *op.cit.*), os índices  $H'$  e  $d$  obtiveram resultados equivalentes, o índice de Simpson foi útil para detectar alterações em dominância e  $J'$  foi a medida que produziu o menor grau de discriminação entre as assembléias, similarmente às respostas obtidas na represa Billings.

Wilhm & Dorris (1968) e Cairns & Dickson (1971) estabeleceram faixas de valores para  $H'$  (em  $\log_2$ ) e ISC, respectivamente, dentro de um gradiente de poluição. Segundo Wilhm & Dorris (*op.cit.*), valores superiores a 3 indicariam água limpa, entre 1 e 3, moderadamente poluída e inferior a 1, fortemente poluída. Para o ISC, valores superiores a 12 descreveriam ambiente saudável, entre maior que 8 e 12, semi-poluído, e inferior ou igual a 8, poluído. Aplicados à fauna sublitoral do Complexo Billings, os dados de  $H'$  indicariam águas fortemente poluídas nos pontos 1 (ABR), 2 (ABR), 3 (JAN), 5 (ABR), 6 (OUT) e 7 (JAN e OUT), sem considerar as ocasiões azóicas e de densidades inferiores a  $100 \text{ ind/m}^2$ , conseqüentes de forte poluição, e em que este índice não foi calculado. Nos outros pontos-campanha a situação seria de poluição moderada. Já pelo índice de Cairns, apenas o ponto 8 (JAN) estaria semi-poluído, todos os outros seriam classificados como poluídos.

O gradiente ambiental (Fig. 21), definido para o Complexo Billings pela análise de agrupamento, efetuada com os índices descritores da comunidade bentônica sublitoral, identificou seis classes diferentes que poderiam até serem simplificadas para quatro, com a fusão dos grupos B + C e E + F. Por este diagnóstico, parte-se de uma condição de fraca poluição



(grupo A) até a de poluição extrema (grupos E + F), com dois níveis de condições intermediárias (grupos B + C e D). Desta forma, o diagnóstico da condição de forte poluição assemelha-se à efetuada através do critério de Wilhm & Dorris (1968) para H'. Apenas o ponto 7 (OUT), teria diagnósticos conflitantes.

Por terem sido definidos para rios e riachos temperados, os limites de H' e ISC (Wilhm & Dorris, *op.cit.* e Cairns & Dickson, 1971), aplicariam-se melhor, em ambientes lênticos, às faunas litorâneas e sub-litorâneas, de características mais próximas às encontradas na água corrente. Mesmo assim, em represas de nível flutuante, onde previne-se o crescimento de macrófitas enraizadas na zona litoral, não é provável que as diversidades atinjam valores similares aos encontrados em sistemas lóticos livres de poluição. Desta forma, embora para H' as faixas definidas na literatura pareçam encaixar-se à realidade encontrada na represa Billings, para ISC os limites teóricos parecem superestimados. Em ambos os casos é necessária uma adequação tanto à realidade faunística do hemisfério sul quanto à ambientes lênticos. Por enquanto, sugere-se que os valores dos índices estruturais que caracterizaram o grupo biológico A sejam tomados como meta primeira em um sistema de monitoramento a um processo de recuperação da Represa Billings.

A razão *Oligochaeta/Chironomidae* (Wiederholm, 1980), vem funcionando satisfatoriamente como ferramenta ao diagnóstico ambiental, com dados do bentos profundo, relacionando-se positivamente com o grau de trofia dos ambientes (Bazzanti & Seminara, 1987). Entretanto, na represa Billings não correlacionou-se com nenhum dos índices estruturais, não tendo mostrado relação direta com grau de trofia e não desempenhando papel importante na determinação dos grupos formados com os mesmos índices. A sua aparente ineficácia pode estar relacionada a dois fatores. Em primeiro lugar, a maior quantidade de dados refere-se ao ambiente sub-litorâneo, que pode não ser tão adequado ao emprego desta razão por apresentar variabilidade de substrato, parâmetro importante à distribuição destes organismos, embora Mastrantuono (1986) a tenha usado com sucesso na zona litoral do lago Nemi (Itália). Em segundo lugar, o ambiente estudado apresenta poluição mista, ou seja, tanto orgânica quanto inorgânica, e a ação de tóxicos inorgânicos pode comprometer o resultado final da razão, já que a presença de metais pesados costuma comprometer as densidades populacionais de *Oligochaeta*, aparentemente menos tolerantes a estes contaminantes do que *Chironomidae* (Hart & Fuller, 1974; Wiederholm & Dave, 1989; Johnson *et al.*, 1992).



A comunidade bentônica da zona profunda da represa Billings foi em geral menos rica em grupos e densa em organismos que aquela encontrada na zona sublitoral do mesmo ponto. Estudos sobre a distribuição batimétrica da fauna bentônica têm indicado ser um padrão bastante comum esta diminuição no número de taxa com o aumento da profundidade (Brinkhurst, 1974; Shimizu, 1981; Kajak, 1988; Ward, 1992), já que, mesmo em ecossistemas não impactados, o ambiente na profunda tende a ser mais restritivo à colonização pelas populações bentônicas, oferecendo menor diversidade de habitats (substrato homogêneo mole e matéria orgânica, em geral, finamente fracionada), condições abióticas mais estáveis (menor oscilação de temperatura e da massa d'água) e por vezes também mais estressantes (teores mais baixos de O.D.).

Em reservatórios com níveis altos de contaminação orgânica e inorgânica, como a represa Billings, o ambiente da profunda torna-se ainda mais impróprio à vida. Nestes sistemas, o consumo aeróbio na decomposição da carga orgânica e no processo oxidativo de alguns compostos químicos provoca queda acentuada nas concentrações de oxigênio próximo ao fundo, chegando inclusive a apresentar períodos prolongados de anaerobiose, como observado nos pontos 1 e 2. Alguns organismos, como vermes *Oligochaeta* da família *Tubificidae* e larvas de *Diptera-Chironomidae* do gênero *Chironomus*, ambos ocorrentes na Billings, sobrevivem e podem proliferar em ambientes organicamente enriquecidos, sob baixa tensão de O.D. e até resistem às condições anaeróbias, mas nenhuma espécie verdadeiramente bentônica, nem mesmo os taxa anteriormente citados, pode sobreviver a períodos prolongados de anaerobiose (Ward, *op.cit.*).

Da região de Pedreira ao Summit Control, incluindo investigações nos braços dos rios Bororé e Taquacetuba, só houve um dado (ponto 6, ABR) em que se poderia falar na existência de uma comunidade bentônica profunda, ainda que simplificada e dominada por um organismo merobentônico (larvas de *Chaoboridae*), frequentemente encontrado em lagos em estado adiantado de eutrofização (Osborne *et al.*, 1976; Sarkka, 1979; Bazzanti & Seminara, 1987), onde seria o último inseto a desaparecer em decorrência da poluição. Nos outros pontos e campanhas desta região, os dados levantados mostraram condições azóicas ou uma fauna depauperada, constituída de poucas taxa em densidades mínimas, cuja captura foi em muitos casos considerada acidental. Várias foram as fontes de estresse observadas para a fauna



bentônica, como anaerobiose prolongada, baixas tensões de O.D. e níveis altos de  $N-NH_4$  na água de fundo, além de concentrações prolongadas de metais e PCBs no sedimento

A disponibilidade de oxigênio dissolvido na água de fundo é, como discutido na seção anterior, um importante fator determinante da fauna bentônica. Com relação a amônia, concentrações superiores a 2,5 mg/L são consideradas nocivas a muitos organismos de água doce de pH neutro-alcalino (Reid & Wood, *apud* Maier & Takino, 1985 b), tendo este limite sido superado nos pontos 1 (JUL e OUT), 2 (JUL e OUT) e 4 (OUT) da represa Billings.

Os níveis de PCB observados nos sedimentos da Billings podem ser considerados elevados, quando comparados com dados norte-americanos, e estes compostos têm forte ação tóxica sobre os invertebrados bentônicos (Moore & Ramamoorthy, 1984).

Comprometimento da biota também foi encontrado no reservatório do rio Grande, próximo ao ponto de captação de água da SABESP. Neste local, a contaminação orgânica já não é tão pronunciada e provém principalmente de clubes e do município de Ribeirão Pires, situados na sua área perimetral, e não da reversão do rio Pinheiros através de Pedreira. A presença de contaminantes inorgânicos (Cu e Hg) e PCBs neste ponto é a única explicação para a ausência de uma comunidade bentônica bem estruturada, em todos os meses de coleta e em ambas as zonas amostradas, profunda e sublitoral. Este foi o único local onde os níveis de mercúrio no sedimento ultrapassaram a concentração de efeito severo sugerida por Persaud *et al.* (1992).

Em experimentos com microcosmos, concentração de Cu na água de fundo superiores a 9,3  $\mu\text{g/L}$ , como as observadas nos pontos 1 (JUL), 2 (JUL e OUT), 3 (ABR e OUT), 5 (JUL e OUT), 6 (JUL), 7 (ABR e JUL) e 9 (todas as campanhas) da represa Billings, foram detectados danos na estrutura e no funcionamento de comunidades (Hedtke, *apud* Moore & Winner, 1989).

Os únicos pontos a apresentarem populações bentônicas realmente estabelecidas na zona profunda foram aqueles situados no braço do rio Pequeno e no reservatório do Rio das Pedras, dos quais o primeiro esteve, excetuando-se JAN, situado em região bastante rasa, similar em profundidade à faixa de coleta estabelecida como sublitoral. Assim, apenas a comunidade do ponto 7 poderia ser considerada como real representante da profunda no reservatório Billings; tendo sido dominada por organismos resistentes a baixas tensões de O.D. e portanto característicos de ambientes eutrofizados (Oligochaeta - Tubificidae e Naididae) e enriquecida por elementos cujo habitat preferencial parece ser o microambiente formado por raízes de macrófitas flutuantes, como Bryozoa, Ostracoda e Oligochaeta da família Naididae. Os valores dos índices estruturais apontaram que este ponto ofereceu melhores condições de vida em JUL, e



## COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL

piores em JAN e OUT, meses em que foram observados os menores teores de O.D. (0,8 e 1,1 mg/l, respectivamente). A presença de concentrações de Cr, Mn, Cu e Ni acima do nível de efeito severo (Persaud *et al.*, *op.cit.*) parece agir secundariamente ou simplesmente não estar disponível à fauna.



## CONCLUSÕES

# A região bentônica profunda apresentou-se, em grande parte de sua extensão, azóica ou com ocorrências esporádicas de elementos do bentos, não tendo oferecido condição ao efetivo estabelecimento de populações animais. Vários fatores foram identificados como causadores de estresse à fauna profunda: anaerobiose prolongada, hipoxia e concentrações críticas de  $N-NH_4$  na água rente ao fundo, metais pesados e PCBs nos sedimentos.

# O bentos sub-litorâneo serviu melhor à identificação de um gradiente de poluição das águas do Complexo Billings, em especial quando considerados dados de sua estrutura (índices de diversidade, riqueza e dominância).

# Segundo o gradiente definido pela fauna sub-litorânea, espera-se que, diante de uma melhoria na qualidade à vida do ambiente, ocorra primeiramente um aumento no número de taxa e posteriormente nas densidades totais da comunidade bentônica.

# A razão Oligochaeta/Chironomidae não forneceu resultados coerentes com o grau de trofia dos pontos estudados.

# É preciso reavaliar o uso dos valores limites aos diferentes graus de trofia estabelecidos, para os índices de Shannon-Wiener e Cairns, definidos em sistemas lóticos e temperados para uso em ambientes lênticos e tropicais.

# Sugere-se, como ferramenta ao monitoramento, os valores dos índices estruturais que caracterizaram as comunidades sub-litorâneas aparentemente sob menor estresse, como metas primeiras a serem atingidas em um processo de recuperação da represa Billings.

# Os eventos: rebaixamento de nível d'água; bombeamento do rio Pinheiros e inverno, que ocorreram simultaneamente, foram sentidos principalmente pelo bentos sublitoral dos pontos do corpo central 1, 2 e 4, sobre os quais atuaram negativamente.





## COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL

# O bombeamento das águas no canal do rio Pinheiros em época de chuvas não teve ação tão negativa à fauna bentônica quanto o mesmo evento na estiagem.

# Não houve fauna bentônica bem estruturada tanto na zona sublitoral quanto profunda do ponto localizado no reservatório do Rio Grande. O uso rotineiro de algicida pela SABESP e efluentes industriais provenientes da região de Ribeirão Pires parecem ser os fatores que restringiram a instalação de populações bentônicas.

# A fauna sub-litorânea apresentou dominâncias de organismos tolerantes à poluição por esgotos domésticos: Oligochaeta, Chironomidae-*Chironomus*, Chironomidae-*Tanytus*, Chironomidae-*Polypedilum* e Chaoboridae, indicando o comprometimento da qualidade à vida do ambiente estudado, sempre de meso a hipereutrófico.

# Foram identificados três organismos chave ao monitoramento, todos larvas do Diptera-Chironomidae: *Cladopelma*, *Tanytarsus* e *Nimbocera*.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, R.M. Estratégia para despoluir as águas da Billings. **Rev. Ambiente**, v. 4, n. 1, p. 36-43, 1990.
- AFIF, A.A. & CLARK, V. **Computer aided multivariate analysis**. California, Lifetime Learning Publ., 1984. 458 p.
- AGUDO, E.G. (coord.). **Guia de coleta e preservação de amostras de água**. S. Paulo, CETESB, 1988. 150 p.
- \_\_\_\_\_.; SANTOS, J.L. DOS & MERIGHI, A. Determinação das características da Represa Billings utilizando traçadores radioativos. **In: VIII Cong. Bras. Eng<sup>a</sup>. Sanit. Amb.**, Rio de Janeiro/RJ, 1975. p.
- \_\_\_\_\_.; SANCHEZ, W. & MERIGHI, A. Dinâmica de lagos e reservatórios de grande porte utilizando traçadores radioativos. **Rev. DAE**, v. 37, n. 113, p. 62-74, 1977.
- ALIMOV, A.F. Structural and functional characteristics of aquatic animal communities. **Int.Rev.ges.Hydrobiol.**, v. 76, n. 2, p. 169-82, 1991.
- ALONSO, L.R. & SERPA, E.L. O controle dos efluentes líquidos industriais no programa de despoluição da Bacia do Alto Tietê e represa Billings. **In: XVI Cong. Bras. Eng<sup>a</sup> Sanit. Amb.**, Natal/RN, **tomo IV, vol. 2**, p. 519-531, 1993.
- \_\_\_\_\_. & SERPA, E.L. Projeto reduz poluição industrial no Alto Tietê. **Ambiente**, v. 8, n. 1, p. 12-20, 1994.
- AMORIM, D. de S. & CÍPOLLI, M.M. **Tipologia de reservatórios do Estado de São Paulo**. Relatório da Seção de Limnologia do Instituto de Pesca, S.P. **Vol. I**. 1980.
- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AWWA - AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION & WPCF - WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 18<sup>th</sup> ed. Washington, D.C., 1992.



- ARAÚJO, J.L. B. DE; MATION, H. & SILVA, L.G. Modelo estatístico para o acompanhamento das condições sanitárias do reservatório Billings. **Rev. DAE**, v. **45**, n. 140, p. 21-39, 1985.
- AZEVEDO, P.; KAWAI, H. & VAZ, J.O. Estudo da limnologia e poluição do rio das Pedras para posterior avaliação de uma produção piscícola. **Rev. DAE**, v. **27**, p. 216-227, 1967.
- BAKER, A.S. & McLACHLAN, A.J. Food preferences of Tanypodinae larvae (Diptera: Chironomidae). **Hydrobiologia**, v. **62**, n. 3, p. 283-8, 1979.
- BAZZANTI, M. & SEMINARA, M. Profundal macrobenthos structure as a measure of long-term environmental stress in a polluted lake. **Water, Air, and Soil Pollut.**, v. **33**, n. 3/4, p. 435-42, 1987.
- \_\_\_\_\_.; SEMINARA, M. & TAMORRI, C. Eutrophication in a deep lake: depth distribution of profundal benthic communities as an indicator of environmental stress. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, v. **25**, p. 784-9, 1993.
- BRANCO, S.M. **Estudo preliminar da hidrobiologia da Represa Billings**. São Paulo, DAE/Divisão de Tratamento (datilografado), 1958.
- \_\_\_\_\_. Estudo das condições sanitárias da Represa Billings. **Arq. Fac. Hig.**, v. **20**, n. 1, p. 57-86, 1966.
- BRINKHURST, R.O. **The benthos of lakes**. MacMillan Press, 1974. 190 p.
- BRYCE, D. & HOBART, A. The biology and identification of the larvae of the Chironomidae (Diptera). **Entomol.Gaz.**, v. **23**, n. 4, p. 175-217, 1972.
- BURTON, JR, G.A. (ed.) **Sediment toxicity assessment**. Lewis Publ., Inc., 1992. 457 p.
- CAIRNS, JR, J. & DICKSON, K.L. A simple method for the biological assessment of the effects of waste discharges on aquatic bottom-dwelling organisms. **J.W.P.C.F.**, v. **43**, n. 5, p. 755-72, 1971.
- CANFIELD, T.J.; KEMBLE, N.E.; BRUMBAUGH, W.G.; DWYER, F.J.; INGERSOLL, C.G. & FAIRCHILD, J.F. Use of benthic invertebrate community structure and the sediment



quality triad to evaluate metal-contaminated sediment in the upper Clark Fork River, Montana. **Environ.Toxicol.Chem.**, v. 13, n. 12, p. 1999-2012, 1994.

CASTRO, N. DE; CASTRO, J.R.; MONO, K.F.C. & FERREIRA, E.F. **Reversão do Tietê/ recuperação da Billings: problema das espumas formadas em Pirapora - relatório parcial.** Relatório Técnico, CETESB, 1983. 10 p.

CETESB. **Relatório de atividades da CETESB no programa da Comissão de Estudo de Regras de Operação do Reservatório Billings.** Relatório Técnico, CETESB, 1976. 39 p.

\_\_\_\_\_. **Tratamento preliminar de amostras de água para determinação de metais por espectrofotometria de absorção atômica/emissão de chama.** Norma Técnica, L5.012, 1978. 9 p.

\_\_\_\_\_. Estudo da represa Billings: caracterização sanitária e ecológica para avaliação de suas águas. **In: X Cong. Bras. Eng<sup>a</sup> Sanit. Amb.** Manaus/AM, 1979. 171 p.

\_\_\_\_\_. **Avaliação do volume de lodo acumulado na Represa Billings no período de 1975 a 1983.** Relatório Técnico, CETESB, 1983a. 12p.

\_\_\_\_\_. **Ensaio biológicos com água e sedimento da represa Billings: relatório de atividades - 1983.** Relatório Técnico, CETESB, 1983b. 29 p.

\_\_\_\_\_. **Avaliação dos efeitos das regras operacionais do Alto Tietê no reservatório Billings - março de 1985.** Relatório Técnico, CETESB, 1985a. 99 p.

\_\_\_\_\_. **Estudo emergencial dos níveis de contaminação por metais pesados na água, sedimento e peixes do reservatório rio das Pedras.** Relatório Técnico, CETESB, 1985b. 10 p.

\_\_\_\_\_. **Avaliação dos efeitos das regras operacionais do Alto Tietê na Billings, Pirapora do Bom Jesus, Médio Tietê Superior e Baixada Santista.** Relatório Técnico, CETESB, 1985c. 2 vols.

\_\_\_\_\_. **Aeração: reservatório Billings e reservatório Pirapora: informações técnicas e relatórios.** Relatório Técnico, CETESB, 1985d. s.p.



- \_\_\_\_\_. **Estudo de otimização da qualidade das águas no Alto e Médio Tietê Superior e Billings.** Relatório Técnico, CETESB, 1986. 30 p.
- \_\_\_\_\_. **Determinação de resíduos em águas: método gravimétrico.** Norma Técnica, L5.149, 1991. 16 p.
- \_\_\_\_\_. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de S. Paulo - 1993.** S. Paulo, CETESB, Série Relatórios, 1994. 225 p.
- \_\_\_\_\_. **Sedimentos - Determinação da distribuição granulométrica.** Norma Técnica, L6.160, 1995. 15 p.
- \_\_\_\_\_. **Comunidades planctônicas e clorofila-a no Complexo Billings.** Relatório Técnico, CETESB, 1996a. (no prelo).
- \_\_\_\_\_. **Comunidade de peixes no Complexo Billings.** Relatório Técnico, CETESB, 1996b. (no prelo).
- CHANDLER, J.R. A biological approach to water quality management. **J.W.P.C.F.**, v. **69**, n. 4, p. 415-22, 1970.
- CHAPMAN, P.M. & BRINKHURST, R.O. Lethal and sublethal tolerances of aquatic oligochaetes with reference to their use as a biotic index of pollution. **Hydrobiologia**, v. **115**, p. 139-44, 1984.
- CLEMENTS, W.H. Benthic invertebrate community responses to heavy metals in the Upper Arkansas River Basin, Colorado. **J.N.Am.Benthol.Soc.**, v. **13**, n. 1, p. 30-44, 1994.
- COIMBRA, A.M.; GÓES, A.M. & YAMAMOTO, J.K. **Análise granulométrica de sedimentos.** Depto de Paleontologia e Estratigrafia, I.G.-U.S.P., 1991. 29 p.
- CROZET, B. Influence of sewage treatment plant effluents on the structure of the benthic communities of the Geneva Lake (Petit-Lac). **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, v. **22**, n. 4, p. 2327-31, 1985.
- DERÍSIO, J.C. & MONTEBELLO, L. **Relatório do levantamento das condições sanitárias da represa Billings.** Relatório Técnico, CETESB, datilografado, 1972.



- \_\_\_\_\_.; NABHAM, N.M. & DE ABREU, R.M. A represa Billings em São Paulo é recuperável. In: **XIII Cong. Bras. Eng<sup>a</sup>. Sanit. Amb.**, Maceió/AL, 1985a. 16p.
- \_\_\_\_\_.; SANTOS, J.L. DOS; HERMANN, R.M. & FREITAS, R.H.O.M. Operação do reservatório Billings; modelo de programação linear com previsão de vazões e de efeitos ecológicos. In: **VI Simpósio Bras. Hidrologia e Recursos Hídricos**, 1985b. 12 p.
- DÉVAI, G. & MOLDOVÁN, J. An attempt to trace eutrophication in a shallow lake (Balaton, Hungary) using chironomids. **Hydrobiologia**, v. **103**, p. 169-75, 1983.
- EPLER, J.H. **Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of Florida**. Florida department of environmental regulation. Biology section. 1992.
- GASITH, A. & GAFNY, S. Effects of water level fluctuation on the structure and function of the littoral zone. In: TILZER, M.M. & SERRUYA, C. (eds). **Large lakes: Ecological structure and function**. Springer-Verlag, Cap. 8, p. 156-71. 1990.
- GERSTMEIER, R. Lake typology and indicator organisms in application to the profundal chironomid fauna of Starnberger See (Diptera, Chironomidae). **Arch.Hydrobiol.**, v. **116**, n. 2, p. 227-34, 1989.
- HART, JR, C.W. & FULLER, S.L.H. (eds) **Pollution ecology of freshwater invertebrates**. Academic Press, Inc., 1974. 389p.
- HAWKES, H.A. Invertebrates as indicator of river water quality. In: JAMES, A. & EVISON, L. (eds) **Biological Indicators of Water Quality**. John Wiley & Sons, 1979. 45 p.
- HERGENRADER, G.L. & LESSIG, D.C. Eutrophication of the Salt Valley Reservoirs, 1968-1973. III. The macroinvertebrate community: its development, composition, and change in response to eutrophication. **Hydrobiologia**, v. **75**, p. 7-25, 1980.
- JAMES, A. The value of biological indicators in relation to other parameters of water quality. In: JAMES, A. & EVISON, L. (eds) **Biological Indicators of Water Quality**. John Wiley & Sons, 1979. 16 p.



- JOHNSON, R.K.; ERIKSSON, L. & WIEDERHOLM, T. Ordination of profundal zoobenthos along a trace metal pollution gradient in Northern Sweden. **Water, Air, and Soil Pollut.**, v. **65**, n. 3/4, p. 339-51, 1992.
- JONHSON, R.A. & WICHERN, D.S. **Applied multivariate statistical analysis**. New Jersey, Prentice-Hall Inc., 1982. 593 p.
- KAJAK, Z. Considerations on benthos abundance in freshwaters, its factors and mechanisms. **Int.Rev.ges.Hydrobiol.**, v. **73**, n. 1, p. 5-19, 1988.
- KANSANEN, P.H., AHO, J. & PAASIVIRTA, L. Testing the benthic lake type concept based on chironomid associations in some Finnish Lakes using multivariate statistical methods. **Ann.Zool.Fenn.**, v. **21**, n. 2, p. 55-76, 1984.
- KASTER, J.L. & JACOBI, G.Z. Benthic macroinvertebrates of a fluctuating reservoir. **Freshwater Biol.**, v. **8**, p. 283-90, 1978.
- KAWAI, H. Modelo matemático para avaliação do desenvolvimento do fenômeno da eutrofização na represa Billings. **In: IX Cong. Bras. Eng<sup>a</sup> Sanit.**, Belo Horizonte/MG, 1977. p. 1 -20.
- \_\_\_\_\_. & BRANCO, S.M. Estudos sobre as relações entre despejos domésticos e industriais da região da Grande São Paulo e a eutrofização do reservatório Billings. **Rev. DAE**, v. **29**, n. 71, p. 57-68, 1969.
- \_\_\_\_\_.; YANO, T. & CHINEZ, S.J. Caracterização das condições sanitárias atuais da represa Billings em vista do balanço de matéria orgânica e oxigênio dissolvido. **In: XV Cong. Interam. Ing. Sanit.**, Buenos Aires, 1976. p.1-65.
- KELLY, M. **Mining and the freshwater environment. Cap. 7. Toxicity and tolerance to heavy metals**. Elsevier Applied Science, 1993. p. 84-126.
- KRANTZBERG, G. & BOYD, D. The biological significance of contaminants in sediment from Hamilton Harbour, Lake Ontario. **Environ.Toxicol.Chem.**, v. **11**, n. 11, p. 1527-40, 1992.



- KUHLMANN, M.L. **Estudo da comunidade de invertebrados bentônicos da zona profunda da represa de Paraibuna (SP)**. São Paulo, Dissertação de mestrado. Depto de Ecologia Geral, Instituto de Biosciências da Universidade de São Paulo, 1993. 158 p.
- LANG, C. & LANG-DOBLER, B. The chemical environment of tubificid and lumbricid worms according to the pollution level of the sediment. **Hydrobiologia**, v. **65**, p. 273-82, 1979.
- LENAT, D.R. A biotic index for the Southeastern United States: derivation and list of tolerance values, with criteria for assigning water-quality ratings. **J.N.Am.Benthol.Soc.**, v. **12**, n. 3, p. 279-90, 1993.
- LINDEGAARD, C.; DALL, P.C. & HANSEN, S.B. Natural and imposed variability in the profundal fauna of Lake Esrom, Denmark. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, v. **25**, p. 576-81, 1993.
- MAGURRAN, A.E. **Ecological diversity and its measurement**. Croom Helm Ltd, 1988. 179p.
- MAIER, M.H. Limnologia de Reservatórios do Sudeste do Estado de São Paulo, Brasil - II - Circulação e estratificação da água. **B. Inst. Pesca**, v. **12**, n. 1, p. 11-43, 1985.
- \_\_\_\_\_. & TAKINO, M. Limnologia de Reservatórios do Sudeste do Estado de São Paulo, Brasil - III - Qualidade da água. **B. Inst. Pesca**, v. **12**, n. 1, p. 45-73, 1985a.
- \_\_\_\_\_. & TAKINO, M. Limnologia de Reservatórios do Sudeste do Estado de São Paulo, Brasil - IV - Nutrientes e Clorofila - a. **B. Inst. Pesca**, v. **12**, n. 1, p. 75-102, 1985b.
- \_\_\_\_\_. & TAKINO, M. Limnologia de Reservatórios do Sudeste do Estado de São Paulo, Brasil - V - Tipificação através de fatores abióticos e clorofila - a. **B. Inst. Pesca**, v. **12**, n. 1, p. 103-22, 1985c.
- \_\_\_\_\_.; TAKINO, M. & STEMPNIESKI, H.L. Avaliação toxicológica de metais em águas represadas do sudeste de São Paulo, Brasil (toxicological evaluation of metals in the southeastern part of São Paulo state, Brazil). **B. Inst. Pesca**, v. **8**, p. 119-130, 1981.
- MARSHALL, B.E. Aspects of the ecology of benthic fauna in Lake McIlwaine, Rhodesia. **Freshwater Biol.**, v. **8**, p. 241-9, 1978.





- MASON, C.F. The performance of a diversity index in describing the zoobenthos of two lakes. **J.appl.Ecol.**, v. **14**, n. 2, p. 363-7, 1977.
- MASON, Jr., W.T. **An introduction to the identification of chironomid larvae.** EPA/Ohio, 1973. 90p.
- MASTRANTUONO, L. Littoral sand zoobenthos and its relation to organic pollution in Lake Nemi (Central Italy). **Hydrobiol.Bull.**, v. **19**, n. 2, p. 171-8, 1986.
- MERRITT, R.W. & CUMMINS, K.W. (eds) **An introduction to the aquatic insects of North America.** 2nd ed, Kendall/Hurt Publ. Co., 1984. 722 p.
- MOL, A. The role of the invertebrate fauna in the biological assessment of water quality. **Hydrobiol.Bull.**, v. **14**, n. 3, p. 222-3, 1980.
- MOORE, J.W. & RAMAMOORTHY, S. **Organic chemicals in natural waters - applied monitoring and impact assessment.** Springer/Verlag, 1984. 289 p.
- MOORE, M.V. & WINNER, R.W. Relative sensitivities of *Ceriodaphnia dubia* laboratory tests and pond communities of zooplankton and benthos to chronic copper stress. **Aquatic Toxicol.**, v. **15**, n. 4, p. 311-30, 1989.
- NABHAN, N.M.; DERÍSIO, J.C. & ABREU, R.M. O Alto Tietê e a represa Billings. **In: XIV Congr. Bras. Eng<sup>a</sup> Sanit. Amb.**, S. Paulo/SP, 1987. 5p.
- NETER, J.; WASSERMAN, W. & KUTNER, M.H. **Applied linear statistical models.** Homewood, Richard D. Iruing, 1990. 1181 p.
- NUCCI, N.L.R.; SILVA, R.J. DA C. E & BRANCO, S.M. Estudo para melhoria das condições sanitárias do reservatório Billings, operação energético-sanitária. **In: XV Cong. Interam. Ing. Sanit.**, B. Aires, 1976. pp. 1-20.
- ODUM, E.P. **Ecologia.** Ed. Interamericana, 1985. 434p.



- OLIVEIRA, S. DE & LAROCA, M.E.M. Análise preliminar dos efeitos ambientais decorrentes da alteração da regra operacional do sistema Alto Tietê. **In: XVII Cong. Bras. Eng.<sup>a</sup> Sanit. Amb.**, Natal/RN, **tomo IV, vol. 2**, pp.15-27, 1993.
- OSBORNE, J.A.; WANIELISTA, M.P. & YOUSEF, Y.A. Benthic fauna species diversity in six Central Florida Lakes in summer. **Hydrobiologia**, v. **48**, n. 2, p. 125-9, 1976.
- PALOMBO, C.R. **Avaliação da propagação vegetativa de *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms (aguapé) e *Pistia stratiotes* (L.) (alface d'água) em condições de Represa Billings**. Dissertação de mestrado. Depto de Ecologia Geral, Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 1989. 202 p.
- \_\_\_\_\_. & PEREIRA, M.D.B. Monitoramento de plantas aquáticas por satélite. **Rev. Ambiente**, v. **6**, n. 1, p. 49-54, 1992
- \_\_\_\_\_.; GAETA, M.M. & MENDONÇA, R.R. **Avaliação da propagação vegetativa de *Eichhornia crassipes* (aguapé) e *Pistia stratiotes* (alface água) em condições de represa Billings: relatório de atividade**. Relatório Técnico, CETESB, 1988. 131p.
- \_\_\_\_\_.; LEMOS, M.M.G. & PALOMBO, S.R.K. **Avaliação da propagação vegetativa e controle integrado de *Eichhornia crassipes* (aguapé) e *Pistia stratiotes* (alface d'água) em condições de represa Billings: relatório do período 1987-1990**. Relatório Técnico, CETESB, 1991. 191 p.
- PATRICK, R. & PALAVAGE, D.M. The value of species as indicator of water quality. **Proc.Acad.Nat.Scienc. Philadelphia**, v. **145**, p. 55-92, 1994.
- PENNAK, R.W. **Fresh-water invertebrates of the United States: Protozoa to Mollusca**. New York, John Wiley & Sons, Inc., 3<sup>th</sup> ed. 1989. 628 p.
- PERÉNYI, M.; BÍRÓ, P.; TÁTRAI, I.; PAULOVITS, G. & LAKATOS, Gy. Biomass assessment of Chironomidae larvae in the littoral zone of Lake Balaton (Hungary). **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, v. **25**, p. 689-93, 1993.
- PERSAUD, D.; JAAGUMAGI, R. & HAYTON, A. **Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario. Final Report**. Ontario Ministry of the Environment, Toronto, Ontario, 1992.



- PETR, T. Establishment of chironomids in a large tropical man-made lake. **Can.Ent.**, v. **103**, n. 3, p. 380-5, 1972.
- PINDER, L.C.V. Biology of freshwater Chironomidae. **Ann.Rev.Entomol.**, v. **31**, p. 1-23, 1986.
- PONYI, J.E.; TÁTRAI, I. & FRANKÓ, A. Quantitative studies on Chironomidae and Oligochaeta in the benthos of Lake Balaton. **Arch.Hydrobiol.**, v. **97**, n. 2, p. 196-207, 1983.
- PRATER, B.L. & ANDERSON, M.A. A 96h bioassay of Otter Creek, Ohio. **Journal WPCF**, v. **49**, p. 2099-2106, 1977.
- REAL, M.; PRAT, N. & RIERA, J.L. Abundance and distribution of profundal zoobenthos in Spanish reservoirs: differences between 1973/75 and 1987/88 surveys. **Wat.Sci.Tech.**, v. **28**, n. 6, p. 45-53, 1993.
- REYNOLDSON, T.B. Interactions between sediment contaminants and benthic organisms. **Hydrobiologia**, v. **149**, p. 53-66, 1987.
- RIERADEVALL, M. Species composition and depth distribution of meiobenthos in Lake Banyoles. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, v. **25**, p. 726-30, 1993.
- ROCHA, A.A. **Estudo sobre a fauna bentônica da represa de Americana no Estado de São Paulo**. Dissertação de mestrado. Depto de Zoologia, Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 1972. 65 p.
- \_\_\_\_\_. **A ecologia, os aspectos sanitários e de saúde pública da represa Billings na região metropolitana de São Paulo, Uma contribuição à sua recuperação**. Tese de livre docência. Fac. Saúde Pública da Universidade de São Paulo, 1984. 131 p.
- \_\_\_\_\_. & MERIGHI, Jr, A. Notas sobre o zooplâncton, bentos e fungos na represa Billings, São Paulo. **Revista DAE**, v. **46**, n. 146, p. 302-6, 1986.
- \_\_\_\_\_. & MERIGHI, Jr, A. Notas sobre o zooplâncton, bentos e fungos na represa Billings. **Rev. Ambiente**, v. **1**, p. 18-23, 1987.



- \_\_\_\_\_.; PEREIRA, D.N. & PÁDUA, H.B. DE. Produtos de pesca e contaminantes químicos na água da represa Billings, São Paulo (Brasil). **Rev. Saúde Pública**, v. 19, n. 5, p. 401-10, 1985a.
- \_\_\_\_\_.; JUREIDINI, P.; BRANCO, S.M.; MOTTER, O.F.; LIMA, R.A. DE & MEICHES, L.A.M. Variações dos nutrientes, nitrogênio e fósforo, as algas e a clorofila-a na Represa Billings. **Rev. DAE**, v. 45, n. 143, p. 395-407, 1985b.
- ROQUE, R. **Aspectos ecológicos sanitários e o fitoplâncton na Represa Billings**. Dissertação de mestrado. Fac. Saúde Pública da Universidade de São Paulo, 1980. 87p.
- SARKKA, J. The zoobenthos of Lake Paijanne and its relations to some environmental factors. **Acta Zool.Fenn.**, v. 160, p. 1-46, 1979.
- SEMINARA, M.; BAZZANTI, M. & TAMORRI, C. Sublittoral and profundal chironomid (Diptera) Communities of Lake Vico (Central Italy): relationship to the trophic level. **Annls Limnol.**, v. 26, n. 2/3, p. 183-93, 1990.
- SENDACZ, S. **Alguns aspectos do zooplâncton da Represa Billings**. Dissertação de mestrado. Depto de Zoologia, Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 1978. 84p.
- \_\_\_\_\_. A study of the zooplankton community of Billings Reservoir, São Paulo. **Hydrobiologia**, v. 113, p. 121-7, 1984.
- \_\_\_\_\_. & KUBO, E. Copepoda (Calanoida e Cyclopoida) de reservatórios do Estado de São Paulo. **B. Inst. Pesca**, v. 9, p. 51-89, 1982.
- \_\_\_\_\_.; KUBO, E. & FUJIARA, L.P. Further studies on the zooplankton community of a eutrophic reservoir in southern Brazil. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, v. 22, p. 1625-30, 1984.
- \_\_\_\_\_.; KUBO, E. & CESTAROLLI, M.A. Limnologia de reservatórios do sudeste do estado de São Paulo, Brasil. VIII - Zooplâncton. **B. Inst. Pesca**, v. 12, n. 1, p. 187-207, 1985.



SHIMIZU, G.Y. **Represa de Americana. Aspectos do bentos litoral.** São Paulo, Dissertação de mestrado. Depto de Zoologia, Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 1978. 148 p.

\_\_\_\_\_. **Represa de Americana: um estudo de distribuição batimétrica da fauna bentônica.** São Paulo, Tese de doutorado. Depto de Zoologia, Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 1981. 117 p.

SHIN, P.K.S. Multiple discriminant analysis of macrobenthic infaunal assemblages. **J.Exp.Mar.Biol.Ecol.**, v. **59**, p. 39-50, 1982.

SIEGFRIED, C.A. The benthos of an eutrophic mountain reservoir: influence of reservoir level on community composition, abundance, and production. **Calif. Fish and Game**, v. **70**, n. 1, p. 39-52, 1984.

SMITH, K.R. Use of aquatic oligochetes as a diagnostic tool in evaluating water quality. In: KING, C.C. & ELFNER, L. E. (eds) **Organisms and biological communities as indicators of environmental quality - a symposium.** The Ohio State University, Informative Circular, n. 8, p. 55-7, 1975.

SUGUIO, K. **Introdução à sedimentologia.** Ed. Edgard Blucher Ltda/EDUSP, 1973. 317 p.

THORP, J.H. & COVICH, A.P. **Ecology and classification of North American freshwater invertebrates.** Academic Press, Inc., 1991. 911 p.

TINSON, S. & LAYBOURN-PARRY, J. The behavioural responses and tolerance of freshwater benthic cyclopoid copepods to hypoxia and anoxia. **Hydrobiologia**, v. **127**, p. 257-63, 1985.

TINSON, S. & LAYBOURN-PARRY, J. The distribution and abundance of benthic cyclopoid copepods in Esthwaite Water, Cumbria. **Hydrobiologia**, v. **131**, p. 225-34, 1986.

TOLEDO, JR, A.P. Modelos de qualidade das águas do reservatório Billings. **In: XIII Cong. Bras. Eng.<sup>a</sup> Sanit. Amb.** Maceió/AL, 1985. 40 p

\_\_\_\_\_. & KAWAI, H. Modelo para avaliação do perfil vertical de oxigênio dissolvido na represa Billings. **Rev. DAE**, v. **37**, n. 112, p. 115-25, 1977a.



- \_\_\_\_\_. & KAWAI, H. Modelo para avaliação do perfil vertical de oxigênio dissolvido na represa Billings. **In: Cong. Bras. Eng.<sup>a</sup> Sanit. Amb.**, Belo Horizonte/MG, 1977b. 18p.
- TUNDISI, J.G. Tipologia de represas do Estado de São Paulo. FAPESP/ UFScar/ I.PESCA/ I.BIOCIÊNCIAS da USP/ Escola de Engenharia da USP-São Carlos. V. I, 1980. 72p.
- TUNDISI, J.G. A review of basic ecological processes interacting with production and standing stock of phytoplankton in lakes and reservoirs in Brazil. **Hydrobiologia**, v. **100**, p. 223-43, 1983.
- VALENTI, W.C. & FROEHLICH, O. Estudo da diversidade da taxocenose de Chironomidae de dez reservatórios do Estado de São Paulo. **Ciênc.Cult.**, v. **38**, n. 4, p. 703-7, 1986.
- VASCONCELOS, N.V. & ABREU, R.M. DE. A qualidade das águas no Alto Tietê. **Rev. DAE**, v. **51**, n. 160, p. 8-14, 1991.
- WARD, J.V. **Aquatic insect ecology. 1. Biology and habitat.** John Wiley & Sons, 1992. 438 p.
- WASHINGTON, H.G. Diversity, biotic and similarity indices - a review with special relevance to aquatic ecosystems. **Water Res.**, v. **18**, n. 6, p. 653-94, 1984.
- WIEDERHOLM, T. Use of benthos in lake monitoring. **J.W.P.C.F.**, v. **52**, n. 3, p. 537-47, 1980.
- WIEDERHOLM, T. & DAVE, G. Toxicity of metal polluted sediments to *Daphnia magna* and *Tubifex tubifex*. **Hydrobiologia**, v. **176/177**, p. 411-7, 1989.
- WILHM, J.L. & DORRIS, T.C. Biological parameters for water quality criteria. **Bioscience**, v. **18**, n. 6, p. 477-81, 1968.
- XAVIER, M.B. **Contribuição aos estudos da variação sazonal do fitoplâncton na represa Billings. São Paulo**, Dissertação de mestrado. Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, 1979. 157p.
- \_\_\_\_\_. Represa Billings - São Paulo- I - fitoplâncton e características físicas da água. **B. Inst. Pesca**, v. **8**, p. 23-46, 1981a.



\_\_\_\_\_. Represa Billings - São Paulo - II - Variação sazonal do fitoplâncton. **B. Inst. Pesca**, v. 8, p. 47-64, 1981b.

\_\_\_\_\_. Euglenaceae pigmentadas (EUGLENOPHYCEAE) do Rio Grande, represa Billings, Estado de São Paulo, Brasil: estudo taxonômico. **Rev. Brasil. Biol.**, v. 47, n. 4, p. 513-21, 1987.

XAVIER, M.B.; MONTEIRO JR, A.J. & FUJIARA, L.P. Limnologia de reservatórios do sudeste do Estado de São Paulo, Brasil. VII - Fitoplâncton (Limnology of reservoirs in the Southeastern part of São Paulo state, Brazil. VII - Phytoplankton). **B. Inst. Pesca**, v. 12, n. 1, p. 145-243, 1985.



## **EQUIPE TÉCNICA**

Biól. Mônica Luisa Kuhlmann (DAHC)

Estat. Ana Cristina Truzzi (EQAA)

Biól. Marta Condé Lamparelli (DAH)

Biól. Guiomar Johnscher-Fornasaro (DAHC)

## **COLABORADORES**

### **DAHC**

Carlos Ferreira Lopes e João Carlos C. Milanelli, na coleta de amostras.

Mara E. P. Salvador, na análise de clorofila-a.

Márcia J. C. Botelho, na identificação de organismos planctônicos

Ex-funcionários e estagiários da **DAHC**, na coleta e análise de amostras :

Bióls. Rosana M. Henrique e Mabel Augustowski

Aux. Aletéia dos Santos Rodrigues

Estags. Cynthia de O. Noschese e Silvana Duarte de Medeiros

### **DAHI**

Ocean. Paulo Martins de Carvalho, no fornecimento de dados e bibliografia referentes aos limites de concentração de contaminantes em sedimento.

Biól. Marcelo Pires da Costa, no fornecimento de informações sobre a comunidade íctica.

### **DAAA**

Através dos coletores que participaram do trabalho de campo.

### **DAAQ, DAAI e DAMP e DDP**

Na análise e fornecimento de dados químicos, microbiológicos e granulométricos.

Quím. Eliete Zanardi, no fornecimento de dados e bibliografia referentes aos limites de concentração de contaminantes em sedimento.



**ELETROPAULO**

No trabalho de campo.

**Dr. Juan C. Paggi**, do Instituto Nacional de Limnologia (Argentina), na identificação do gênero e espécies de *Ilyocryptus* (Cladocera-Macrothricidae).

**Dra. Toshie Kawano**, do Instituto Butantã (SP), na identificação do gênero *Drepanotrema* (Mollusca-Planorbidae).

**SUPERVISÃO**

Biól. Marta Condé Lamparelli

Biól. Guiomar Johnscher-Fornasaro

Biól. Denise Navas-Pereira

Biól. Celina Vargas-Boldrini

Tabela I: Relação de parâmetros físicos, químicos e biológicos levantados no Complexo Billings (SP) e discutidos paralelamente aos dados de bentos.

PARÂMETROS	ÁGUA		SEDIMENTO	
	ZONA SUBLITORAL	ZONA LIMNÉTICA	ZONA SUBLITORAL	ZONA LIMNÉTICA
Transparência	*	*		
Temperatura	* (f)	* (s e f)		
Oxigênio dissolvido	* (f)	* (s e f)		
Condutividade	* (f)	* (f)		
Turbidez		* (s)		
Fosfato total		* (s)		
Nitrogênio amoniacal		* (s e f)		
Nitrogênio Kjeldahl		* (s)		
Clorofila-a		* (s)		
Coliformes fecais		* (s)		
Granulometria			*	*
Umidade			*	*
Resíduo total/fixo/volátil			*	*
DQO			*	*
DBO			*	*
Cádmio				*
Cromo				*
Cobre		* (s e f)		*
Mercurio				*
Manganês				*
Níquel				*
Chumbo				*
Zinco				*
PCBs				*

Profundidade de coleta de água: (s) = superfície; (f) = fundo



## COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL

Tabela II: Profundidade de coleta do bentos, Complexo Billings (SP). L = zona sublitoral. F = zona profunda.

PONTOS	1		2		3		4		5		6		7		8		9	
	L	F	L	F	L	F	L	F	L	F	L	F	L	F	L	F	L	F
JAN	2,4	15,0	1,4	14,0	4,5	7,5	3,2	13,0	4,3	7,6	3,3	9,3	4,3	11,7	3,5	6,0	2,1	11,0
ABR	4,5	12,5	3,5	10,0	3,3	6,8	5,0	10,0	5,0	5,0	3,7	8,3	4,5	11,3	4,0	5,0	3,5	11,0
JUL	4,7	9,0	4,0	10,0	5,0	5,5	4,5	12,0	4,0	4,8	2,5	5,0	4,5	15,0	3,0	3,0	3,5	9,0
OUT	4,5	9,0	4,5	11,5	3,0	6,5	5,0	10,0	3,0	4,0	4,0	10,0	4,0	11,0	2,0	3,5	5,0	10,0



COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL

Tabela III: Variação espacial em densidade (ind/m<sup>2</sup>) e abundância relativa (%) na comunidade bentônica do Complexo Billings. Campanha preliminar.

PONTOS	A		B		C		D		E	
PROFUNDIDADE (m)	4,5 - 7,0		2,0 - 2,5		2,5 - 3,5		5,0 - 8,0		12,0	
MACROBENTOS	ind/m <sup>2</sup>	%	ind/m <sup>2</sup>	%	ind/m <sup>2</sup>	%	ind/m <sup>2</sup>	%	ind/m <sup>2</sup>	%
<b>OLIGOCHAETA</b>							527	66,3		
<b>Chironomidae</b>										
- <i>Chironomus</i>							245	30,8	75	18,4
- <i>Cryptochironomus</i>							3	0,4	3	0,7
- <i>Tanytarsini</i>	10	33,3								
- <i>Tanypodinae</i>									3	0,7
<b>Chaoboridae</b>							20	2,5	326	80,1
<b>TOTAL</b>	10	100					795	100	407	100
<b>MEIOBENTOS #</b>										
<b>NEMATODA</b>							*			
<b>CYCLOPOIDA</b>	*						*		*	
<b>CLADOCERA</b>							*			

# = presença/ausência



Tabela IV: Composição da micro e meiofauna bentônica do Complexo Billings (SP). L = zona sublitoral. F = zona profunda.

PONTOS	1		2		3		4		5		6		7		8		9		
	L	F	L	F	L	F	L	F	L	F	L	F	L	F	L	F	L	F	
ROTIFERA-Bdelloidea																			
-n. Bdelloidea																			
NEMATODA																			
TURBELLARIA																			
TARDIGRADA																			
ACARINA-n.ident.																			
-Hydracarina																			
-Halacarina																			
OSTRACODA																			
CYCLOPOIDA																			
HARPACTICOIDA																			
CLADOCERA-Macrothricidae																			
-Chydoridae																			
-Daphnia																			
-Moina																			
-Diaphanosoma																			
-Simocephalus																			
-Bosmina																			
COLLEMBOLA																			

 presença

Tabela V: Composição da macrofauna bentônica do Complexo Billings (SP). L = zona sublitoral, F = zona profunda.

PONTOS	1		2		3		4		5		6		7		8		9	
	L	F	L	F	L	F	L	F	L	F	L	F	L	F	L	F	L	F
NEMERTINEA					■	■			■		■		■	■	■	■		
BRYOZOA													■	■	■			
OLIGOCHAETA	■	■	■		■	■	■		■	■	■		■	■	■	■	■	■
HIRUDINEA	■	■	■		■		■		■		■		■		■			
CHIRONOMIDAE																		
- <i>Chironomus</i>	■		■		■		■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
- <i>Cryptochironomus</i>									■	■			■	■	■		■	
- <i>Cladopelma</i>								■	■	■		■	■	■	■			
- <i>Einfeldia</i>					■				■	■		■	■	■	■		■	
- <i>Parachironomus</i>													■		■			
- <i>Polypedilum</i>	■				■		■		■		■		■	■	■		■	
- <i>Nimbocera</i>									■		■		■		■			
- <i>Tanytarsus</i>					■				■		■		■		■			
- <i>Ablabesmyia</i>													■				■	
- <i>Clinotanypus</i>					■										■	■		
- <i>Coelotanypus</i>					■								■		■	■		
- <i>Labrundinia</i>												■	■		■	■	■	
- <i>Tanypus</i>		■	■	■	■	■		■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
- <i>Eukiefferiella</i>			■															
CHAOBORIDAE		■			■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
CERATOPOGONIDAE	■												■					
SYRPHIDAE													■					
TRICHOPTERA									■						■			
DIPTERA-n.i.													■					

 presença  
 ocorrência acidental



COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL

Tabela VI: Variação espacial e temporal em densidade (ind/m<sup>2</sup>) da comunidade bentônica da zona sublitoral do Complexo Billings (SP). 1 = JAN/93; 2 = ABR/93; 3 = JUL/93; 4 = OUT/93.

PONTO CAMPANHA	1				2				3				4				5				6				7				8				9			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
NEMERTINEA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	28	11	0	0	0	17	0	0	51	6	0	0	0	0	0	0	6	11	51	0	136	0	0	0	0
BRYOZOA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	85	357	458	0	0	0	0	0	0	0
OLIGOCHAETA	334	736	11	0	668	23	11	0	2219	2428	23	1364	357	277	51	0	475	6	176	1157	758	379	0	209	481	2156	362	2021	238	385	6	1421	0	6	0	0
HIRUDINEA	17	0	0	0	11	0	0	0	0	102	0	28	685	0	0	0	0	0	11	0	6	0	0	0	79	0	34	23	6	0	6	0	0	0	0	0
<i>Chironomus</i>	147	0	0	0	940	283	0	0	91	278	142	821	1977	142	0	0	125	0	544	1472	951	85	108	725	34	170	142	210	11	147	11	45	0	0	0	0
<i>Cryptochironomus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	45	0	0	6	0	6	0	0	0
<i>Cladopelma</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	396	68	11	244	68	0	0	0	0	0	0	0
<i>Einfeldia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	23	0	0	0
<i>Parachironomus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	11	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polypedilum</i>	0	0	6	0	0	0	0	0	0	198	0	0	0	504	0	0	0	0	125	181	17	6	0	0	5476	125	0	0	334	0	244	0	6	0	0	0
<i>Nimbocera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	96	6	0	6	0	476	125	0	11	23	0	215	0	0	0	0	0
<i>Tanytarsus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	23	6	0	0	0	0	0	0	0	11	11	0	6	0	0	0	6	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ablabesmyia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	11
<i>Clinotanytus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	130	6	11	0	0	0	0	0	0
<i>Coelotanytus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	6	0	0	0	0	0
<i>Labrundinia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	23	11	0	210	34	0	6	0	6	0	6	0
<i>Tanytus</i>	0	0	0	0	0	28	11	0	0	11	266	45	0	0	0	0	57	6	0	6	0	0	6	11	0	0	0	1501	1286	374	0	0	0	0	0	0
CHAOBORIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	17	0	0	11	23	0	0	113	0	17	0	23	11	0	0	28	0	6	57	549	300	6	0	11	23	0
CERATOPOGONIDAE	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SYRPHIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TRICHOPTERA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0
DIPTERA-n.i.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dens. total	504	736	17	0	1619	334	22	0	2310	3052	454	2286	3030	934	74	0	674	125	884	2997	1744	499	131	945	594	8827	1230	2753	2493	2883	708	2085	0	75	34	0



COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL

Tabela VII: Variação espacial e temporal em abundância relativa (%) da comunidade bentônica da zona sublitoral do Complexo Billings (SP). 1 = JAN/93; 2 = ABR/93; 3 = JUL/93; 4 = OUT/93.

PONTO	1				2				3				4				5				6				7				8				9				
	CAMPANHA	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4				
NEMERTINEA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	3	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	7	0	0	0	0	
BRYOZOA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	29	17	0	0	0	0	0	0	0	0	
OLIGOCHAETA	67	100	65	0	41	7	50	0	96	81	5	60	12	30	69	0	70	5	20	39	43	76	0	22	81	25	29	74	11	13	1	69	0	8	0	0	
HIRUDINEA	3	0	0	0	1	0	0	0	0	3	0	1	23	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	13	0	3	1	0	0	1	0	0	0	0	0	
<i>Chironomus</i>	29	0	0	0	58	85	0	0	4	9	31	36	65	15	0	0	19	0	62	49	56	17	82	77	6	2	12	8	0	5	2	2	0	0	0	0	
<i>Cryptochironomus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	8	0	0	
<i>Cladopelma</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	6	0	11	2	0	0	0	0	0	0	
<i>Einfeldia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	0	0	
<i>Parachironomus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polypedilum</i>	0	0	35	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	54	0	0	0	0	14	6	1	1	0	0	0	63	10	0	0	12	0	12	0	8	0	0	0
<i>Nimbecera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	0	0	5	0	0	5	10	0	0	1	0	10	0	0	0	0	0	
<i>Tanytarsus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ablabesmyia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	23	32	0
<i>Clinotanytus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	2	0	0	0	0	0	
<i>Coelotanytus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Labrundinia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	8	1	0	0	0	8	0	0	
<i>Tanytus</i>	0	0	0	0	0	8	50	0	0	0	59	2	0	0	0	0	8	5	0	0	0	0	5	1	0	0	0	0	61	45	52	0	0	0	0	0	
CHAOBORIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	1	31	0	0	90	0	1	0	5	8	0	0	0	0	0	2	19	42	0	0	15	68	0	0	
CERATOPOGONIDAE	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
SYRPHIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TRICHOPTERA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DIPTERA-n.i.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
total	100	100	100	0	100	100	100	0	100	100	100	100	100	100	0	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	0	100	100	0



Tabela VIII: Variação espacial e temporal nos índices de Diversidade (H', ICS e d), Dominância (l), Equitatividade (J'), Riqueza (S) e na razão Oligochaeta/Chironomidae (O) na comunidade bentônica da zona sublitoral do Complexo Billings (SP).

		1	2	3	4	5	6	7	8	9
JAN	H'	1,149	1,033	0,239	1,281	1,239	1,145	0,588	2,065	
	ICS	1,978	1,552	0,154	2,127	1,824	2,981	0,485	9,051	
	S	4	3	2	4	4	6	2	15	
	J'	0,575	0,651	0,239	0,640	0,620	0,443	0,588	0,529	
	d	0,668	0,354	0,166	0,478	0,628	0,873	0,218	2,300	
	l	0,521	0,505	0,924	0,490	0,536	0,485	0,755	0,391	
	O	28,9	29,6	21,4	4,8	18,4	13,3	21,7	13,1	
ABR	H'	0,000	0,767	1,139	1,490	0,530	1,084	1,486	2,321	
	ICS	0,008	0,814	2,928	2,267	0,648	1,875	4,668	7,407	
	S	1	3	8	4	3	5	9	10	
	J'	-	0,484	0,380	0,745	0,335	0,467	0,469	0,699	
	d	0,000	0,490	1,112	0,588	0,647	0,893	1,091	1,444	
	l	1,000	0,725	0,642	0,400	0,823	0,607	0,467	0,269	
	O	22,2	2,1	25,1	6,0	20,0	21,5	5,5	10,1	
JUL	H'			1,448		1,564	1,352	2,286	1,314	
	ICS			2,781		3,481	1,391	6,000	3,264	
	S			5		6	4	8	6	
	J'			0,624		0,605	0,676	0,762	0,508	
	d			0,913		0,990	1,170	1,331	1,036	
	l			0,400		0,435	0,474	0,246	0,455	
	O			2,7		5,1	0,0	9,7	11,8	
OUT	H'			1,244		1,643	0,852	0,906	1,546	
	ICS			2,593		5,479	1,132	2,870	4,366	
	S			5		9	3	9	9	
	J'			0,536		0,518	0,538	0,286	0,488	
	d			0,667		1,274	0,391	1,309	1,354	
	l			0,484		0,394	0,635	0,662	0,493	
	O			20,8		13,2	5,6	22,5	36,9	



Situação azóica ou sem comunidade estruturada.



COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL

Tabela IX: Análise granulométrica do sedimento, Complexo Billings (SP). D.M. = diâmetro médio, L = zona sublitoral, F = zona profunda.

PONTOS	1		2		3		4		5		6		7		8		9		
	MESES	TIPO	D.M.	TIPO	D.M.	TIPO	D.M.	TIPO	D.M.	TIPO	D.M.	TIPO	D.M.	TIPO	D.M.	TIPO	D.M.	TIPO	D.M.
L	JAN	areia-argilosa	4,30	areia-argilosa	4,25	areia-siltica	4,01	silte-arenoso	5,29	-	-	arenoso	2,54	areia-siltica	4,92	areia-siltica	4,08	areia-silt.-arg.	5,11
	ABR	arenoso	2,53	areia-siltica	4,68	arenoso	3,37	arenoso	3,10	argila-siltica	7,61	siltoso	5,22	arenoso	3,25	arenoso	2,97	arenoso	2,81
	JUL	argila-siltica	8,23	argila-siltica	8,08	silte-argiloso	7,02	argila-siltica	8,04	areia-siltica	4,65	argila-siltica	7,80	arenoso	2,15	argila-siltica	7,71	arenoso	1,99
	OUT	argila-siltica	7,65	argiloso	8,41	silte-argiloso	6,22	argila-siltica	7,52	arenoso	2,85	silte-argiloso	6,92	arenoso	2,24	areia-siltica	3,93	arenoso	2,49
F	JAN	argila-siltica	8,25	argila-siltica	7,65	argila-siltica	7,31	argila-siltica	7,58	argila-siltica	7,80	silte-argiloso	6,33	silte-argiloso	6,70	argila-siltica	8,24	argila-siltica	7,72
	ABR	argiloso	8,48	argila-siltica	7,66	argila-siltica	8,26	silte-argiloso	7,31	argila-siltica	7,96	arenoso	1,28	silte-argiloso	7,20	argila-siltica	8,18	argila-siltica	7,69
	JUL	argila-siltica	7,61	argila-siltica	7,54	silte-argiloso	7,58	argila-siltica	7,99	argila-siltica	7,94	argila-siltica	8,10	silte-argiloso	7,41	argila-siltica	8,19	silte-argiloso	7,51
	OUT	argila-siltica	8,08	silte-argiloso	7,35	argiloso	8,59	argila-siltica	8,09	argila-siltica	8,26	argila-siltica	7,97	argila-siltica	7,22	argila-siltica	8,30	argila-siltica	7,64

Tabela X: Dados físicos e químicos da água(a) e do sedimento(s) da região sublitoral, usados na análise do bentos. Complexo Billings (SP).

PARÂMETRO	PONTOS/MESES	1	2	3	4	5	6	7	8	9
<b>Res. volátil (s)</b> (%)	JAN	3,0	36,4	11,2	2,1	1,0	1,7	2,5	3,1	3,4
	ABR	2,0	4,7	2,6	2,0	3,1	4,4	2,2	1,1	1,4
	JUL	2,8	4,9	2,4	11,4	3,2	3,4	1,4	3,6	3,4
	OUT	3,6	3,0	3,9	3,3	2,3	3,7	0,7	3,0	1,1
<b>Umidade (s)</b> (%)	JAN	81,8	32,1	48,8	53,2	32,0	37,0	82,6	47,9	46,6
	ABR	45,3	69,8	47,6	22,8	84,8	80,6	51,2	25,4	35,7
	JUL	86,4	78,2	89,2	86,2	79,8	81,9	33,8	74,5	34,6
	OUT	78,8	88,9	76,2	88,0	42,9	84,3	36,7	48,0	30,5
<b>Mat.org. (s)</b> (%)	JAN	16,5	53,6	21,9	4,5	1,5	2,7	14,4	6,0	6,4
	ABR	3,7	15,6	5,0	2,6	20,4	22,7	4,5	1,5	2,2
	JUL	20,6	22,5	21,9	82,6	15,6	18,8	2,1	14,1	5,2
	OUT	17,0	27,0	16,4	27,5	4,0	23,6	1,1	5,8	1,6
<b>DQO (s)</b> (mg/g)	JAN	24,10	1,10	25,80	7,29	5,74	5,38	26,50	12,70	13,40
	ABR	23,70	33,50	0,07	14,40	34,70	53,40	3,56	<2,73	<3,11
	JUL	43,40	28,60	23,40	35,80	24,20	35,80	<3,4	32,20	3,40
	OUT	36,70	37,60	26,40	35,80	10,40	38,60	4,80	26,90	4,00
<b>DBO (s)</b> (mg/g)	JAN	8,23	-	11,70	5,61	2,18	2,84	1,20	3,35	2,20
	ABR	2,51	3,37	2,54	3,45	-	2,84	0,64	0,64	0,91
	JUL	7,40	5,80	7,60	3,80	1,60	1,80	<0,2	2,00	0,20
	OUT	4,80	5,20	0,90	2,60	<0,2	1,90	0,50	3,10	0,30
<b>OD (água fundo)</b> (% de sat.)	JAN	32,8	52,6	43,4	68,1	144,5	72,3	85,1	111,7	-
	ABR	36,1	50,9	85,6	37,4	51,6	55,7	73,5	74,8	88,3
	JUL	0,0	11,5	92,1	29,8	-	67,4	57,4	95,7	86,6
	OUT	23,1	21,5	41,8	32,3	136,7	86,1	97,4	111,7	94,4
<b>Temp. (água fundo)</b> (°C)	JAN	24,5	24,5	25,0	26,5	24,5	26,0	24,0	24,5	-
	ABR	24,0	26,0	25,5	23,5	24,0	23,0	24,0	23,5	26,0
	JUL	19,0	17,5	17,0	18,0	-	16,5	19,0	16,0	19,0
	OUT	21,0	22,5	23,0	22,0	23,0	22,5	21,0	24,5	22,0
<b>Conduct. (água fundo)</b> (µS/cm)	JAN	220	220	230	220	195	210	210	70	193
	ABR	220	210	200	230	197	220	220	58	200
	JUL	350	320	205	230	191	187	200	50	200
	OUT	444	440	341	387	245	309	277	68	337
<b>Transparência</b> (m)	JAN	0,70	0,60	0,65	0,60	0,60	0,60	0,90	0,30	1,20
	ABR	1,30	1,10	1,30	0,70	1,10	1,10	0,30	0,50	3,50
	JUL	0,15	0,55	1,15	0,55	-	0,80	1,25	0,40	1,50
	OUT	0,40	0,60	0,40	0,45	0,60	-	0,80	0,60	0,90

- = análise não realizada.

Tabela XI: Dados de oxigênio da água de fundo da região profundal e nível médio da água no decorrer do projeto SOS Billings.

MESES	O.D. (mg/l)									NÍVEL (m)
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Pedreira
<b>NOV/92</b>	0,0	0,0	0,2	0,0	1,4	0,3	0,0	1,7	0,3	743,62
<b>DEZ</b>	0,3	0,2	0,3	0,7	5,0	2,0	3,0	2,0	2,0	743,66
<b>JAN/93</b>	0,2	0,2	5,4	0,9		4,9	0,8		1,6	743,02
<b>FEV</b>	0,5	0,6	3,8	2,2		3,5	1,9		3,5	742,66
<b>MAR</b>	1,2	0,9	1,3	3,8	4,1	6,2	1,9	5,4	1,1	742,67
<b>ABR</b>	1,2	1,4		0,5	5,6	3,6	2,4	6,1	3,1	741,88
<b>MAI</b>	1,3	2,7	5,1	3,3	6,9	4,3	4,8	7,1	7,0	740,43
<b>JUN</b>	0,4	1,6	7,3	5,7	9,6	7,3	5,8	8,8	7,6	739,05
<b>JUL</b>	0,0	0,0	9,0	0,6	7,4	5,3	4,6	9,2	7,7	738,62
<b>AGO</b>	0,0	0,0	7,0	0,0	7,3	6,1	3,9	8,9	6,6	738,67
<b>SET</b>	0,0	0,0	3,2	0,0	8,1	3,2	2,6	9,1	7,8	739,10
<b>OUT</b>	0,0	0,6	1,7	0,4	5,3	1,5	1,1	7,5	5,4	740,09


 Campanhas de coleta de bentos.

Tabela XII: Dados físicos e químicos da água (a) e do sedimento (s) da região limnética, usados na análise de bentos. Complexo Billings (SP).

PARÂMETRO	PONTOS/MESES	1	2	3	4	5	6	7	8	9
<b>Umidade (s)</b> (%)	<b>JAN</b>	83,6	89,0	91,9	88,6	86,6	85,2	86,1	80,9	83,8
	<b>ABR</b>	80,3	87,7	91,0	90,1	85,5	87,3	83,7	84,6	84,0
	<b>JUL</b>	87,8	90,0	91,1	90,7	89,2	88,2	86,0	84,2	81,8
	<b>OUT</b>	83,8	88,9	92,2	86,9	87,6	88,4	84,3	80,7	84,6
<b>Mat. org. (s)</b> (%)	<b>JAN</b>	11,0	20,0	25,0	19,3	20,9	27,0	20,9	16,2	18,5
	<b>ABR</b>	46,2	22,0	27,8	23,2	20,7	0,7	20,9	16,9	17,5
	<b>JUL</b>	21,1	28,2	70,9	26,7	22,0	23,1	23,6	16,5	22,0
	<b>OUT</b>	18,5	23,4	44,4	20,6	25,8	26,7	22,3	18,7	19,5
<b>Cd (s)*</b>	<b>JAN</b>	0,20	0,40	0,10	0,30	0,03	0,10	0,10	0,03	0,03
	<b>ABR</b>	0,30	0,40	0,10	0,50	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10
	<b>JUL</b>	1,00	1,40	0,03	1,60	0,03	0,03	0,60	0,03	0,03
	<b>OUT</b>	1,00	1,30	0,60	1,20	0,03	0,60	0,03	0,03	0,03
<b>Cr (s)*</b>	<b>JAN</b>	1,38	1,85	0,81	1,95	0,62	0,68	1,26	0,33	0,33
	<b>ABR</b>	1,02	1,44	0,77	1,81	0,52	0,62	1,42	0,35	0,33
	<b>JUL</b>	0,87	1,53	0,81	1,50	0,56	0,85	1,30	0,27	0,25
	<b>OUT</b>	1,03	1,35	0,78	1,04	0,42	0,69	0,67	0,19	0,02
<b>Cu (s)*</b>	<b>JAN</b>	1,29	1,73	0,30	1,29	0,12	0,36	0,33	0,09	0,43
	<b>ABR</b>	1,68	1,71	0,36	1,70	0,16	0,35	0,36	0,14	3,17
	<b>JUL</b>	15,91	4,55	6,90	4,26	1,86	4,04	5,61	0,27	2,82
	<b>OUT</b>	2,85	4,18	1,17	2,27	0,29	1,20	0,63	0,25	0,00
<b>Hg (s)*</b>	<b>JAN</b>	0,41	0,61	0,47	0,56	0,08	0,15	0,21	0,07	1,70
	<b>ABR</b>	0,20	0,29	0,22	0,49	0,01	0,05	0,13	0,01	2,46
	<b>JUL</b>	0,19	0,25	0,23	0,43	0,07	0,25	0,01	0,04	2,80
	<b>OUT</b>									
<b>Mn (s)*</b>	<b>JAN</b>	0,23	0,29	1,55	0,00	0,44	1,02	10,00	0,18	0,48
	<b>ABR</b>	0,27	0,73	1,41	0,95	0,73	1,32	15,73	0,32	0,64
	<b>JUL</b>	0,16	0,36	1,45	1,82	1,45	1,64	4,55	0,18	0,46
	<b>OUT</b>	0,45	0,36	1,82	0,53	0,52	2,18	0,01	0,22	0,04
<b>Ni (s)*</b>	<b>JAN</b>	1,16	1,93	0,61	1,31	0,31	0,52	0,20	0,15	0,61
	<b>ABR</b>	1,44	1,65	0,75	1,55	0,45	0,64	0,61	0,27	0,27
	<b>JUL</b>	3,39	4,25	1,77	4,40	1,19	1,75	1,76	0,47	0,59
	<b>OUT</b>	2,40	4,00	2,00	2,40	0,75	1,51	0,73	0,43	0,09
<b>Pb (s)*</b>	<b>JAN</b>	0,62	0,72	0,20	0,61	0,06	0,07	0,09	0,10	0,26
	<b>ABR</b>	0,92	0,86	0,44	1,07	0,27	0,29	0,26	0,29	0,37
	<b>JUL</b>	1,01	1,06	0,58	0,91	0,30	0,52	0,48	0,26	0,43
	<b>OUT</b>	1,96	1,36	0,88	1,08	1,36	0,60	0,12	1,24	0,02

\* = razão entre a concentração obtida no Complexo Billings e a concentração que causa efeito severo sobre a biota, segundo Persaud *et al.*, 1992.

Tabela XII: (cont.)


<b>PARÂMETRO</b>	<b>PONTOS/MESES</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>9</b>
<b>Zn (s)*</b>	<b>JAN</b>	0,95	1,29	0,28	1,20	0,09	0,24	0,15	0,09	0,22
	<b>ABR</b>	1,32	1,49	0,89	1,91	0,11	1,83	0,29	0,12	0,12
	<b>JUL</b>	1,98	1,76	0,57	2,02	0,24	0,50	0,87	0,12	0,13
	<b>OUT</b>	1,01	1,27	0,46	1,11	0,09	0,34	0,17	0,10	0,03
<b>PCBs (s) (ug/kg)</b>	<b>JAN</b>	85,1	73,3	88,5	221,0	23,6	222,0	35,6	12,3	251,0
	<b>ABR</b>	681,0	208,0	1072,0	190,0	680,0	119,0	41,0	28,4	118,0
	<b>JUL</b>	459,0	127,0	198,0	214,0	33,2	182,0	35,7	87,0	73,8
	<b>OUT</b>	659,0	1378,0	978,0	2032,0	374,0	609,0	126,0	53,0	206,0
<b>DQO (s) (mg/g)</b>	<b>JAN</b>	29,30	29,10	33,00	26,70	26,80	34,90	43,00	34,10	30,60
	<b>ABR</b>	26,20	32,00	26,20	<3,14	35,00	10,10	31,00	24,40	26,90
	<b>JUL</b>	30,40	30,40	26,80	41,40	35,80	39,60	28,60	28,60	23,40
	<b>OUT</b>	40,50	29,90	28,60	32,20	39,60	39,60	41,50	36,70	23,90
<b>DBO (s) (mg/g)</b>	<b>JAN</b>	6,78	8,98	-	9,52	5,85	7,52	2,30	5,09	8,55
	<b>ABR</b>	4,16	6,00	4,16	4,44	2,60	1,52	5,26	1,78	2,80
	<b>JUL</b>	12,40	6,40	3,60	7,60	2,60	8,80	0,60	2,00	1,80
	<b>OUT</b>	3,80	6,30	2,00	8,80	<0,2	2,00	2,00	3,70	1,70
<b>OD (água fundo) (% de sat.)</b>	<b>JAN</b>	2,6	2,5	71,0	11,8	5,3	64,4	10,3	102,5	19,5
	<b>ABR</b>	15,5	18,4	28,9	6,3	70,9	46,4	31,0	77,2	39,2
	<b>JUL</b>	0,0	0,0	105,3	6,9	79,7	59,5	52,8	101,2	88,3
	<b>OUT</b>	0,0	7,3	21,1	4,8	68,4	11,7	12,9	94,9	63,2
<b>Temp. (água fundo) (oC)</b>	<b>JAN</b>	24,0	22,5	25,0	24,5	24,5	24,5	23,5	25,0	21,0
	<b>ABR</b>	24,0	24,5	24,5	23,0	23,0	24,0	24,0	22,5	22,5
	<b>JUL</b>	18,0	17,5	18,5	17,5	15,0	16,5	18,0	16,0	17,5
	<b>OUT</b>	20,5	21,0	22,0	19,5	24,0	19,0	18,5	22,5	19,0
<b>Condut. (água fundo) (uS/cm)</b>	<b>JAN</b>	230	220	230	220	196	230	200	72	200
	<b>ABR</b>	240	210	220	240	200	210	220	58	200
	<b>JUL</b>	360	330	200	220	178	190	199	51	200
	<b>OUT</b>	441	463	364	442	221	343	310	66	348
<b>N-NH4 (água fundo) (mg/l)</b>	<b>JAN</b>	0,55	0,31	0,15	0,52	0,14	0,22	0,17	0,23	0,67
	<b>ABR</b>	0,86	0,27	0,11	0,04	0,07	0,06	0,07	0,05	0,47
	<b>JUL</b>	11,00	10,70	0,28	1,30	0,05	0,09	0,10	0,02	0,81
	<b>OUT</b>	9,00	7,50	0,88	8,80	0,10	0,35	0,08	0,03	0,11
<b>Cu (água fundo) (mg/l)</b>	<b>JAN</b>	0,020	0,008	0,009	0,009	0,009	0,009	0,008	<0,002	0,550
	<b>ABR</b>	<0,002	<0,002	0,010	0,005	0,004	0,005	<0,002	0,010	0,470
	<b>JUL</b>	0,010	0,010	<0,002	<0,002	0,020	0,020	0,010	0,020	0,610
	<b>OUT</b>	<0,002	0,020	0,020	<0,002	0,010	0,010	<0,002	0,008	1,500

Tabela XII: (cont.)

<b>PARÂMETRO</b>	<b>PONTOS/MESES</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>9</b>
<b>Transparência (m)</b>	<b>JAN</b>	0,60	0,60	0,70	0,70	0,80	0,80	0,90	0,40	1,80
	<b>ABR</b>	1,00	1,40	1,00	1,80	0,95	1,15	1,20	0,40	1,30
	<b>JUL</b>	0,15	0,40	0,75	1,10	0,60	1,00	1,40	0,40	1,50
	<b>OUT</b>	0,40	0,60	0,50	0,50	0,60	0,70	0,90	0,60	1,00
<b>Ptot (água superficial) (mg/l)</b>	<b>JAN</b>	0,230	0,185	0,200	0,195	0,100	0,140	0,150	0,045	0,050
	<b>ABR</b>	0,085	0,070	0,095	0,450	0,085	0,075	0,085	0,065	0,050
	<b>JUL</b>	0,600	0,700	0,120	0,040	0,080	0,080	0,040	0,025	0,065
	<b>OUT</b>	2,400	2,500	0,300	2,400	0,115	0,155	0,055	0,050	0,030
<b>NKj (água superficial) (mg/l)</b>	<b>JAN</b>	1,9	0,7	1,0	1,0	0,7	1,1	0,7	3,5	0,9
	<b>ABR</b>	2,2	1,2	0,9	0,2	0,3	0,3	0,6	1,3	1,3
	<b>JUL</b>	14,0	12,0	1,6	2,2	1,8	1,3	0,9	2,0	1,3
	<b>OUT</b>	11,0	11,0	1,9	10,0	1,7	1,4	0,5	0,9	1,0
<b>N-NH4 (água superficial) (mg/l)</b>	<b>JAN</b>	0,80	0,07	0,07	0,37	0,17	0,23	0,05	0,25	0,67
	<b>ABR</b>	0,44	0,21	0,06	0,01	0,05	0,03	0,03	0,05	0,30
	<b>JUL</b>	8,70	6,90	0,25	1,00	0,05	0,08	0,09	0,06	0,80
	<b>OUT</b>	9,00	5,10	0,10	0,39	0,01	0,08	0,01	0,01	0,06
<b>Cu (água superficial) (mg/l)</b>	<b>JAN</b>	0,008	0,008	0,008	0,008	0,008	0,007	0,008	<0,002	0,150
	<b>ABR</b>	<0,002	<0,002	0,002	0,003	0,003	0,005	<0,002	0,002	0,360
	<b>JUL</b>	0,010	0,010	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	0,010	<0,002	0,600
	<b>OUT</b>	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	0,020	1,500
<b>Turbidez (água superficial) (UNT)</b>	<b>JAN</b>	4,2	2,7	9,5	2,7	5,6	2,2	2,6	15,0	7,8
	<b>ABR</b>	3,1	1,6	2,5	1,8	2,2	2,1	2,8	13,0	7,6
	<b>JUL</b>	45,0	3,0	2,5	2,5	10,0	3,5	3,0	15,0	2,0
	<b>OUT</b>	5,0	6,5	10,0	10,0	3,5	5,0	2,0	15,0	4,5
<b>Clorofila (água superficial) (ug/l)</b>	<b>JAN</b>	52,57	55,46	49,18	39,43	68,83	56,80	41,70	78,59	3,44
	<b>ABR</b>	20,56	15,27	18,71	14,43	30,47	11,76	14,70	40,09	4,28
	<b>JUL</b>	2,67	6,01	83,40	27,62	86,20	28,87	8,40	14,70	1,60
	<b>OUT</b>	64,15	100,24	60,59	93,55	71,28	28,07	40,76	5,35	8,02
<b>Coli. fecais (água superficial) (NMP/100 ml)</b>	<b>JAN</b>	23000	800	11	2	2	< 2	2	140	< 2
	<b>ABR</b>	170	< 2	8000	< 2	1300	230	< 2	22	< 2
	<b>JUL</b>	30000	28000	< 2	130	< 2	< 2	8	< 2	< 2
	<b>OUT</b>	5000	2	8	23	< 2	4	2	23	< 2

Tabela XIII: Resultados de testes de correlação linear entre os índices aplicados à comunidade bentônica da zona sublitoral do Complexo Billings (SP).

ÍNDICES							
H'	H'						
ICS	0,8878 (0,0)	ICS					
S	0,7227 (0,0)	0,8252 (0,0)	S				
J'	0,625 (0,0008)	0,3912 (0,0718)	-0,0203 (0,9232)	J'			
d	0,747 (0,0)	0,8012 (0,0)	0,9435 (0,0)	0,0618 (0,7691)	d		
l	-0,9389 (0,0)	-0,8618 (0,0)	-0,5464 (0,0047)	-0,7351 (0,0)	-0,5791 (0,0024)	l	
O	-0,2734 (0,186)	-0,1382 (0,5397)	0,0217 (0,9181)	-0,3879 (0,0554)	-0,0655 (0,7556)	0,3208 (0,1179)	O

 = correlação não significativa a nível de 0,05 % .

( ) = nível descritivo



Tabela XIV: Resultado da análise de discriminante aplicada aos grupos formados a partir dos dados de índices estruturais das comunidades bentônicas sublitorâneas do Complexo Billings (SP).

<b>Função</b>	<b>Eigenvalue</b>	<b>Porcentagem</b>	<b>Correlação</b>		
<b>Discriminante</b>		<b>Relativa</b>	<b>Canônica</b>		
1	24,724	90,27	0,980		
2	1,476	5,39	0,772		
3	1,190	4,34	0,737		
<b>Função</b>	<b>Lambda</b>	<b>Chi</b>	<b>DF</b>	<b>Nível de</b>	
<b>Derivada</b>	<b>de Wilks</b>	<b>quadrado</b>		<b>Significância</b>	
0	0,007	64,19	36	0,003	
1	0,184	21,97	22	0,461	
2	0,457	10,19	10	0,424	
<b>Coefficiente da Função Discriminante Padronizada</b>					
	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>		
<b>P-total</b>	1,916	0,027	0,009		
<b>N-amoniacal</b>	1,680	-0,275	-0,648		
<b>Clorofila-a</b>	-2,555	-0,968	0,460		
<b>Coliformes fecais</b>	0,651	0,374	-0,564		
<b>Cobre</b>	-0,008	-0,330	0,265		
<b>Umidade</b>	-1,687	0,467	1,496		
<b>Matéria orgânica</b>	1,747	0,398	-0,085		
<b>Oxigênio dissolvido</b>	1,902	1,128	-0,554		
<b>Transparência</b>	-0,613	-0,066	0,437		
<b>Temperatura</b>	1,410	0,294	0,730		
<b>Condutividade</b>	2,207	0,816	-0,554		
<b>Granulometria</b>	2,883	0,131	-0,597		
<b>Grupos</b>					
<b>Centróides</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>		
1	-1,382	1,029	-0,471		
2	7,132	-0,879	-0,489		
3	0,210	0,032	2,092		
4	-7,559	-2,008	-0,404		
<b>Classificação/Grupos Esperados (quantidade\porcentagem)</b>					
<b>Observados</b>	<b>D</b>	<b>B</b>	<b>C</b>	<b>A</b>	<b>total</b>
<b>D</b>	9\90	0\0	1\10	0\0	10\100
<b>B</b>	0\0	5\100	0\0	0\0	5\100
<b>C</b>	0\0	0\0	4\100	0\0	4\100
<b>A</b>	0\0	0\0	0\0	3\100	3\100

Tabela XV: Resultado da análise de discriminante aplicada aos grupos formados a partir dos dados de densidade das populações bentônicas sublitorâneas do Complexo Billings (SP).

Função	Eigenvalue	Porcentagem	Correlação		
<b>Discriminante</b>		<b>Relativa</b>	<b>Canônica</b>		
1	3,100	65,25	0,870		
2	1,143	24,05	0,730		
3	0,508	10,70	0,581		
Função	Lambda	Chi	DF	Nível de	
<b>Derivada</b>	<b>de Wilks</b>	<b>quadrado</b>		<b>Significância</b>	
0	0,075	59,44	36	0,008	
1	0,309	26,98	22	0,212	
2	0,663	9,46	10	0,489	
<b>Coefficiente da Função Discriminante Padronizada</b>					
	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>		
<b>P-total</b>	0,213	-1,025	-1,121		
<b>N-amoniacal</b>	-0,318	-0,317	0,498		
<b>Clorofila-a</b>	-0,652	-0,021	1,237		
<b>Coliformes fecais</b>	0,037	0,076	-0,140		
<b>Cobre</b>	0,369	-0,528	0,703		
<b>Umidade</b>	1,414	-0,677	-0,680		
<b>Matéria orgânica</b>	0,310	0,323	-0,115		
<b>Oxigênio dissolvido</b>	-0,318	0,555	-0,317		
<b>Transparência</b>	0,659	-0,250	0,193		
<b>Temperatura</b>	-0,093	0,625	0,374		
<b>Condutividade</b>	0,943	1,495	-0,010		
<b>Granulometria</b>	-0,963	0,268	1,508		
<b>Grupos</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>		
<b>Centróides</b>					
1	1,241	-0,397	0,153		
2	-1,214	1,828	0,821		
3	-0,694	0,596	-1,300		
4	-4,034	-1,855	0,317		
<b>Classificação/Grupos Esperados (quantidade/porcentagem)</b>					
<b>Observados</b>	<b>W</b>	<b>X</b>	<b>Y</b>	<b>Z</b>	<b>total</b>
W	16/88,89	1/5,56	1/5,56	0/0	18/100
X	0/0	5/100	0/0	0/0	5/100
Y	0/0	1/16,67	5/83,33	0/0	6/100
Z	0/0	0/0	0/0	3/100	3/100



COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL

Tabela XVI: Variação espacial e temporal em densidades (ind/m<sup>2</sup>) da comunidade bentônica da zona profunda do Complexo Billings (SP). 1 = JAN/93; 2 = ABR/93; 3 = JUL/93; 4 = OUT/93.

PONTO CAMPANHA	1				2				3				4				5				6				7				8				9			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
NEMERTINEA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	28	0	0	0	0	0	11	0	0	0
BRYOZOA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	68	0	0	0	0	0	0	0	0	0
OLIGOCHAETA	0	0	0	6	0	0	0	0	0	6	11	0	0	0	0	0	0	11	6	0	0	0	0	0	1941	294	1892	345	142	175	0	288	23	11	0	0
HIRUDINEA	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chironomus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	6	0	0	0	6	40	0	6	0	0	23	91	11	0	6	0	17	0	0	0	0	0
<i>Cladopelma</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	28	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polypedilum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	68	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ablabesmyia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Clinotanypus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	6	0	0	0	0	0
<i>Coelotanypus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tanypus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	6	23	6	0	6	0	0	0	6	45	0	0	11	11	0	0	51	11	17	447	816	142	0	0	0	0	0	0
<i>Eukiefferiella</i>	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHAOBORIDAE	0	6	0	0	0	0	0	0	0	40	0	0	6	0	0	57	57	11	0	147	57	0	0	102	260	0	119	261	464	62	17	0	0	0	0	0
Dens. total	11	6	0	6	0	0	6	0	0	12	74	6	0	18	6	0	57	74	68	40	147	80	11	1947	425	2486	367	284	889	1280	526	40	11	0	0	0

Tabela XVII: Variação espacial e temporal nos índices de Diversidade (H', ICS e d), Dominância (l), Equitatividade (J'), Riqueza (S) e na razão Oligochaeta/Chironomidae (O) na comunidade bentônica da zona profunda do Complexo Billings (SP).

		1	2	3	4	5	6	7	8	9
JAN	H'							0,029	1,382	
	ICS							0,017	2,320	
	S							2	4	
	J'							0,029	0,691	
	d							0,171	0,767	
	l							0,994	0,419	
	O							8,5	16,7	
ABR	H'						0,000	1,169	1,526	
	ICS						0,039	1,680	2,471	
	S						1	4	4	
	J'						-	0,585	0,763	
	d						0,000	0,695	0,593	
	l						1,000	0,535	0,374	
	O						-	8,2	19,3	
JUL	H'							1,361	0,945	
	ICS							3,226	0,872	
	S							8	2	
	J'							0,454	0,945	
	d							1,150	0,184	
	l							0,592	0,536	
	O							6,1	-	
OUT	H'							0,395	1,698	
	ICS							0,415	3,548	
	S							3	6	
	J'							0,249	0,657	
	d							0,479	1,103	
	l							0,881	0,382	
	O							8,8	27,0	

Situação azóica ou sem comunidade estruturada.



COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL

Tabela XVIII: Variação espacial e temporal em abundância relativa (%) da comunidade bentônica da zona profunda do Complexo Billings (SP).

Campanhas: 1 = JAN/93; 2 = ABR/93; 3 = JUL/93 e 4 = OUT/93.

PONTO CAMPANHA	1				2				3				4				5				6				7				8				9			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
NEMERTINEA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0
BRYOZOA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
OLIGOCHAETA	0	0	0	100	0	0	0	0	0	50	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	70	76	94	50	20	0	55	58	100	0	0
HIRUDINEA	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chironomus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	33	100	0	0	0	9	100	0	8	0	5	4	3	0	1	0	3	0	0	0	0	0
Cladopelma	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polypedilum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ablabesmyia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Clinotanypus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0
Coelotanypus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tanypus	0	0	0	0	0	0	0	0	50	31	100	0	0	33	0	0	0	0	8	66	0	0	14	100	0	0	2	3	6	50	64	27	0	0	0	0
Eukiefferiella	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHAOBORIDAE	0	100	0	0	0	0	0	0	0	54	0	0	0	34	0	0	100	77	16	0	100	70	0	0	24	10	0	42	29	36	12	42	0	0	0	0
total	100	100	0	100	0	0	100	0	0	100	100	100	0	0	100	100	0	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	0



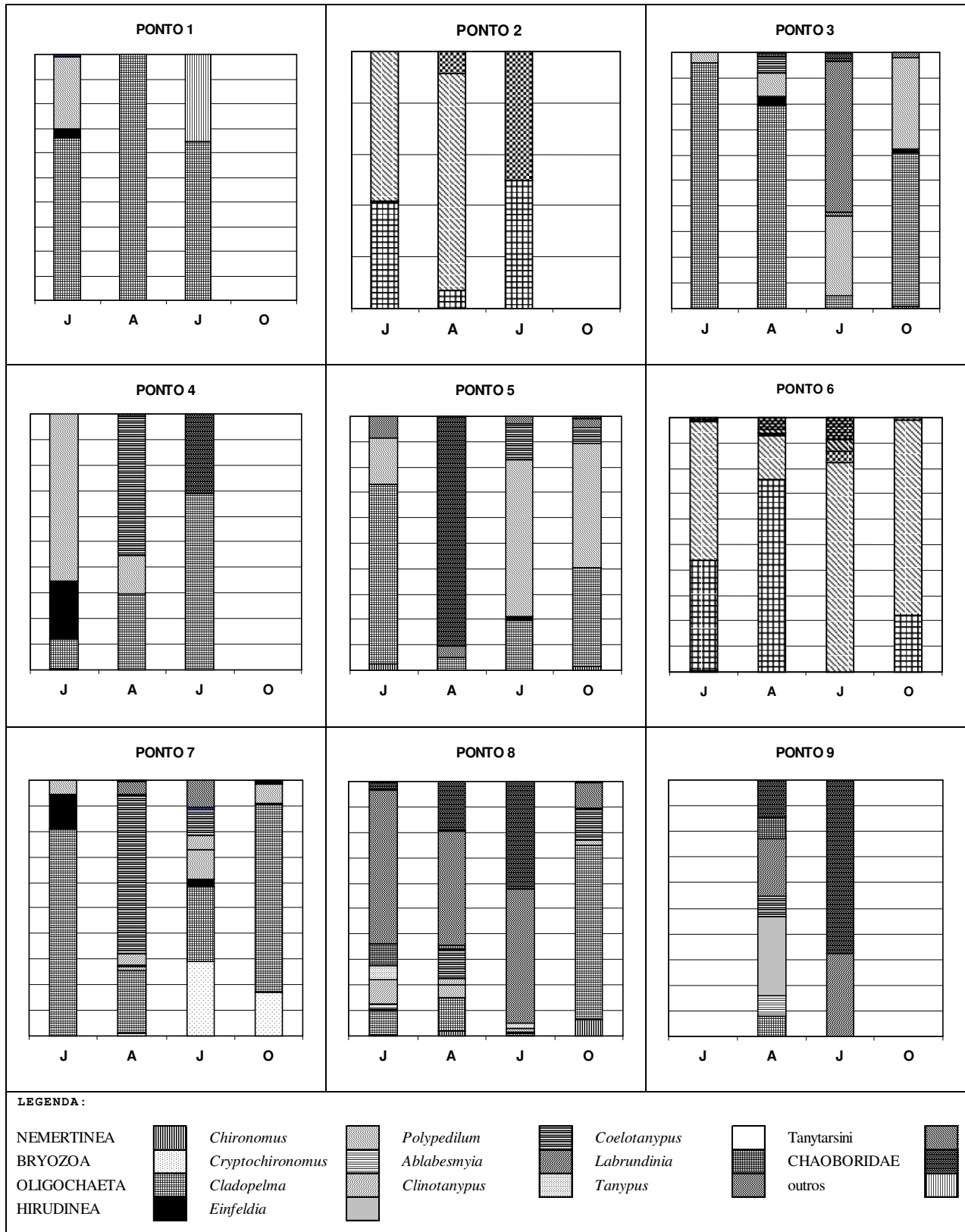


Figura 2: Variação espacial e temporal na estrutura da comunidade bentônica da zona sublitoral do Complexo Billings (SP). J = JAN; A = ABR; J = JUL e O = OUT/93.

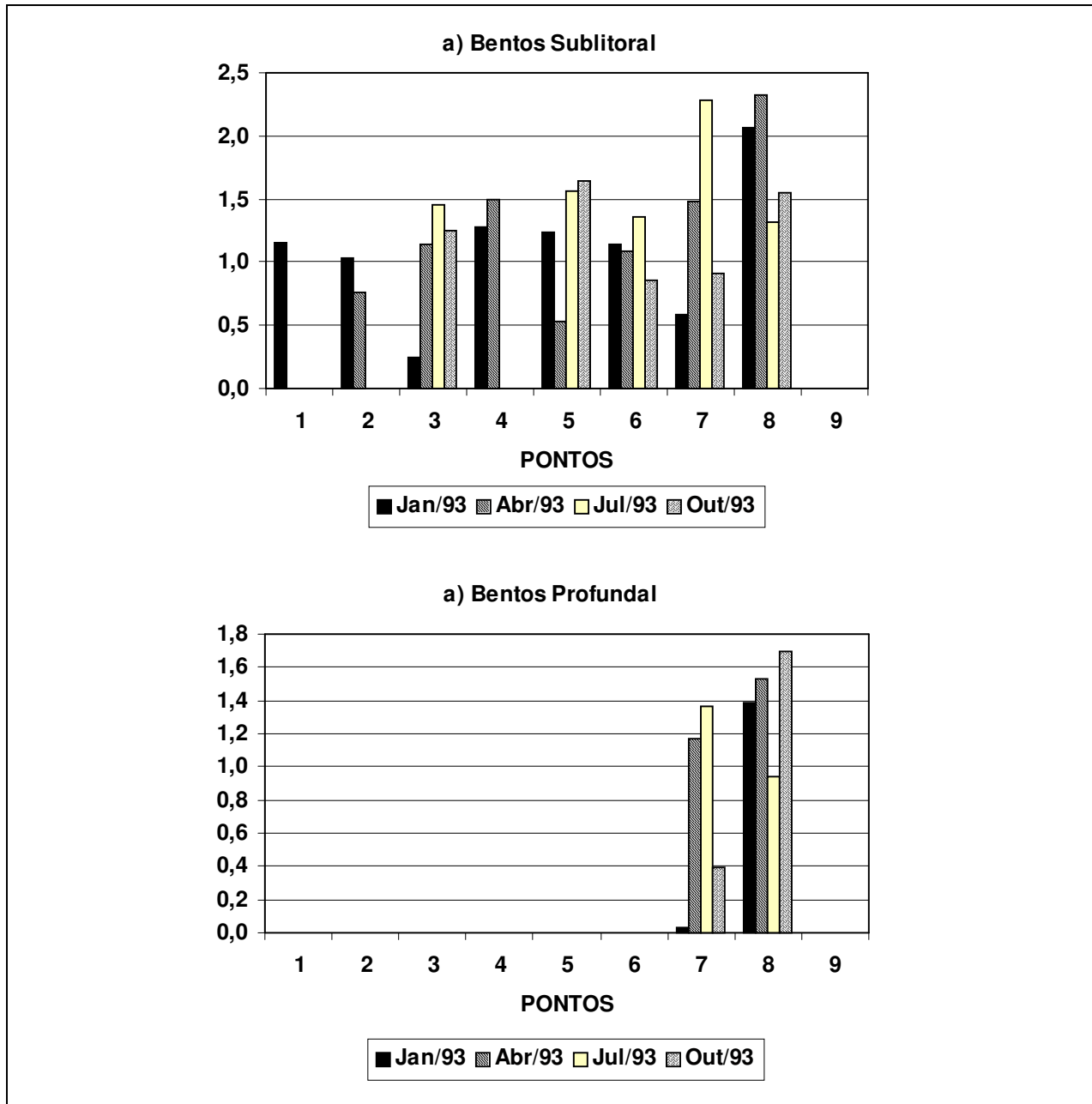


Figura 3: Variação temporal e espacial no índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') da comunidade bentônica no Complexo Billings (SP).



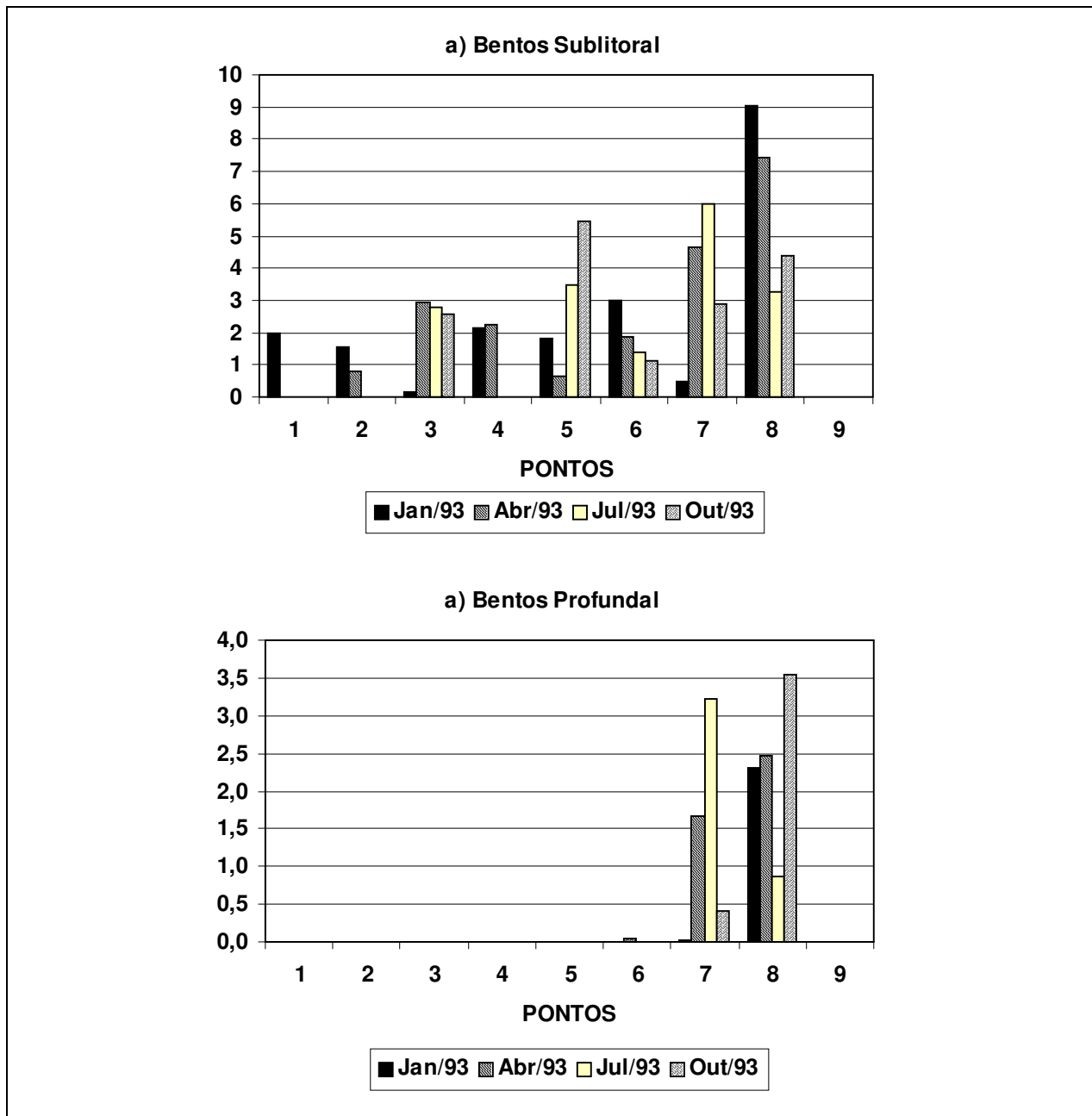


Figura 4: Variação temporal e espacial no índice de comparação sequencial (ICS) da comunidade bentônica no Complexo Billings (SP).

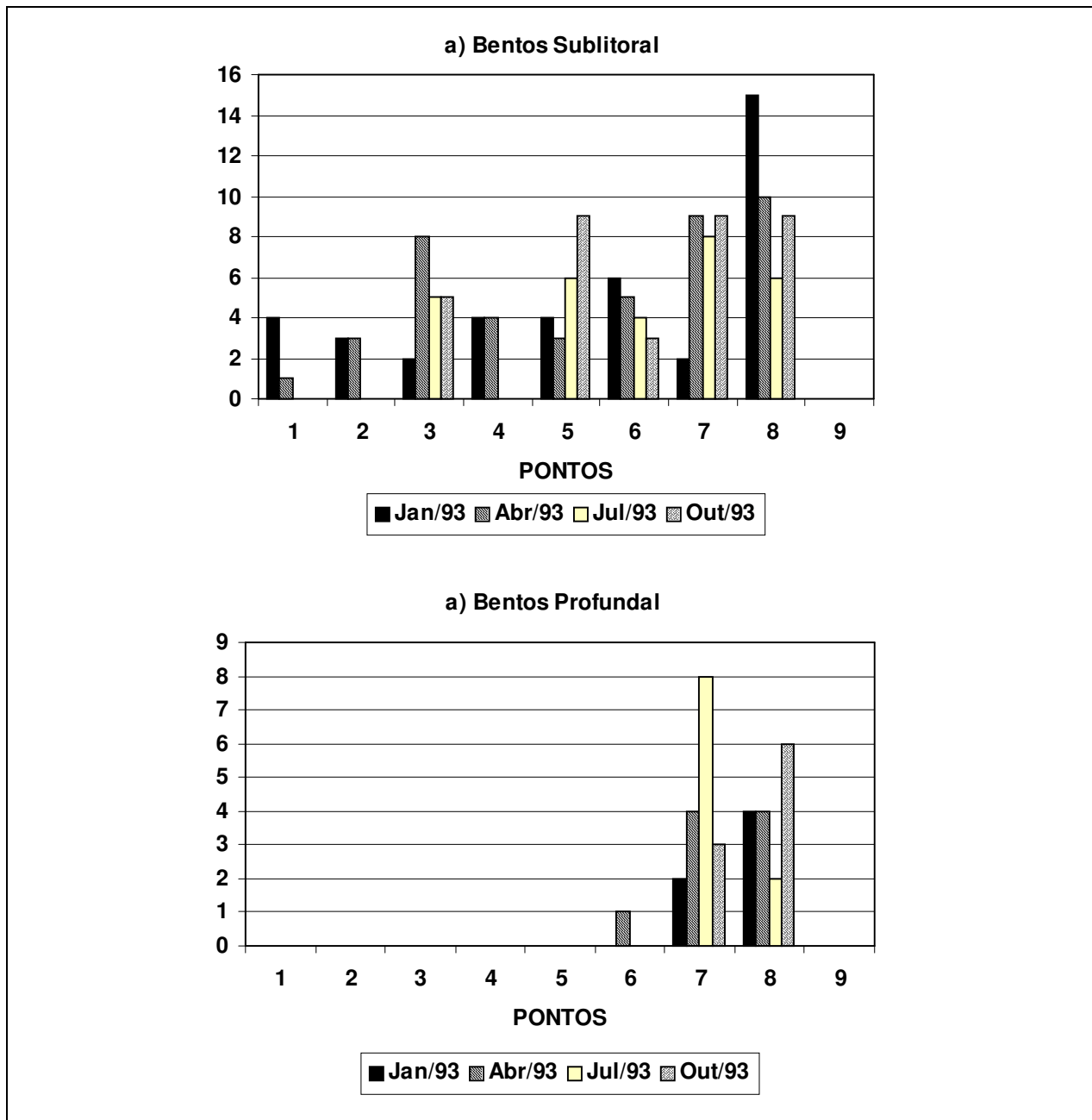


Figura 5: Variação temporal e espacial na riqueza (S) da comunidade bentônica no Complexo Billings (SP).

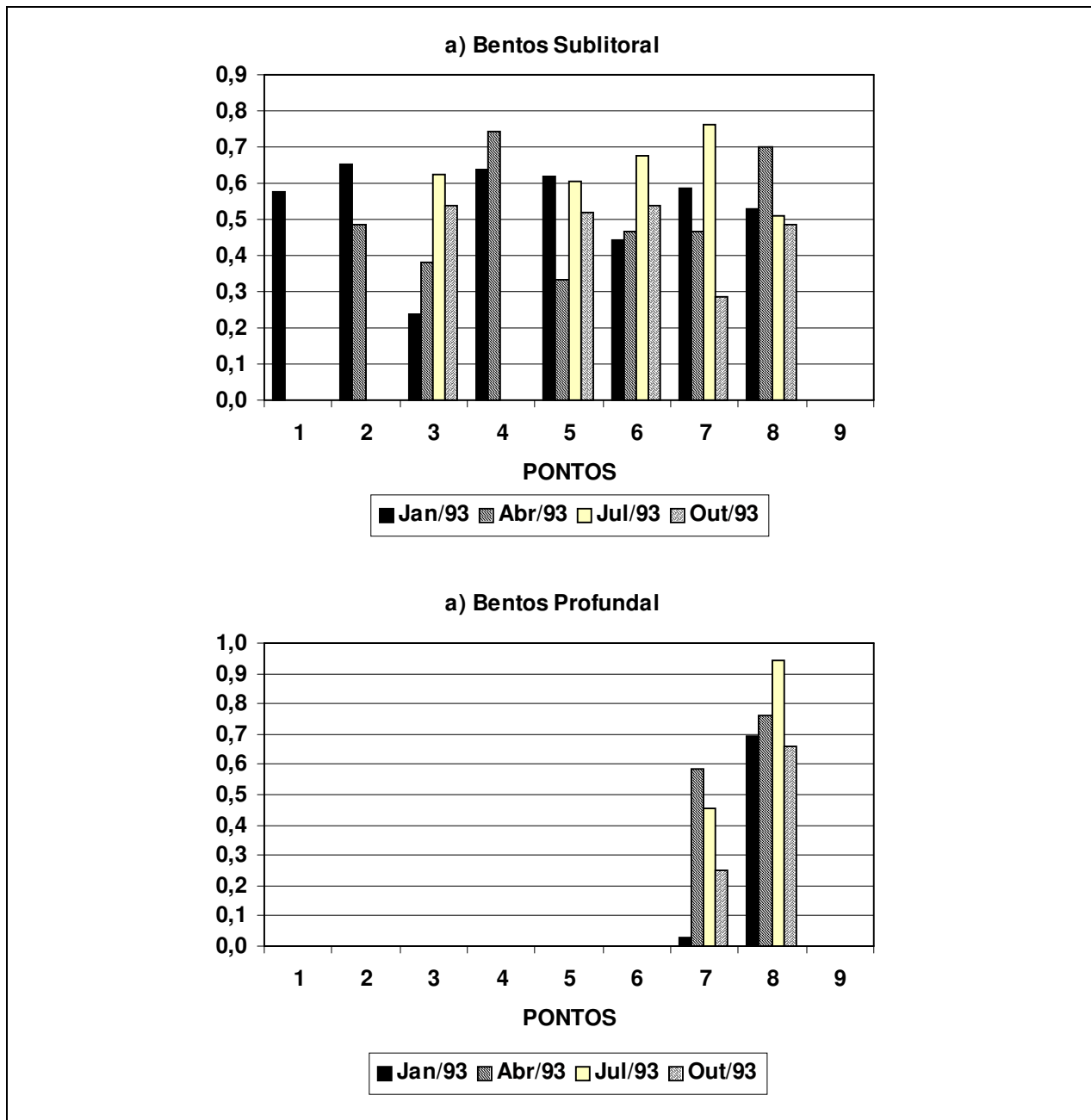


Figura 6: Variação temporal e espacial no índice de equitatividade de Pielou (J') da comunidade bentônica no Complexo Billings (SP).

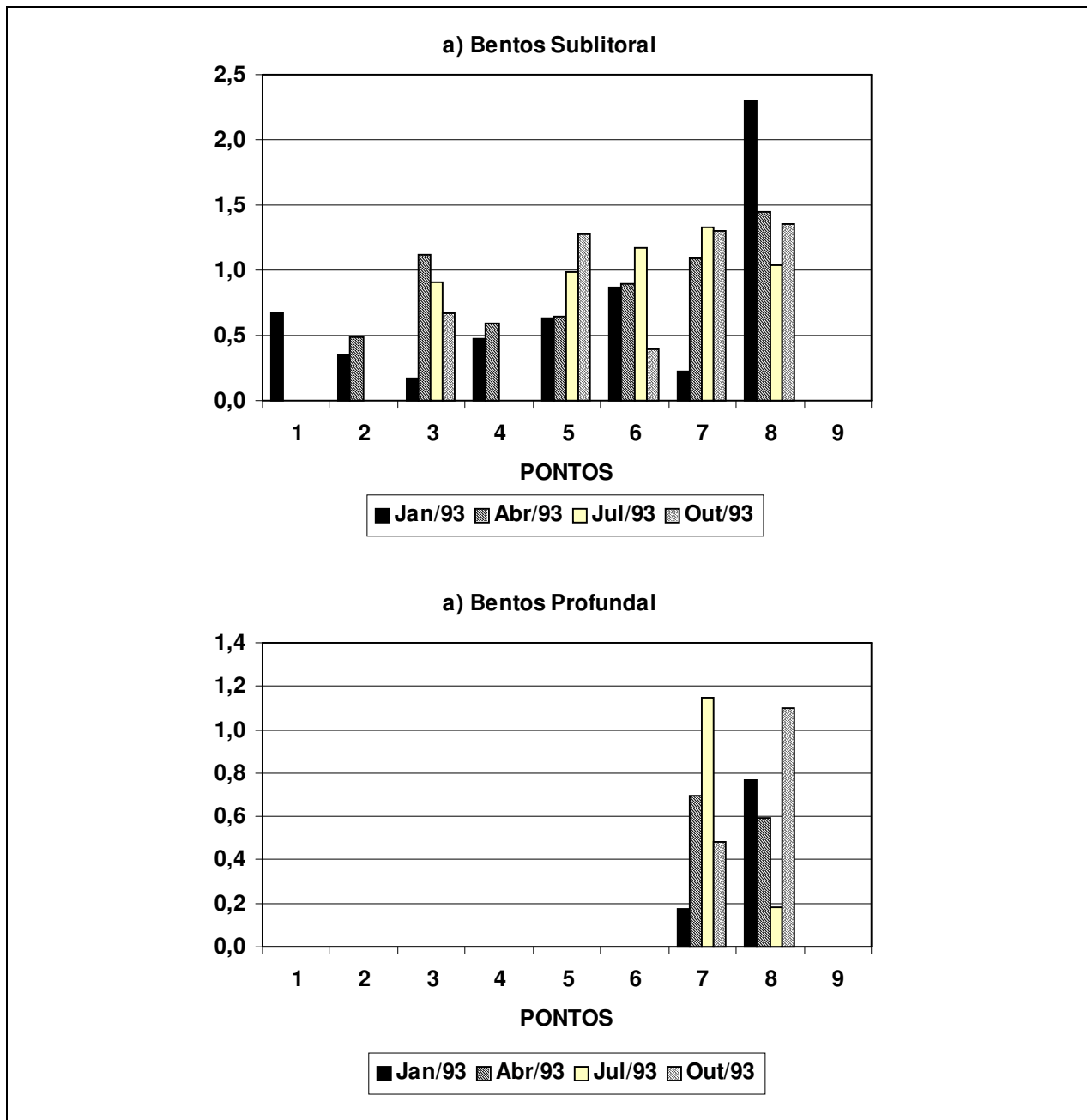


Figura 7: Variação temporal e espacial no índice de diversidade de Margalef (d) da comunidade bentônica no Complexo Billings (SP).

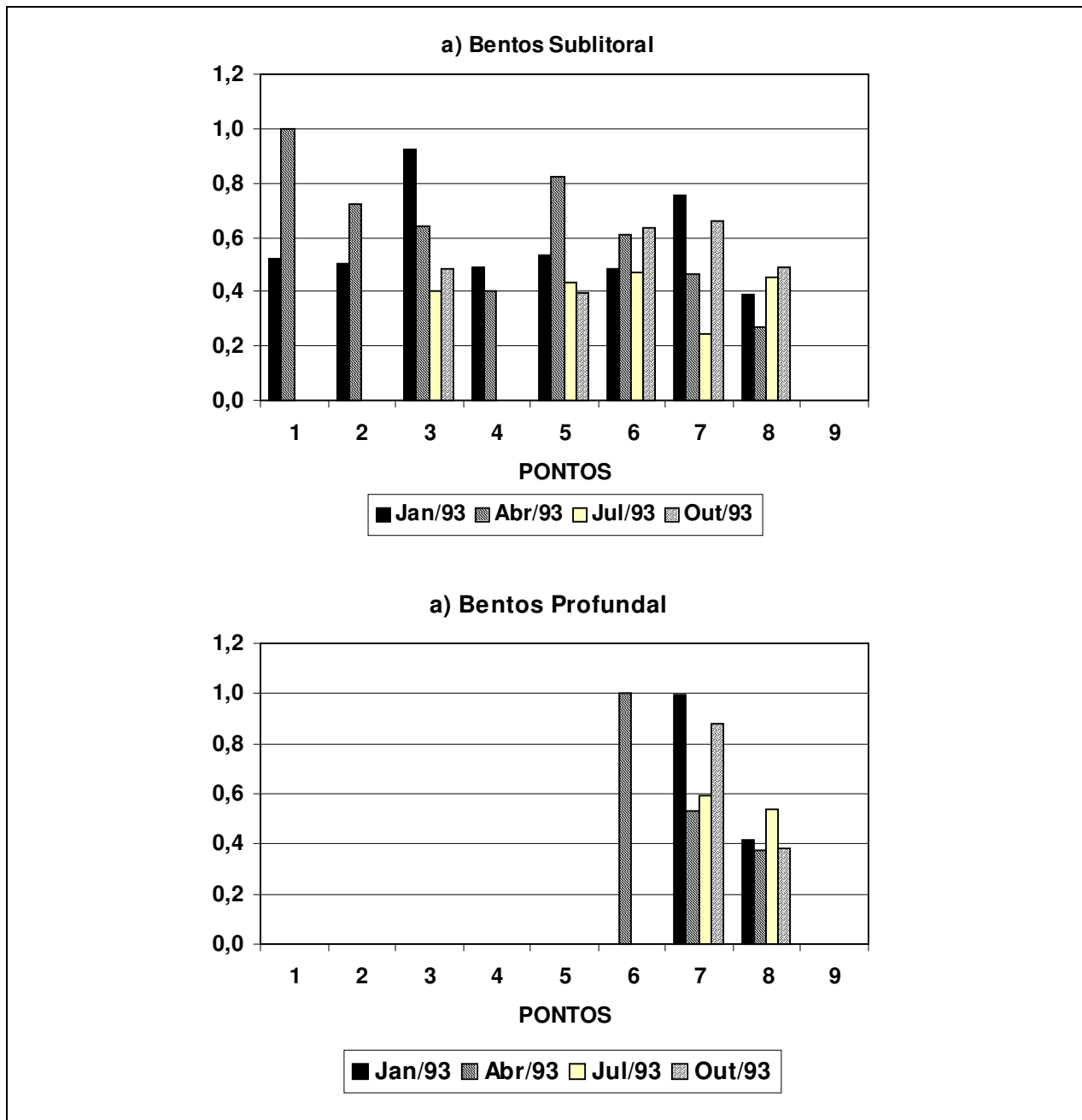


Figura 8: Variação temporal e espacial no índice de dominância de Simpson (I) da comunidade bentônica no Complexo Billings (SP).

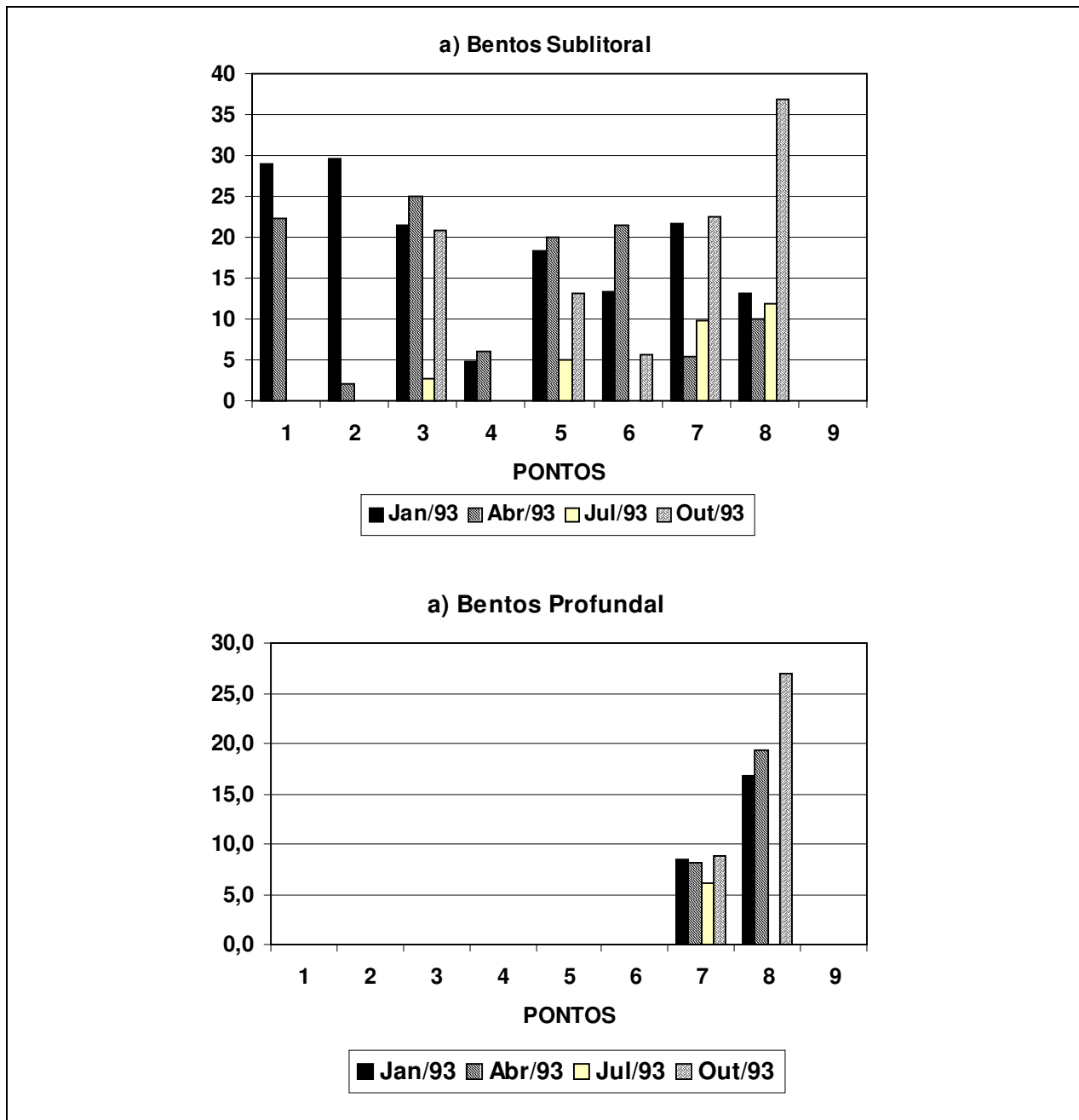


Figura 9: Variação temporal e espacial na razão Oligochaeta/Chironomidae (O) da comunidade bentônica no Complexo Billings (SP).

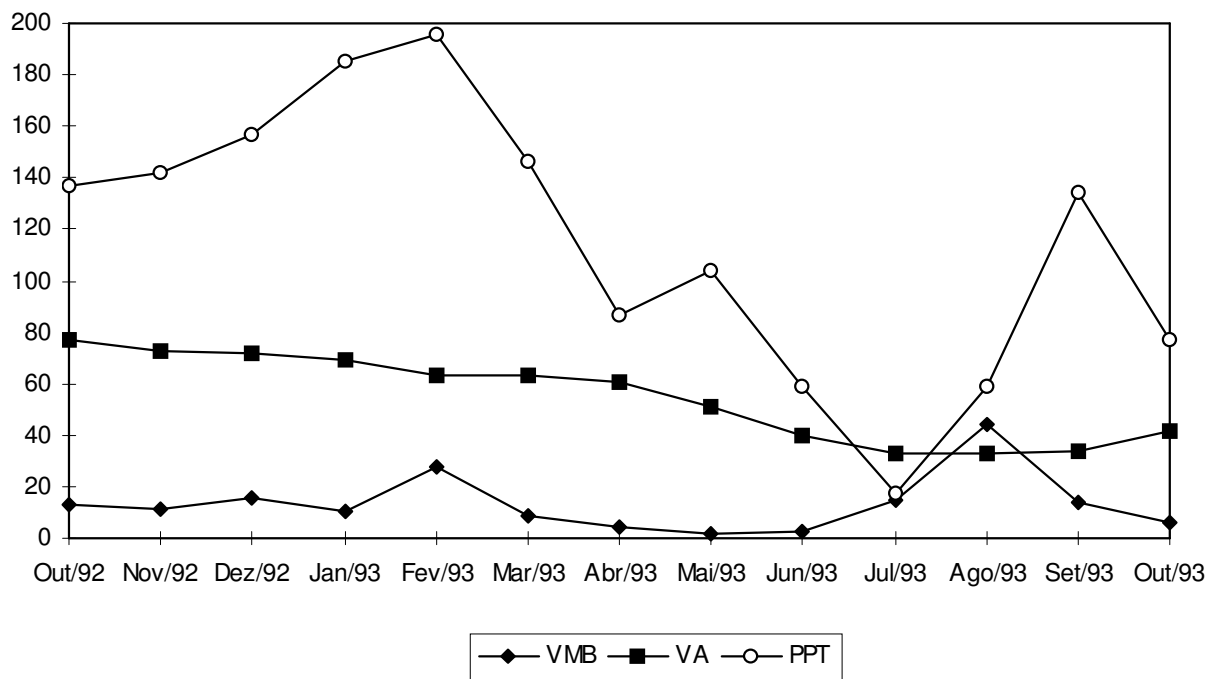


Figura 10: Variação dos dados de precipitação atmosférica acumulada (PPT; mm), vazão média bombeada em Pedreira (VMB; m<sup>3</sup>/s) e volume armazenado (VA; m<sup>3</sup>/s) na represa Billings.

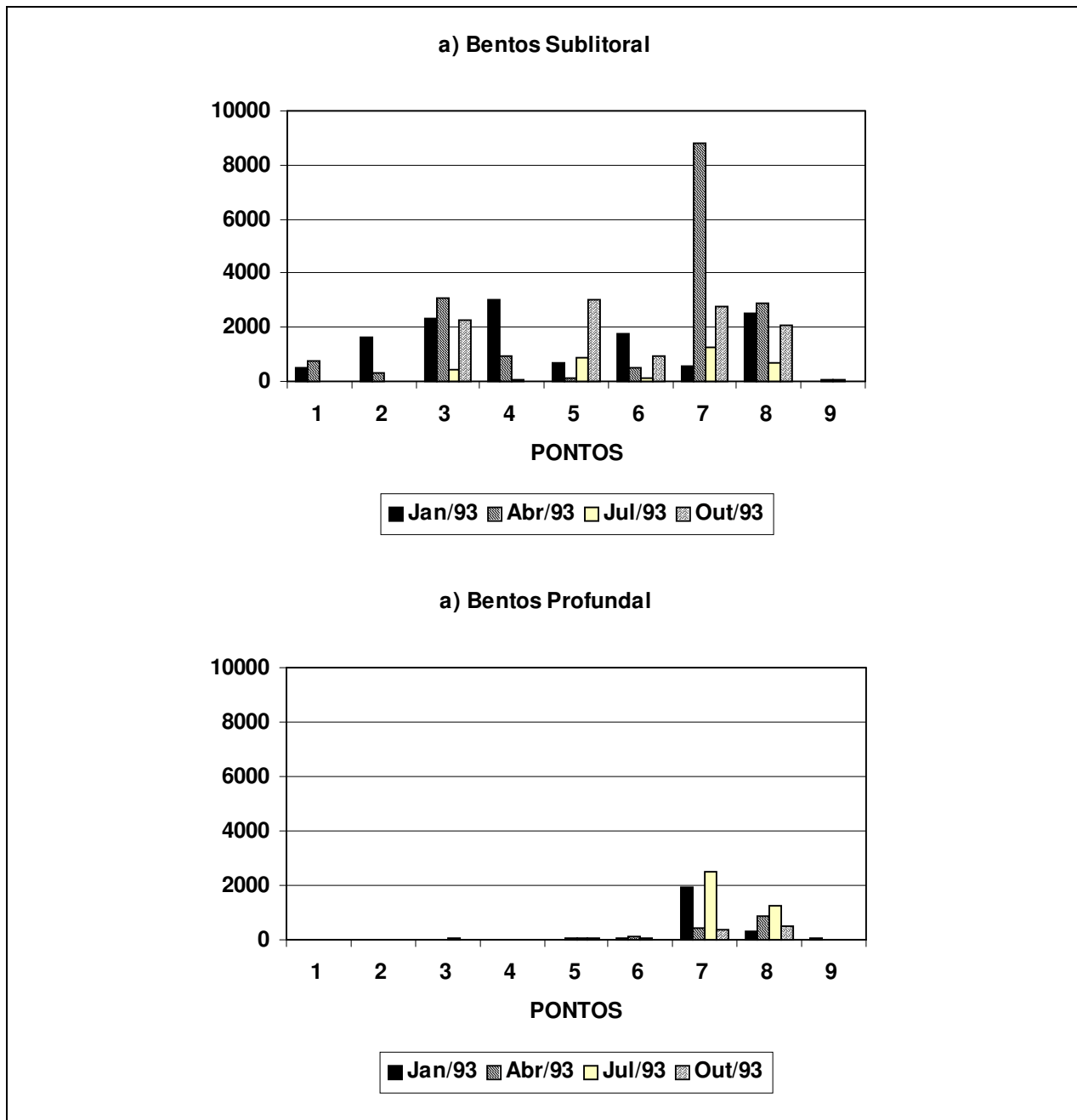


Figura 11: Variação temporal e espacial na densidade total da comunidade bentônica no Complexo Billings (SP).



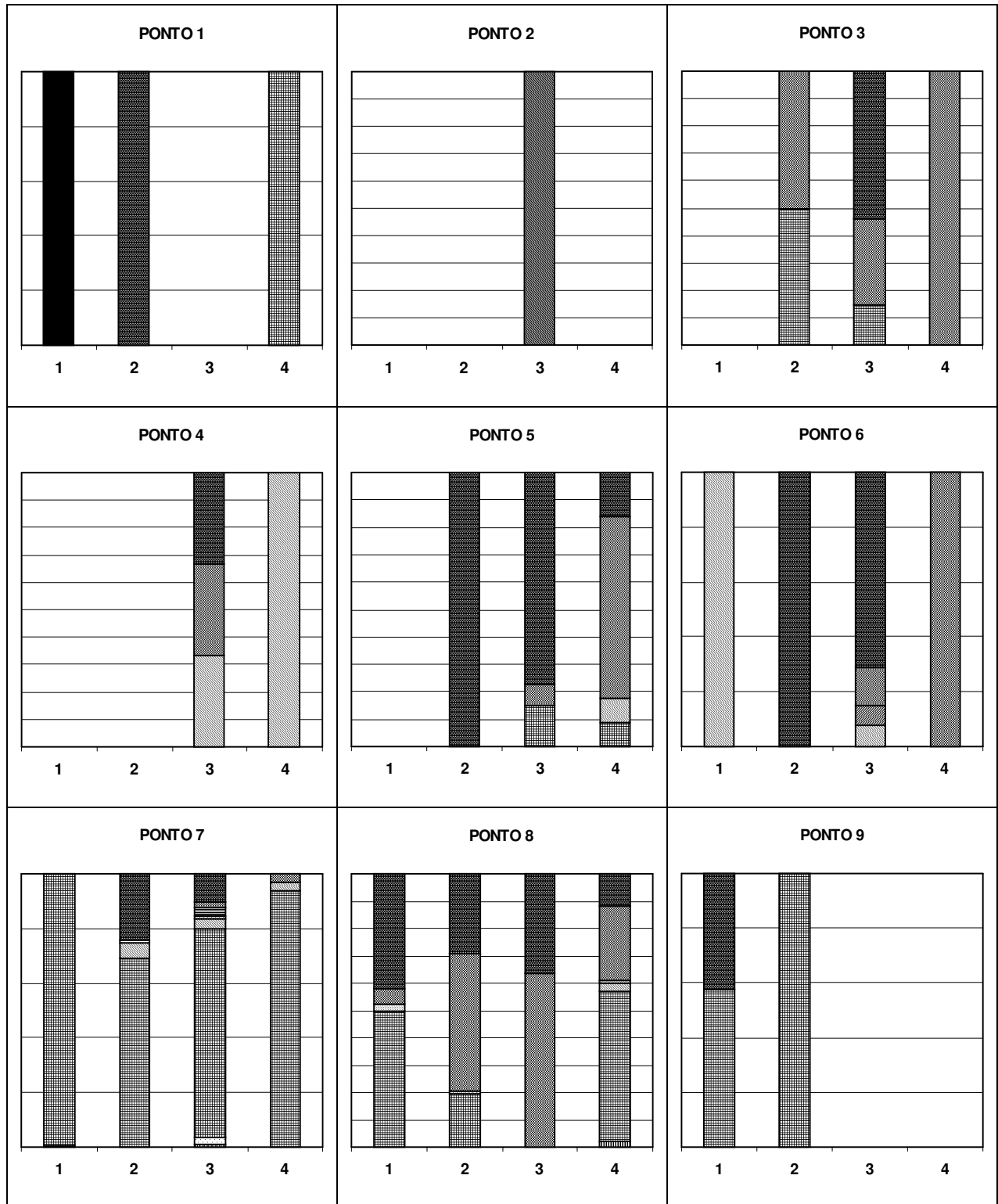


Figura 12: Variação espacial e temporal na estrutura da comunidade bentônica da zona profunda no Complexo Billings (SP). J = JAN; A = ABR; J = JUL e O = OUT/93.

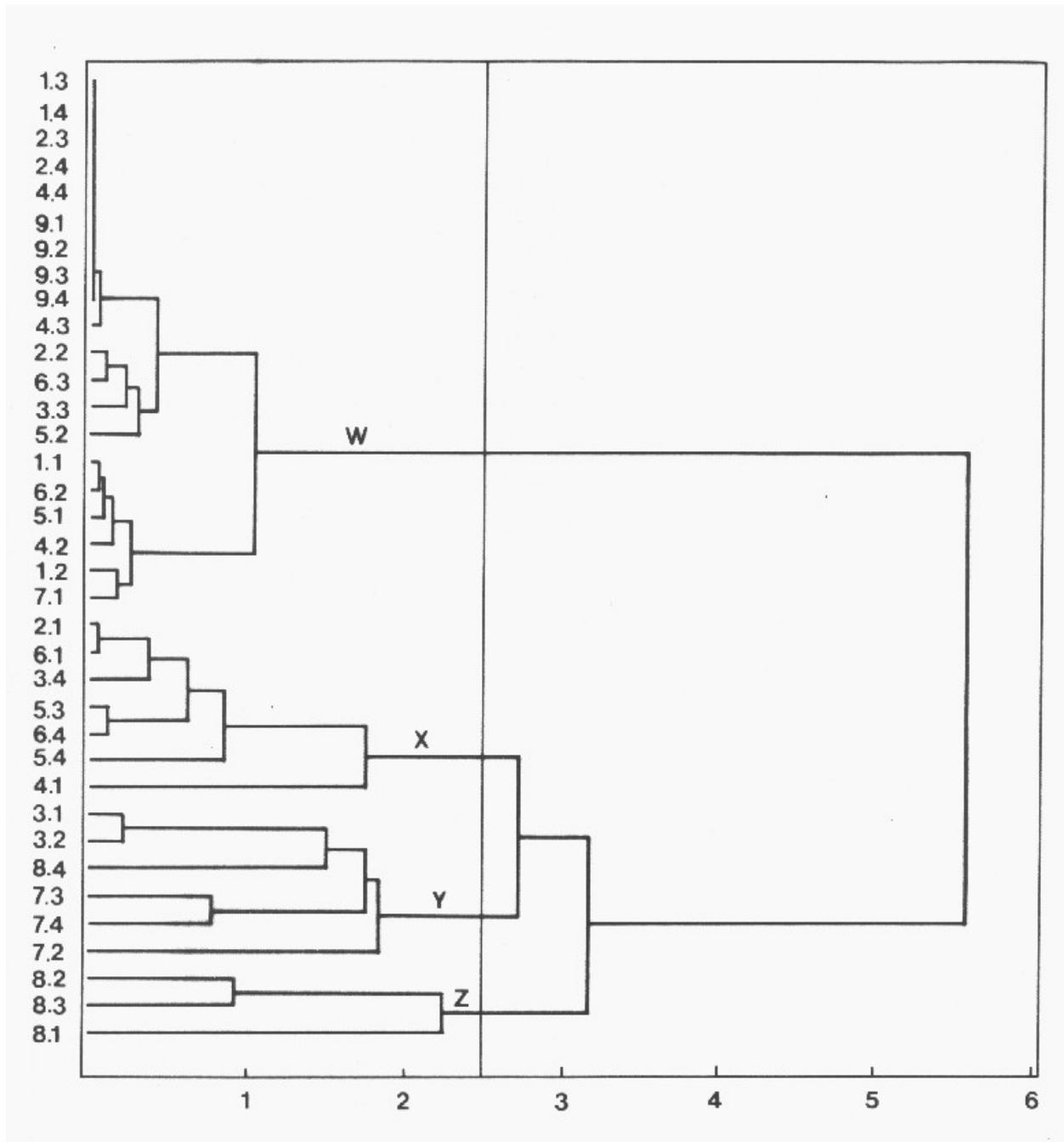


Figura 13: Dendrograma montado com dados de distância euclidiana simples agrupados pelo método de Ward, para os dados de densidade das populações bentônicas sublitorâneas do Complexo Billings (SP). A.B ⇒ A = ponto; B = campanha.

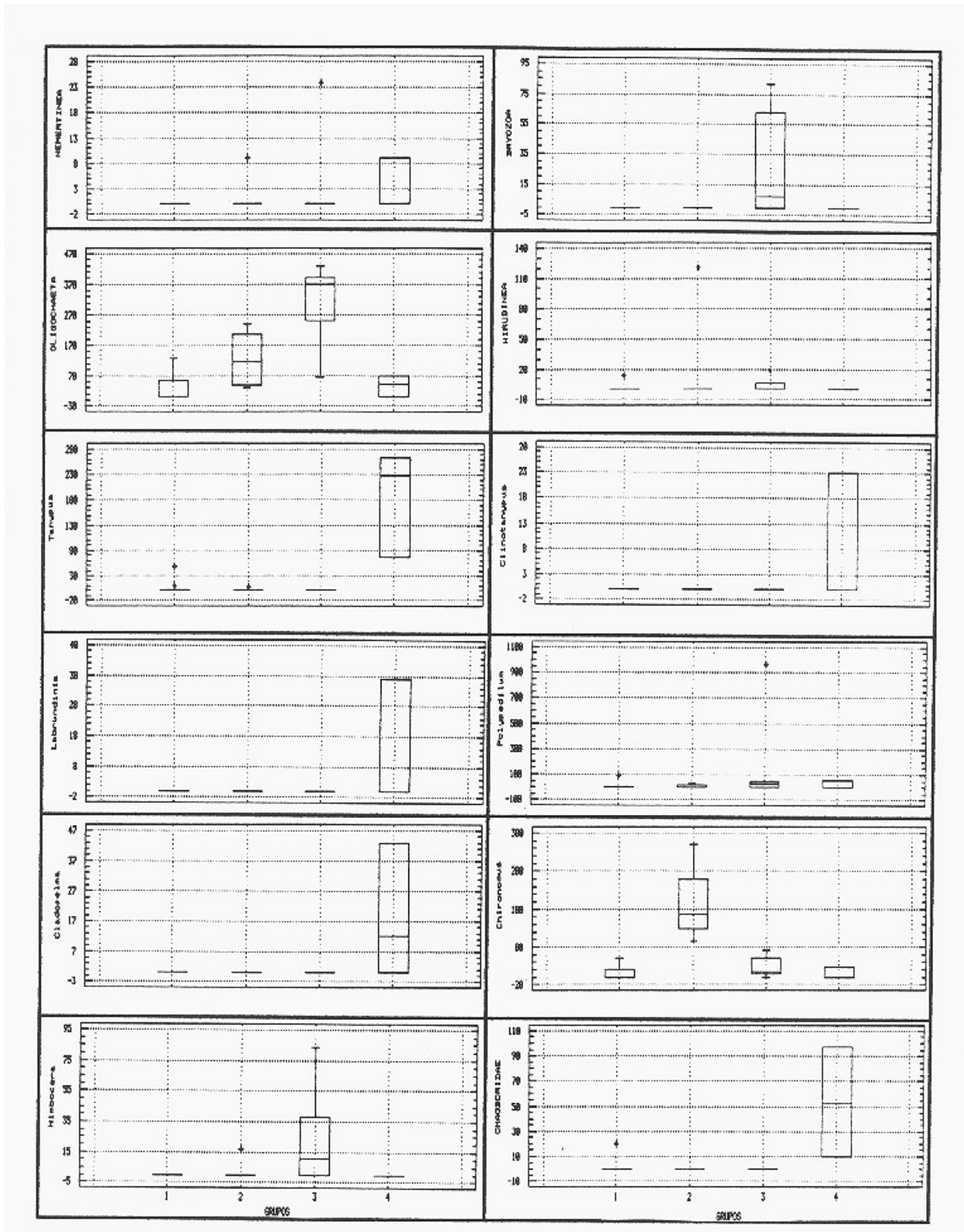


Figura 14: Representação Múltiplo Box & Whisker para as populações bentônicas e os grupos formados com os dados de densidade. Complexo Billings (SP).

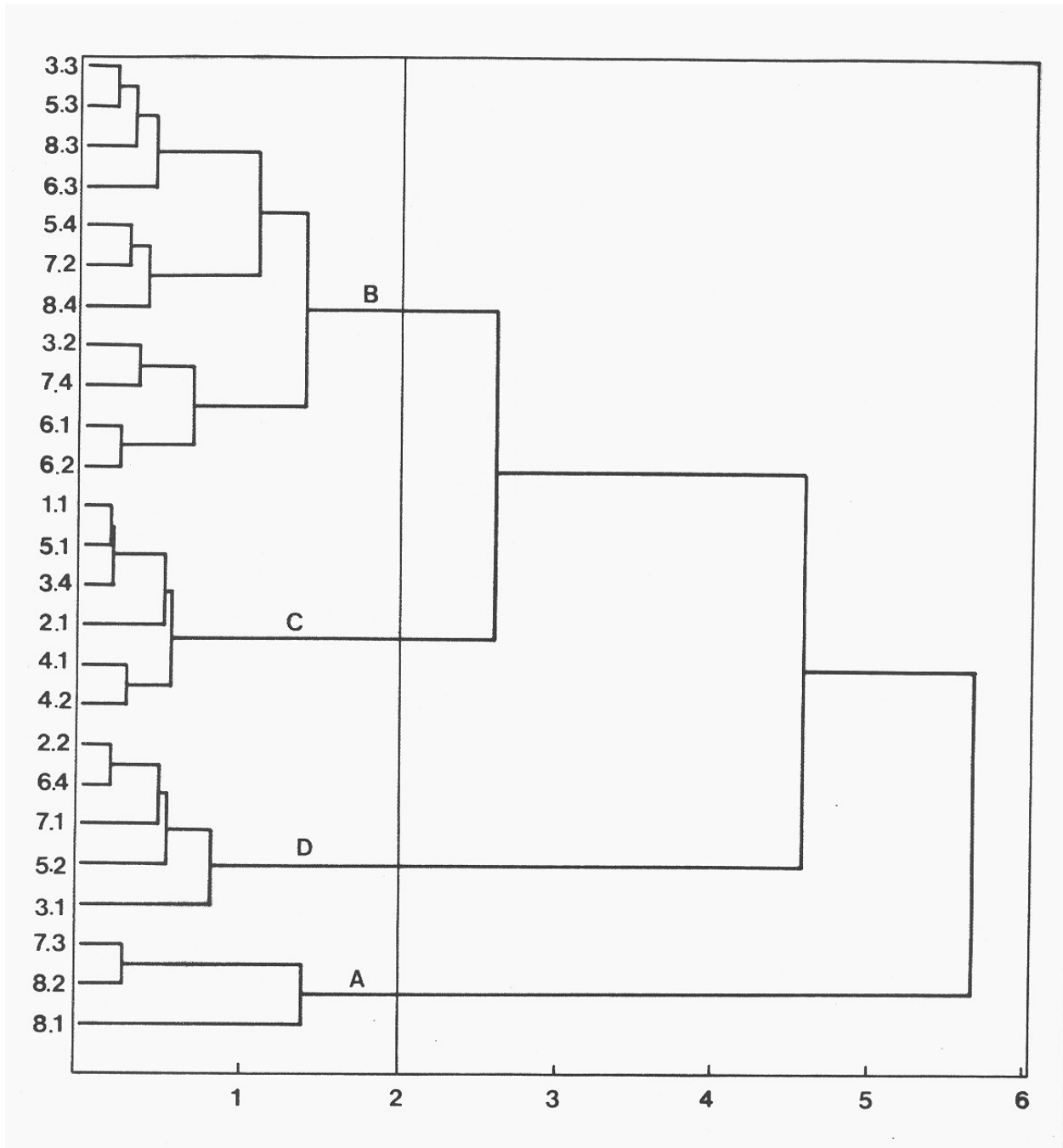


Figura 15: Dendrograma montado com dados de distância euclidiana simples agrupados pelo método de Ward, para os dados estruturais das comunidades bentônicas sub-litorâneas do Complexo Billings (SP). A.B  $\Rightarrow$  A = ponto; B = campanha.

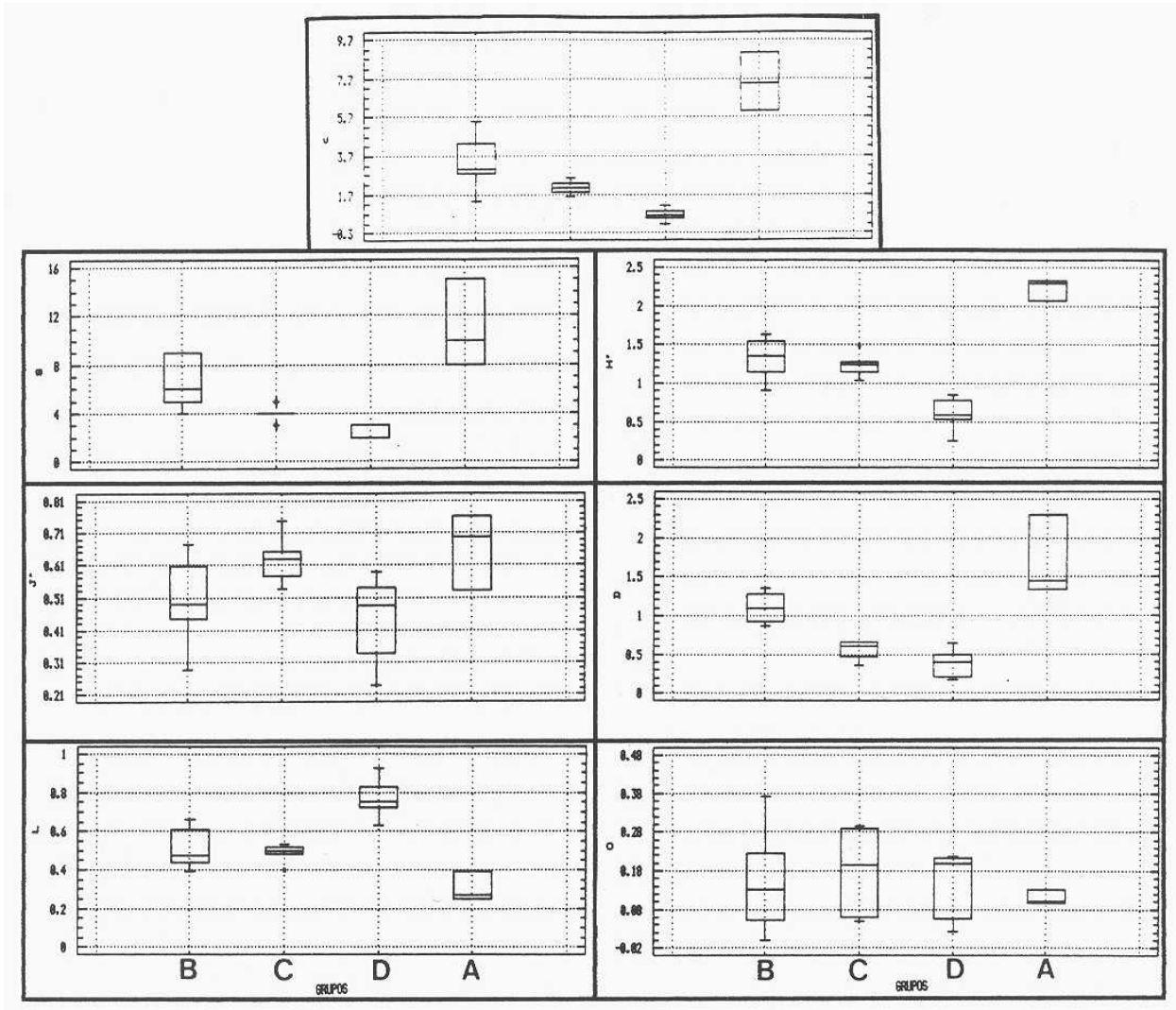


Figura 16: Representação Múltiplo Box & Whisker para os índices de estrutura e os grupos formados com os dados de índices. Complexo Billings (SP).

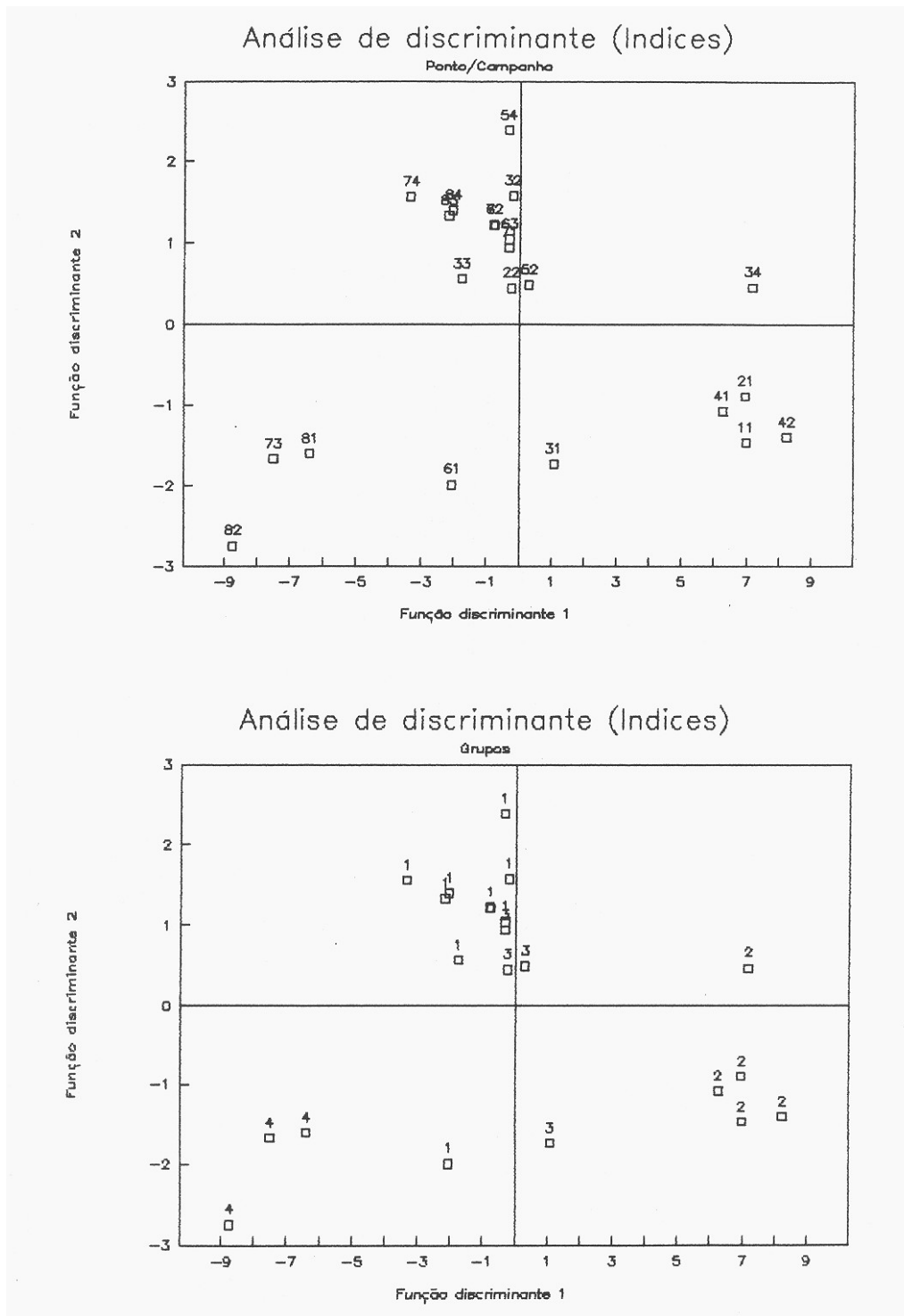


Figura 17: Análise de aos discriminante aplicada grupos formados a partir dos dados de índices estruturais das comunidades bentônicas do Complexo Billings (SP). Identificação dos grupos: 1 = D; 2 = B; 3 = C; 4 = A.



**COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL**

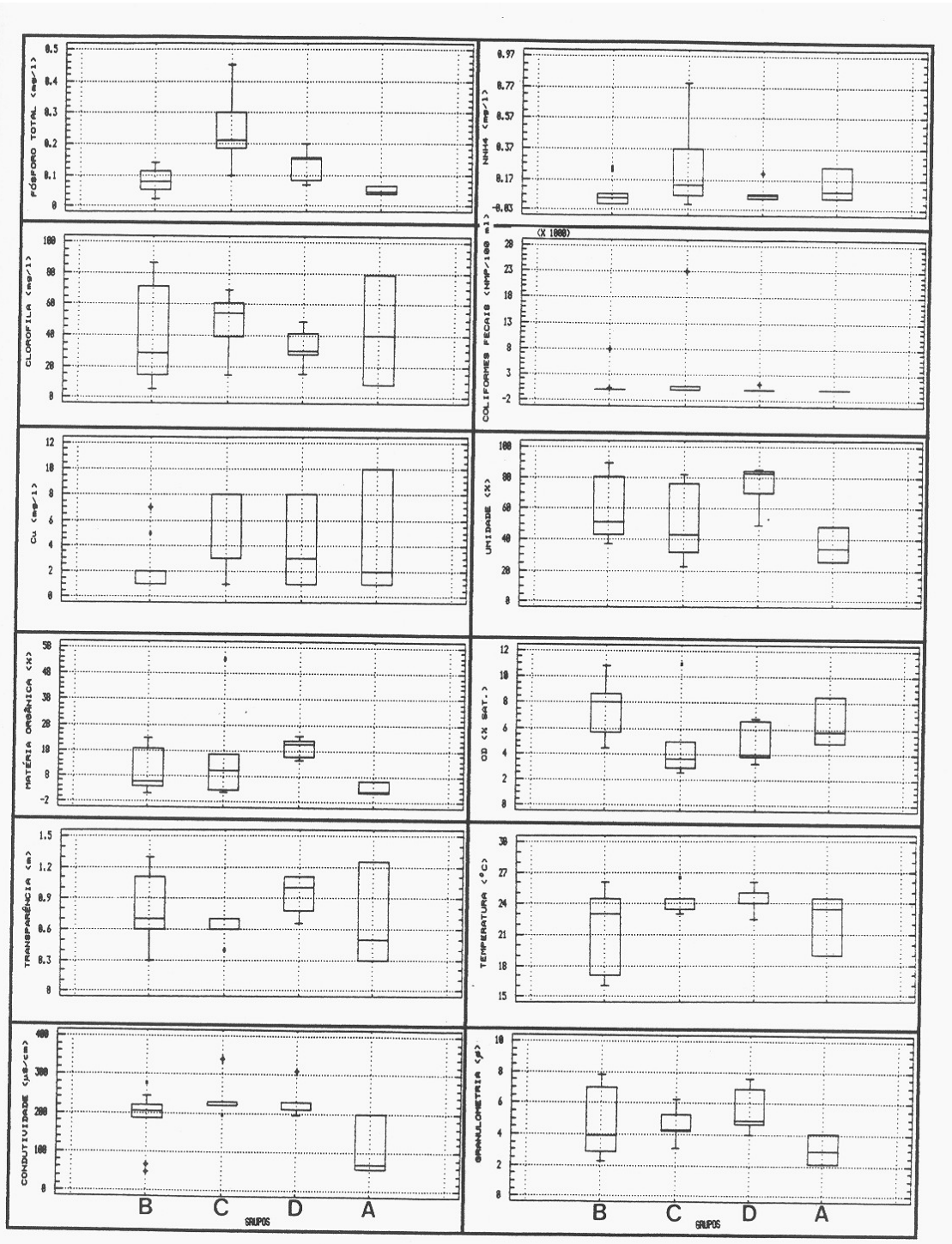


Figura 18: Representação Múltiplo Box & Whisker para os dados ambientais e os grupos formados com dados dos índices estruturais da comunidade bentônica. Complexo Billings (SP).



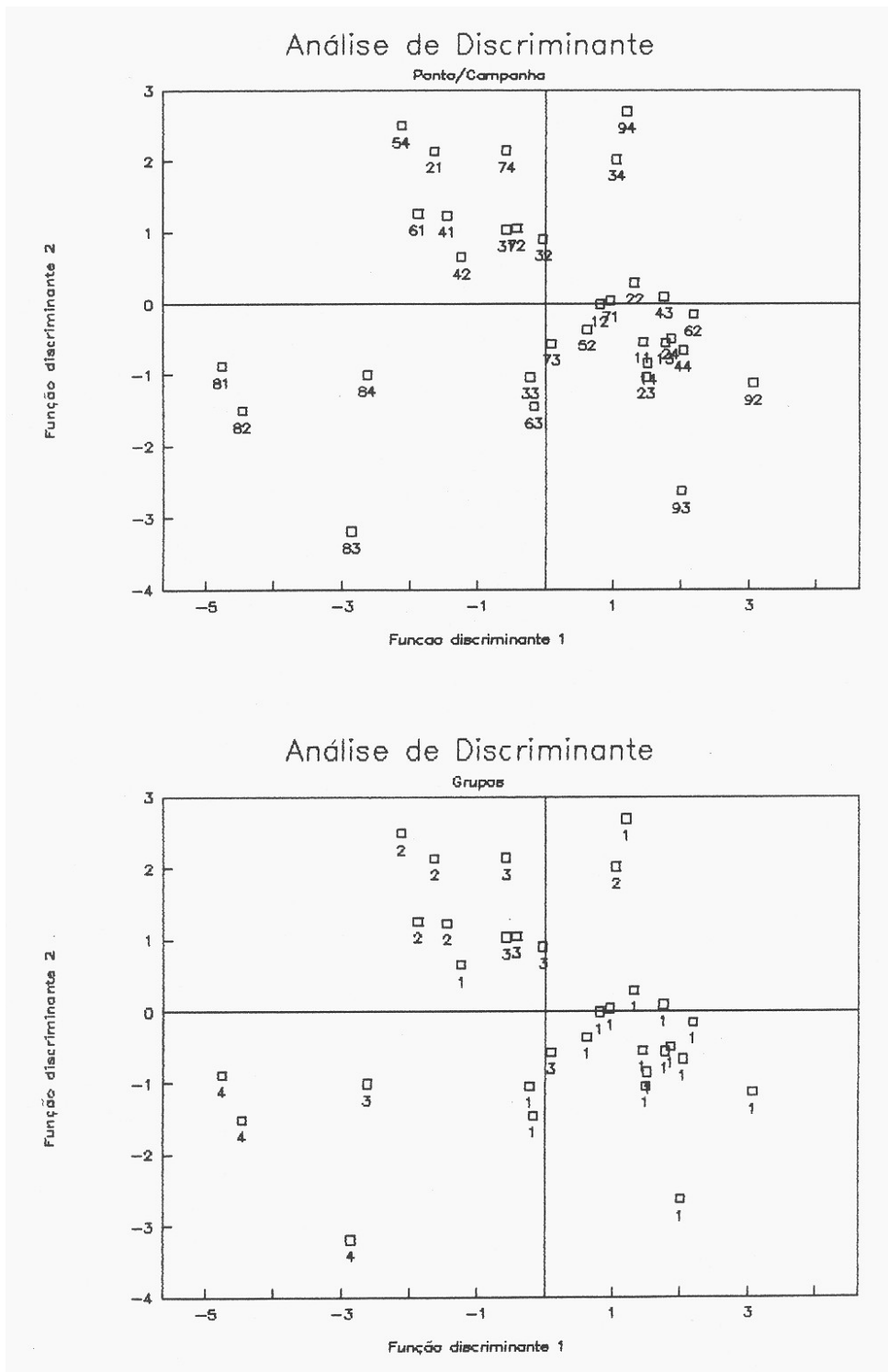


Figura 19: Análise de discriminante aplicada aos grupos formados a partir dos dados de densidade das populações bentônicas. Complexo Billings (SP). Identificação dos grupos: 1 = W; 2 = X; 3 = Y; 4 = Z.

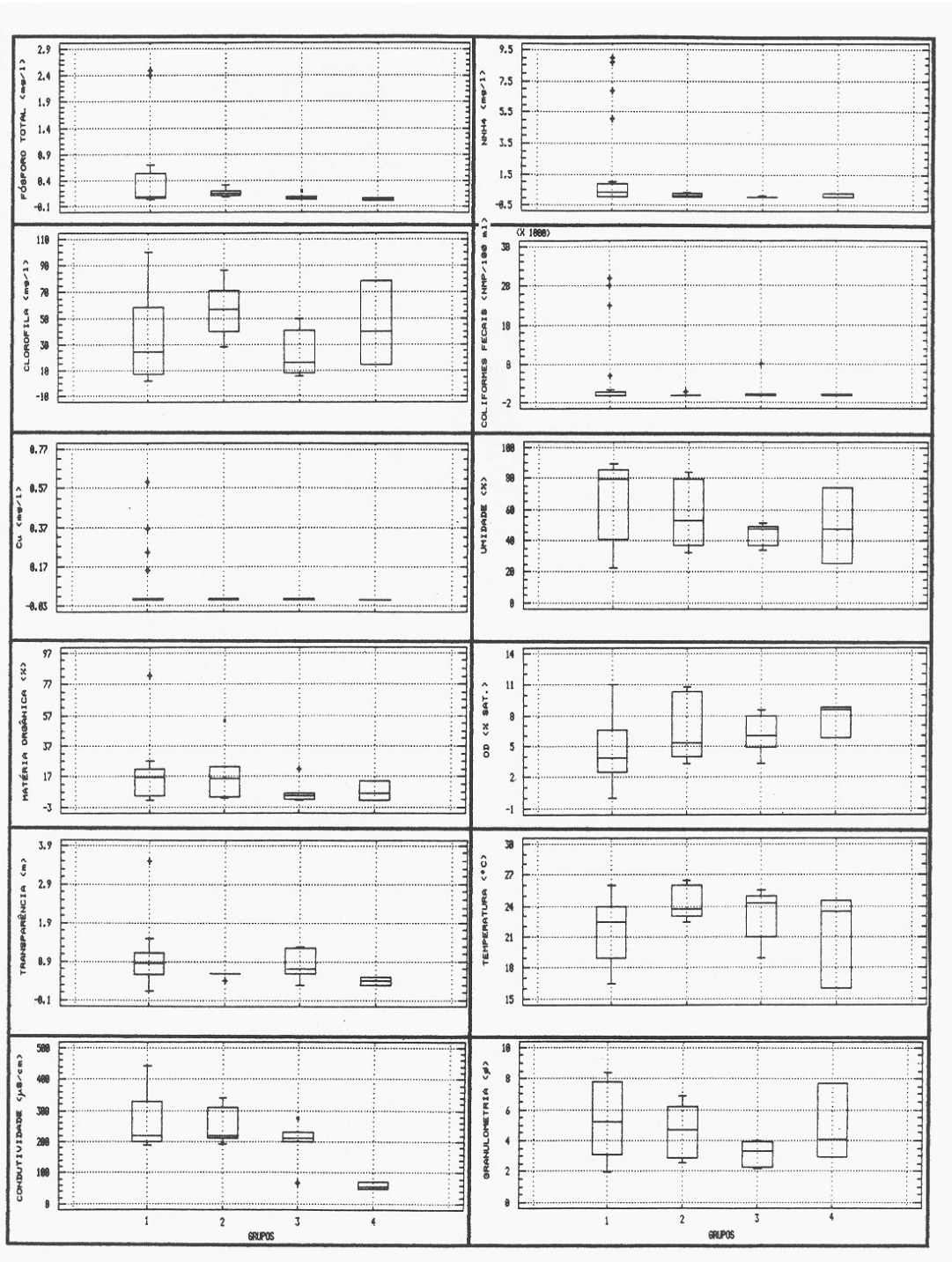
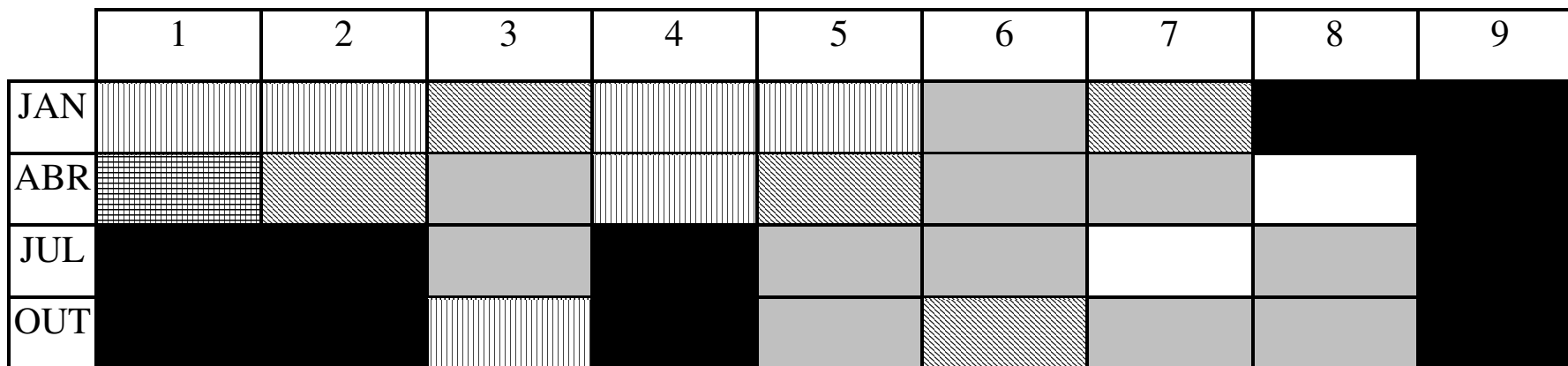


Figura 20: Representação Múltiplo Box & Whisker para os dados ambientais e os grupos formados com dados de densidade da comunidade bentônica. Complexo Billings (SP).



COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL



levemente poluído ➡

➡ altamente poluído

	A	B	C	D	E	F
H'	2,1 a 2,3	0,9 a 1,6	1,0 a 1,5	0,2 a 0,9	-	-
ICS	6,0 a 9,1	1,4 a 5,5	1,6 a 2,6	0,2 a 1,1	-	-
S	8 a 15	4 a 9	3 a 5	2 a 3	1	azoóico/pobre
d	1,3 a 2,3	0,9 a 1,4	0,4 a 0,7	0,2 a 0,6	-	-
l	0,2 a 0,4	0,4 a 0,7	0,4 a 0,5	0,6 a 0,9	-	-

Figura 21: Gradiente crescente de poluição no complexo Billings definido pela comunidade bentônica sublitoral



**COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL**