



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BOTÂNICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA VEGETAL

Nívea de Freitas Figueiredo

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**DIAGNÓSTICO DA QUALIDADE DA ÁGUA DOS MANANCIAIS
ABASTECEDORES DE SÃO BENTO DO SUL/SC, COM ÊNFASE NAS
COMUNIDADES DE CIANOBACTÉRIAS E ALGAS**

Florianópolis-SC
2005

Nívea de Freitas Figueiredo

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**DIAGNÓSTICO DA QUALIDADE DA ÁGUA DOS MANANCIASIS
ABASTECEDORES DE SÃO BENTO DO SUL/SC, COM ÊNFASE NAS
COMUNIDADES DE CIANOBACTÉRIAS E ALGAS**

Dissertação de mestrado
apresentada como parte
das exigências para a
obtenção do título de
Mestre em Biologia
Vegetal.

Professora Orientadora: Dra. Roselane Laudares Silva

Laboratório de Ficologia/BOT/CCB/UFSC

Florianópolis-SC

2005

Aos meus pais, Edson e Nirley
e a meu irmão Edson Filho

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, por iluminar meus pensamentos e me dar força e coragem para enfrentar os desafios diários.

À minha orientadora Profa. Dra. Roselane Laudares Silva por saber conduzir os ensinamentos e pelo apoio que carinhosamente ajudaram em minha formação.

Ao grupo do Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto de São Bento do Sul por incentivar esta pesquisa, pelas análises realizadas e pelo espaço cedido em seus estabelecimentos.

Ao Sr. Valnei José Beckhauser por me recomendar esta universidade, pela oportunidade do trabalho desenvolvido e por saber valorizar o profissional de Ciências Biológicas.

Ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal pelo bom trabalho desenvolvido visando melhorias no ensino e por garantir a formação dos futuros mestres.

Aos amigos Carla Grellmann e Luís Spricigo Junior pelo auxílio nas configurações gráficas e pelo companheirismo e amizade durante o curso.

Aos meus professores Clarice Loguercio Leite, Roselane Laudares Silva, Marisa Santos, Zenilda Bouzon, Paulo Horta, Ademir Reis, Oscar Rösler, pela vontade de ensinar, pelo constante espírito de pesquisa e amizade conquistada.

Ao engenheiro agrônomo Allexandre Siminski pelas análises estatísticas e pelas diversas explicações que ajudaram nas interpretações das mesmas.

À Vera Lúcia do Centro Integrado de Meteorologia e Recursos Hídricos de Santa Catarina – CLIMERH, que gentilmente cedeu as informações necessárias que ajudaram a completar esta pesquisa.

À secretária do Pós-Graduação Vera Lúcia de Mello Araújo Zapeline pela companheirismo e atenção prestada durante o curso.

Ao meu pai Edson, minha mãe Nirley e ao meu irmão Edson Filho por dividirem comigo todos os obstáculos e as conquistas que somente o apoio familiar é capaz de acolher.

Aos meus colegas de mestrado pelos momentos agradáveis de descontração durante estes anos.

Às companheiras de pesquisa, Carla, Bianca e Ângela pela troca de informações, por dividirem comigo a orientação de Rose, os equipamentos e por todos os bons momentos que passamos.

Aos colegas do Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto que me ensinaram a rotina e as práticas de uma estação de tratamento de água. A todos os que me deram força nas coletas, nas análises mensais e aqueles que souberam respeitar esta pesquisa.

RESUMO

Realizou-se um estudo com o objetivo de avaliar a qualidade da água, com ênfase em cianobactérias e algas, no sistema de abastecimento público de São Bento do Sul, Santa Catarina, Brasil. Os resultados foram obtidos com base em amostragem mensal (agosto de 2003 a julho de 2004), em duas estações nas barragens do rio Vermelho e do rio Negrinho. Foram analisadas variáveis biológicas (fitoplâncton, coliformes totais, coliformes termotolerantes e bactérias heterotróficas), físicas (temperatura da água e transparência) e químicas (pH, alcalinidade e dureza). As análises de composição e densidade das espécies fitoplanctônicas foram feitas a partir de amostras coletadas com rede de malha de 25 μm e do fitoplâncton total. A quantificação do fitoplâncton foi feita em câmaras de sedimentação de Utermöhl. Uma Análise de Componentes Principais foi realizada para verificar a variação dos atributos das comunidades fitoplanctônicas (densidade e biovolume das cianobactérias) em função de dados climatológicos, físicos, químicos e bacteriológicos. Identificou-se cento e trinta e cinco táxons infra-genéricos: Cyanobacteria (28), Chrysophyceae (5), Xantophyceae (1), Bacillariophyceae (24), Dinophyta (3), Euglenophyta (12), Chlorophyta (62). A densidade total do fitoplâncton variou de 16 a 1346 ind.ml^{-1} no rio Vermelho e de 57 a 2128 ind.ml^{-1} no rio Negrinho. Os grupos melhores representados em densidade e as espécies que prevaleceram foram: Bacillariophyceae (*Fragilaria* sp.) no rio Vermelho, Chlorophyta (*Choricystis chodatii*, *Chlamydomonas* sp.) e Chrysophyceae (*Synura* sp.) no rio Negrinho. Cyanobacteria representou de 7,4 a 10,8% da densidade total do fitoplâncton e seu biovolume variou de 0,0004 a 0,072 $\text{mm}^3.\text{L}^{-1}$ nos dois rios, valor permitido pela Portaria 518/MS/2004. Foram

identificadas algumas espécies de cianobactérias pertencentes a dez gêneros considerados potencialmente produtores de cianotoxinas. Alguns gêneros identificados de Cyanobacteria, Chrysophyceae e Chlorophyta são referidos como responsáveis por conferir sabor e odor em águas potáveis. Os resultados da Análise de Componentes Principais explicaram parcialmente a influência da temperatura da água e das precipitações atmosféricas na dinâmica do fitoplâncton. Os dados de transparência da água, densidade do fitoplâncton, bactérias e o biovolume de cianobactérias potencialmente tóxicas indicaram um maior comprometimento da qualidade da água do rio Negrinho em relação ao rio Vermelho.

ABSTRACT

A study was carried out in order to evaluate water quality, mainly cyanobacteria and algae status, in water supply system of São Bento do Sul, Santa Catarina, Brasil. Results were obtained from monthly sampling (August 2003 to July 2004) at 2 stations in drinking water reservoir of Vermelho and Negrinho rivers and Vermelho river. Biological (phytoplankton, total coliforms, termotolerants coliforms, heterotrophic bacteria), physical (water temperature and transparency) and chemical (pH, alkalinity, hardness) features were analyzed. Analysis of species composition were made from phytoplankton net and total phytoplankton samples. Qualitative analysis were performed in sedimentation chambers of Utermöhl. A Principal Component Analysis were carried out to verify the relationship of phytoplankton communities attributes variations (density and cyanobacterial biovolume) to regional climatology and physical, chemical and others biological variables. One hundred and thirty five taxa infrageneric were registered: Cyanobacteria (28), Chrysophyceae (5), Xanthophyceae (1), Bacillariophyceae (24), Dinophyta (3), Euglenophyta (12), Chlorophyta (62). The total density of phytoplankton ranged from 16 to 1346 Ind.ml⁻¹ in Vermelho river and from 57 to 2128 ind.ml⁻¹ in Negrinho river. The best represented groups in density and the prevalent species among them were: Bacillariophyceae (*Fragilaria* sp.) to Vermelho river, Chlorophyta (*Choricystis chodatii*, *Chlamydomonas* sp.) and Chrysophyceae (*Synura* sp.) to Negrinho river. In the two rivers cyanobacteria represented 7,4 to 10,8% of total density and his biovolume ranged from 0,0004 to 0,072 mm³. L⁻¹ that is in agreement with monthly monitoring. Some Cyanobacteria, Chrysophyceae and Chlorophyta identified

genera are referred as producers of taste and odour in drinking water. Ten identified cyanobacterial genera are potentially cyanotoxin producers. The results of the Principal Component Analysis summarized partly the influence of water temperature and rain in the phytoplankton dynamic. Water transparency, phytoplanktonic density, cyanobacterial biovolume and bacterial data indicated higher trophic degree in Negrinho river than in Vermelho river.

SUMÁRIO

2 INTRODUÇÃO	1
2.1 As comunidades de cianobactérias e algas.....	1
2.2 Tratamento convencional da água de abastecimento.....	5
2.3 Problemas causados por cianobactérias e algas nas ETA's.....	6
2.4 Tipos de mananciais.....	12
2.5 Justificativa do trabalho.....	16
3 OBJETIVOS	18
3.1 Objetivo Geral.....	18
3.2 Objetivos específicos.....	18
4 MATERIAIS E MÉTODOS	19
4.1 Descrição da área de estudo.....	19
4.2 Amostragem.....	21
4.3 Variáveis Abióticas.....	22
4.3.1 Temperatura da água (°C).....	22
4.3.2 Transparência da água (m).....	22
4.3.3 Turbidez (NTU).....	23
4.3.4 Potencial de íons Hidrogênio (pH).....	24
4.3.5 Alcalinidade (mg/l).....	25
4.3.6 Dureza (mg/l).....	26
4.3.7 Dados meteorológicos.....	26
4.4 Variáveis Bióticas.....	27
4.4.1 Fitoplâncton	27
4.4.1.1 Análise taxonômica.....	27
4.4.1.2 Análise quantitativa.....	28
4.4.2 Análise bacteriológica.....	30
4.5 Análise de Componentes Principais (ACP).....	32

5 RESULTADOS	32
5.1 Variáveis abióticas.....	32
5.2 Variáveis bióticas.....	37
5.2.1 Composição do fitoplâncton.....	37
5.2.2 Densidade do fitoplâncton (ind./ml).....	57
5.2.3 Dados bacteriológicos.....	61
5.3 Análise dos Componentes Principais (ACP).....	64
6 DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	70
6.1 Variáveis abióticas.....	70
6.2 Densidades fitoplanctônicas.....	71
6.3 Cyanobacteria.....	73
6.4 Algas.....	75
6.5 Grupo coliformes e bactérias heterotróficas.....	81
6.6 Análise de Componentes Principais.....	81
7 CONCLUSÕES	84
8 RECOMENDAÇÕES	87
9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	88
10 BIBLIOGRAFIA CONSULTADA	99
11 ANEXOS	105

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** – Localização geográfica do município de São Bento do Sul/SC.....19
- Figura 2** – Variação da temperatura do ar (°C), segundo a estação meteorológica de Rio Negrinho/SC, de agosto/2003 a julho/2004.....33
- Figura 3** – Variação das médias de precipitações mensais (mm), da estação meteorológica de Rio Negrinho/SC, de agosto/2003 a julho/2004.....33
- Figura 4**– Variação da temperatura da água (°C) dos mananciais abastecedores de São Bento do Sul/SC de agosto/2003 a julho/2004.....34
- Figura 5** – Variações da transparência da água - Secchi (m) e de turbidez da água dos mananciais abastecedores de São Bento do Sul/SC, de agosto/2003 a julho/2004.....35
- Figura 6** – Variação do pH nos mananciais abastecedores de São Bento do Sul/SC, de agosto/2003 a julho/2004.....36
- Figura 7** – Variação da alcalinidade da água (mg/l) dos mananciais abastecedores de São Bento do Sul/SC, de agosto/2003 a julho/2004.....36
- Figura 8** – Variação da dureza da água (mg/l) dos mananciais abastecedores de São Bento do Sul/SC, de agosto/2003 a julho/2004.....37
- Figura 9** – Densidades fitoplanctônicas (ind./ml) dos mananciais abastecedores de São Bento do Sul/SC, de agosto/2003 a julho/2004.....57
- Figura 10** – Densidade total de algas e densidade total de cianobactérias (ind./ml) dos mananciais abastecedores de São Bento do Sul/SC, agosto/2003 a julho/2004.....59
- Figura 11** – Densidades fitoplanctônicas (ind./ml), por classe taxonômica dos mananciais abastecedores de São Bento do Sul/SC, de agosto/2003 a julho/2004.....60

Figura 12 – Biovolume de cianobactérias ($\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$) dos mananciais abastecedores de São Bento do Sul/SC, de agosto/2003 a julho/2004.....	61
Figura 13 – Número mais provável de coliformes totais e termotolerantes dos mananciais abastecedores de São Bento do Sul/SC, de ago/2003 a jul/2004.....	62
Figura 14 – Unidades formadoras de colônias de bactérias heterotróficas dos mananciais de São Bento do Sul/SC, de agosto/2003 a julho/2004.....	63
Figura 15 – Eixos 1 e 2 da análise de componentes principais da E1.....	66
Figura 16 – Eixos 1 e 3 da análise de componentes principais da E1.....	67
Figura 17 – Eixos 1 e 2 da análise de componentes principais da E3.....	68
Figura 18 – Eixos 1 e 3 da análise de componentes principais da E3.....	69
Figura 19 – Fotos dos mananciais abastecedores de São Bento do Sul/SC.....	123

LISTA DE ANEXOS

- Tabela 1**- Variação das médias de precipitações mensais (mm) e temperatura do ar (°C), da estação meteorológica de Rio Negrinho, SC, de agosto/2003 a julho/2004.....106
- Tabela 2** – Variação da temperatura da água (°C) dos mananciais abastecedores de São Bento do Sul, SC de agosto/2003 a julho/2004.....106
- Tabela 3** – Variações de: A) transparência da água - Secchi (m), B) turbidez da água (NTU) dos mananciais abastecedores de São Bento do Sul, SC, de agosto/2003 a julho/2004.....107
- Tabela 4** – Variação do pH, alcalinidade da água (mg/l) e dureza da água (mg/l) dos mananciais abastecedores de São Bento do Sul, SC, de agosto/2003 a julho/2004.....107
- Tabela 5** – Táxons infra-genéricos do fitoplâncton dos mananciais abastecedores de São Bento do Sul, SC de agosto/2003 a julho/2004.....108
- Tabela 6** – Densidades fitoplanctônicas (ind./ml) dos mananciais abastecedores de São Bento do Sul, SC, de agosto/2003 a julho/2004.....114
- Tabela 7** – Densidade total de algas e densidade total de cianobactérias (ind./ml) dos mananciais abastecedores de São Bento do Sul, SC, agosto/2003 a julho/2004.....114
- Figura 8** – Densidades fitoplanctônicas (ind./ml), por classe taxonômica dos mananciais abastecedores de São Bento do Sul, SC, de agosto/2003 a julho/2004.....115
- Tabela 9** – Táxons dominantes e abundantes na barragem do rio Vermelho, São Bento do Sul, SC.....116
- Tabela 10** - Táxons dominantes e abundantes na estação da 1ª Ponte do rio Vermelho, São Bento do Sul, SC.....117

Tabela 11 - Táxons dominantes e abundantes na barragem do rio Negrinho, São Bento do Sul, SC.....	118
Tabela 12 – Biovolume de cianobactérias ($\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$) dos mananciais abastecedores de São Bento do Sul, SC, de agosto/2003 a julho/2004.....	119
Tabela 13 – Número mais provável de coliformes totais e coliformes termotolerantes dos mananciais abastecedores de São Bento do Sul, SC, de agosto/2003 a julho/2004.....	120
Tabela 14 – Unidades formadoras de colônias de bactérias heterotróficas dos mananciais de São Bento do Sul, SC, de agosto/2003 a julho/2004.....	120
Tabela 15 – Matriz de correlação da Análise de Componentes Principais da E1.....	121
Tabela 16 – Matriz de correlação da Análise de Componentes Principais da E3.....	122

2 INTRODUÇÃO

2.1 As comunidades de cianobactérias e algas

Segundo RAVEN *et al.* (1996), as cianobactérias e algas ocorrem juntas no ambiente e têm o mesmo papel ecológico, porque constituem o início da cadeia alimentar no meio aquático.

Outro papel ecológico das cianobactérias e algas é a produção de oxigênio (O₂) através da fotossíntese. De acordo com WETZEL & LIKENS (1991), a quantidade de oxigênio dissolvido na água provém das reações biológicas e bioquímicas presentes neste meio. Este recurso é um importante fator ambiental que afeta a vida aquática e a capacidade de decomposição da matéria orgânica presente na água.

Nos mananciais de abastecimento público e nas estações de tratamento de água (ETAs), cianobactérias e algas pertencem principalmente à duas comunidades: o fitoplâncton e o perifíton.

Perifíton é uma complexa comunidade de microrganismos (algas, bactérias, fungos e animais) detritos orgânicos e inorgânicos aderidos à substratos inorgânicos ou orgânicos vivos ou mortos (MOSCHINI-CARLOS, 1999).

De acordo com FONT QUER (1977), plâncton (*gr.* = errante) é uma comunidade biótica, delimitada ecológica e fisiologicamente, formada por todos aqueles organismos em suspensão na água.

Segundo ESTEVES (1998), o plâncton é constituído pelo fitoplâncton (algas), pelo zooplâncton (pequenos animais) e pelo bacterioplâncton (bactérias).

Os principais grupos, com representantes no fitoplâncton de água doce são: Cyanobacteria, Chlorophyta, Euglenophyta, Dinophyta, Cryptophyta e

Heterokontophyta (Chrysophyceae, Bacillariophyceae, Xantophyceae). As distinções dos grupos são apresentadas a seguir de acordo com LEE (1989):

Cyanobacteria são organismos procarióticos contendo clorofila a, ficobiliproteínas; armazenam glicogênio; todas as células contêm aminossacarídeos e aminoácidos. Podem participar do fitoplâncton e do perifíton. As cianobactérias eram chamadas de algas verde azuladas ou cianofíceas, mas atualmente, considerando a natureza de suas células, são consideradas como um grupo de bactérias fotossintéticas aeróbicas que diferem basicamente das algas, por possuírem células procarióticas.

Chlorophyta ou algas verdes, contêm clorofilas a e b; o amido está presente no cloroplasto geralmente associado ao pirenóide. Chlorophyta diferem das outras algas eucariontes devido ao armazenamento de substâncias de reserva ser no cloroplasto em vez do citoplasma.

Euglenophyta são organismos providos de flagelo e ocorrem particularmente em águas poluídas com matéria orgânica em decomposição. Geralmente, grandes corpos de água limpa como rios, lagos e reservatórios, apresentam populações planctônicas dispersas. As euglenófitas apresentam clorofilas a e b, um núcleo mesocariótico, um flagelo com pêlos fibrilares; a substância de reserva é o paramilo e não apresentam reprodução sexual.

Dinophyta são organismos constituídos de epicone e hipocone, formados por placas (tecas), cujo número varia de acordo com o gênero. A separação do epicone e hipocone é feita pelo cíngulo. Os flagelos emergente e transversal encontram-se nos sulcos. Estas células podem ser heterotróficas ou fotossintéticas e os cloroplastos apresentam clorofilas a e c_2 ; a substância de reserva é o amido, encontrado no citoplasma.

Cryptophyta é um grupo de flagelados que possui células com clorofilas a, c₂ e ficobiliproteínas que ocorrem nos tilacóides dos cloroplastos. A célula é achatada dorsoventralmente, encontrada em um plano. Poucas espécies são heterotróficas, mas a maioria é autotrófica e apresenta um cloroplasto simples lobulado com um pirenóide central.

Chrysophyceae: são algas douradas com um pequeno número de cloroplastos, cada um contendo clorofilas a e c, fucoxantina e betacaroteno. A substância de reserva é a crisolaminarina. A maioria das espécies ocorre em águas leves (com baixa quantidade de cálcio). Geralmente são planctônicas e sensíveis às variações ambientais; em períodos desfavoráveis sobrevivem como estatósporos.

Bacillariophyceae ou diatomáceas, são unicelulares e às vezes encontradas em colônias participam do fitoplâncton como células livre natantes ou do perifíton utilizando como substrato rochas ou plantas aquáticas. São envolvidas por duas placas rígidas formadas de sílica, as frústulas. Os cloroplastos contêm clorofilas a, c₁ e c₂, o carotenóide em maior quantidade é a fucoxantina, oferecendo a cor dourada.

Xanthophyceae é um grupo caracterizado pela motilidade das células realizada por um flagelo dianteiro e posteriormente um flagelo chicoteador. Os cloroplastos contêm clorofila a e as células apresentam cor amarelo esverdeada.

Segundo ESTEVES (1998), em águas interiores podem ser encontradas representantes de praticamente todos os grupos de cianobactérias e algas. A predominância de um ou outro grupo em determinado ecossistema é função, principalmente, de características predominantes do meio como a grande flutuação da quantidade de nutrientes na água. Um exemplo dessa realidade pode ser observado em lagos distróficos (ricos em compostos húmicos), onde no plâncton há predominância de Chlorophyta, representadas pelas Desmidiaceae (DI BERNARDO, 1995).

As funções desempenhadas por cianobactérias e algas nos ecossistemas aquáticos contribuem para o seu equilíbrio, o que reflete diretamente na qualidade da água. O desequilíbrio nestes ecossistemas, gerados por alterações dos fatores físicos e químicos, pode levar ao crescimento indesejável destes organismos, culminando muitas vezes com o aparecimento de florações. Floração ou florescimento é um crescimento explosivo auto-limitante, de curta duração, de microrganismos planctônicos, de uma ou poucas espécies marinhas ou de água doce, frequentemente produzindo coloração visível nos corpos d'água naturais (ACIESP, 1997). Geralmente, há eliminação de metabólitos, os quais podem ser tóxicos à outros organismos (ACIESP *op. cit.*).

A eutrofização dos corpos de águas continentais tem sido citada como uma das principais causas que estimula o crescimento indesejável de cianobactérias e algas. O aumento da concentração de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, tem como consequência o aumento da produtividade fitoplanctônica. Como decorrência deste processo, o ecossistema aquático passa da condição de oligotrófico e mesotrófico para eutrófico ou mesmo hipereutrófico. A eutrofização pode ser natural ou artificial. Quando natural, é um processo lento e contínuo que resulta do aporte de nutrientes trazidos pelas chuvas e pelas águas superficiais que erodem e lavam a superfície terrestre (envelhecimento natural). Quando a eutrofização é induzida pelo homem, pode ser denominada artificial, cultural ou antrópica. Neste caso pode ser chamada de “envelhecimento precoce”, devido à ocorrência de um processo dinâmico, no qual ocorrem profundas modificações qualitativas e quantitativas nas comunidades aquáticas, nas condições físicas e químicas do meio e no nível de produção do sistema, podendo ser considerada uma forma de poluição (TUNDISI, 1990; ESTEVES, 1998, CODD *et al.*, 1989; CARMICHAEL, 1994).

A eutrofização artificial está relacionada com o aumento da urbanização da região costeira, industrialização, uso de fertilizantes químicos na agricultura e com a produção desde 1945, de produtos de limpeza contendo compostos polifosforados, compostos estimuladores da eutrofização. As chuvas também podem ser consideradas como fontes significativas de fosfato e nitrogênio. Estas têm maior importância, como fontes de nutrientes, nas regiões de intensa poluição atmosférica (ESTEVES *op. cit.*).

Estudos realizados por TUNDISI (1990), mostraram que a eutrofização produz uma sucessão fitoplanctônica que culmina com o acúmulo de *Microcystis* sp. (cianobactéria) e altas concentrações de clorofila (200-300µg/l) em represas e reservatórios com baixa turbulência.

2.2 Tratamento convencional da água de abastecimento

A qualidade da água para o consumo humano vai depender diretamente das condições ecológicas dos mananciais. Nas estações de tratamento de água (ETAs), nos sistemas de abastecimento, a água bruta é captada do manancial e passa por um tratamento. O tipo convencional de tratamento é feito nas seguintes etapas: coagulação, floculação, decantação, filtração e desinfecção.

Coagulação é a desestabilização de cargas superficiais de partículas coloidais e em suspensão (impurezas), incluindo bactérias e vírus, a partir da adição de um coagulante. Os coagulantes mais utilizados no Brasil são os sais de alumínio e os sais de ferro (FUNASA, 2003).

Segundo VIANA (1997), após a coagulação, é necessária uma agitação lenta, com o objetivo de proporcionar encontros entre as partículas menores para formar os

flocos. Na floculação são fornecidas condições para facilitar o contato e a agregação de partículas previamente desestabilizadas pela coagulação química.

Decantar significa separar, por gravidade, impurezas sólidas contidas em um líquido. Portanto, água decantada é aquela que se purificou através da separação, por gravidade, das partículas sólidas trazidas consigo que sedimentam-se no decantador (VIANA, *op. cit.*).

A filtração consiste na remoção de partículas suspensas e coloidais e de microrganismos presentes na água que escoam através de um meio granular. Em geral, filtração é o processo final de remoção de impurezas realizada na estação de tratamento de água e principal responsável pela produção de água com qualidade condizente com o padrão de potabilidade (DI BERNARDO *et al.* 2002).

Segundo RICHTER e NETO (1991), a desinfecção é feita através da cloração da água e tem por finalidade a destruição de microrganismos patogênicos presentes na água (bactérias, protozoários, vírus e vermes). Entretanto, o forte poder oxidante do cloro torna-o útil para outras finalidades, tal sejam o controle de sabor e odor, remoção de sulfeto de hidrogênio, ferro e manganês, remoção de cor, entre outros (RICHTER e NETO *op. cit.*).

2.3 Problemas causados por cianobactérias e algas nas ETA's

O crescimento indesejável de cianobactérias e algas nos sistemas aquáticos afeta diretamente os processos de tratamento de água podendo acarretar o aumento do pH, do odor e sabor da água, a colmatação de filtros, o crescimento do perifíton em paredes das ETAs, a produção de trihalometanos (matéria orgânica combinada com cloro livre) e a produção de cianotoxinas produzidas por cianobactérias.

As comunidades aquáticas podem aumentar o valor de pH do meio através da assimilação do CO_2 , durante o processo fotossintético, em ambientes de baixa alcalinidade. Por outro lado, em ambientes de alta alcalinidade, o pH apresenta-se entre 7-8, mesmo ocorrendo altas taxas fotossintéticas. Nestes ecossistemas, o consumo de CO_2 é compensado pela dissociação do bicarbonato de cálcio em CO_2 e OH^- , exceto na ocorrência de florações, onde o pH pode chegar a 11 (ESTEVEES, 1998).

Segundo DI BERNARDO (1999), as cianobactérias e algas, quando em grande quantidade populacional, podem oferecer riscos ao meio ambiente, como por exemplo, causando a desoxigenação da água à noite, quando o índice de oxigênio dissolvido pode abaixar ainda mais devido à respiração do fitoplâncton. Isto pode gerar uma elevada mortalidade das espécies aquáticas (por exemplo, peixes).

De acordo com DI BERNARDO (1999), algumas cianobactérias e algas produzem compostos aromáticos voláteis, que, apesar de não oferecerem riscos à saúde humana, conferem à água e aos animais aquáticos sabor e odor desagradáveis que leva a uma diminuição de apetência para seu consumo. Segundo BRANCO (1986), as cianobactérias e algas são as principais responsáveis pela produção de sabor e odor nas águas de abastecimento. A extração e destilação deste material levaram à conclusão de que são os ácidos graxos, presentes nas células, os maiores causadores desse fenômeno. A quantidade de lipídios nas células aumenta com o seu envelhecimento, ao mesmo tempo em que diminui a quantidade de compostos nitrogenados. A produção de odor é muito intensa quando as culturas de algas, depois de passar por uma fase de multiplicação ativa, entra em uma fase de declínio. Elas começam a diminuir em número por serem destruídas por um processo de autólise ou ruptura espontânea das células, com liberação de produtos metabólicos. Quando este fenômeno ocorre, há um sensível aumento da produção de odor (seis vezes mais do que a cultura original).

Portanto, conclui-se que os compostos odoríferos estão acumulados no interior das células (BRANCO *op. cit.*). As substâncias orgânicas causadoras de odor na água, que merecem destaque, são classificadas como geosmina (*trans*-1,10-dimetil-*trans*-9 decalol), e o MIB (2-metil-isoborneol), (DI BERNARDO, 1995).

Segundo DI BERNARDO (1999), o acúmulo de organismos na superfície dos filtros pode tornar-se prejudicial por diminuir a velocidade de escoamento dos mesmos. Além disso, a própria formação de gases em abundância, pode dar origem a levantamentos de agregados de matéria orgânica contendo grãos de areia, tornando menos eficiente a filtração (BRANCO *op. cit.*).

De acordo com DI BERNARDO (1995), quando a pré-cloração é realizada com cloro livre, em presença de matéria orgânica, há formação de subprodutos. Dentre estes, os mais importantes são os THMs (trihalometanos), potencialmente cancerígenos. Atualmente, a pré-cloração é proibida. Somente haverá formação de THM na desinfecção com cloro, se o tratamento da água não for adequado a ponto de retirar toda a matéria orgânica existente (DI BERNARDO, 1995).

As algas e cianobactérias que exigem um substrato sólido para fixarem-se são responsáveis pela formação de um revestimento verde nos reservatórios de cimento, nas paredes úmidas de tijolos, em canaletas, etc. Estas formações, quando abundantes, podem destacar-se das paredes dos decantadores obstruindo leitos filtrantes; além disso, podem elevar o conteúdo da matéria orgânica da água, contribuir para a produção de sabor e odor e proteger vários outros tipos de organismos contra a ação desinfetante do cloro (BRANCO, 1986; BRANCO, 2000). A grande quantidade de matéria orgânica pode competir com outras bactérias a ação oxidativa do cloro.

As cianotoxinas constituem uma grande fonte de produtos naturais tóxicos produzidos por cianobactérias. Embora não estejam devidamente esclarecidas as causas

da produção destas toxinas, têm-se assumido que estes compostos tenham função protetora contra herbivoria (AZEVEDO, 2003; CHORUS e BARTRAM, 1999).

Segundo CODD *et al.* (1989), foram constatados vários casos de morte de animais provocados por cianotoxinas, como peixes, pássaros, criações de gados, rebanhos de ovelhas, granjas e animais selvagens, como a morte de 3 – 4 rinocerontes logo após ingestão de água contendo hepatotoxina na floração de *Microcystis aeruginosa* (Kützing) Kützing.

As cianotoxinas, sob o ponto de vista funcional, podem ser classificadas em neurotóxicas, hepatotóxicas e citotóxicas e pertencem a três grandes grupos de estrutura química: alcalóides, peptídeos cíclicos e lipopolissacarídeos (LPS) (CHORUS e BARTRAM, 1999; CARMICHAEL, 1991).

As neurotoxinas são alcalóides representados por anatoxinas e saxitoxinas que têm causado toxicidade animal. As neurotoxinas atacam o sistema nervoso podendo causar uma super-estimulação muscular interrompendo a propagação do impulso nervoso, o que pode levar à uma parada respiratória. As neurotoxinas compreendem a anatoxina-a e homoanatoxina-a, anatoxina-a(s) e saxitoxinas (CHORUS e BARTRAM, 1999; CARMICHAEL, 1991, CARMICHAEL, 1994).

A saxitoxina é um grupo de alcalóide neurotóxico que produz efeitos na condução nervosa por bloqueio dos canais de sódio (BRASIL, 2004)

A anatoxina-a é um potente bloqueador neuromuscular pós-sináptico de receptores nicotínicos e colinérgicos. Esta reação se dá porque a anatoxina-a liga-se irreversivelmente a receptores de acetilcolina, pois não é degradada pela acetilcolinesterase (CHORUS e BARTRAM *op. cit.*; CARMICHAEL, 1994).

O outro tipo de cianotoxina compreende o grupo das hepatotoxinas. Elas são peptídeos cíclicos conhecidos como microcistinas e nodularinas. Elas chegam aos

hepatócitos por meio de receptores dos ácidos biliares e promovem uma desorganização dos filamentos intermediários e dos filamentos de actina, que são polímeros proteicos componentes do citoesqueleto do sistema hepático. Esta desorganização leva a uma retração dos hepatócitos, provocando a perda de contato entre eles e as células dos capilares, criando espaços internos, preenchidos pelo sangue. Assim, o fígado pode perder sua arquitetura e desenvolver graves lesões internas (CHORUS e BARTRAM, 1999; CARMICHAEL, 1994).

Os estudos dos mecanismos de ação dessas hepatotoxinas demonstram que várias microcistinas e nodularinas são potentes inibidores de proteínas fosfatases tipo 1A e 2A, responsáveis pela regulação do mecanismo de fosforilação e desfosforilação das proteínas, desempenhando um papel importante na divisão celular, que entra em desequilíbrio, levando a um aumento na proliferação das células. Deste modo, surge a possibilidade de que, quando há exposição a doses não letais, as hepatotoxinas podem ser carcinogênicas (CHORUS e BARTRAM *op. cit.*; CARMICHAEL, 1991).

A cilindrospermopsina, um alcalóide hepatotóxico, cujo mecanismo de ação se dá por inibição da síntese protéica e tem sido observados danos severos também em células renais dos animais testados (AZEVEDO, 2003).

A substituição da Portaria 036/MS/1990 pela Portaria 518/MS/2004, em vigor atualmente, representa um marco nos procedimentos rotineiros dos sistemas abastecedores porque estabelece a obrigatoriedade do controle e vigilância das cianobactérias.

Tal obrigatoriedade foi motivada pelo crescente aumento dos casos envolvendo o crescimento de cianobactérias com produção de toxinas nos corpos d'água do Brasil. (ZAGATTO *et al.*, 1998; LAGOS *et al.*, 1999; AZEVEDO *et al.*, 1999; JARDIM *et al.*, 2000), dentre outros.

A principal ocorrência envolvendo intoxicação por cianobactérias no Brasil ocorreu em fevereiro de 1996 na cidade de Caruaru – PE. Dentre 123 pacientes de uma clínica de hemodiálise, 117 apresentaram sintomas característicos e 54 morreram intoxicados. Foi comprovada a presença de microcistina no carvão ativado utilizado no sistema de purificação de água da clínica, bem como, em amostras de sangue e fígado dos pacientes intoxicados (KOMÁREK *et al.*, 2001).

As inovações incluídas na Portaria 1469/MS/2000 e 518/MS/2004 em relação ao controle de cianobactérias são:

- ❖ a microcistina foi incluída na relação de substância química que representa risco à saúde, exigindo seu controle na água tratada.
- ❖ o controle de cilindrospermopsina e saxitoxina na água tratada.
- ❖ o monitoramento de cianobactérias nas águas do manancial através do controle da densidade (n° de células/ml) ou de biovolume ($\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$), que devem obedecer uma frequência mensal quando não ultrapassarem 10.000 células/ml ou $1,0 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ de biovolume. Acima deste valor as análises passam a ser semanais e as análises de cianotoxinas deverão ser incluídas quando o valor ultrapassar 20.000 células/ml ou $2,0 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ de biovolume.
- ❖ é vedado o uso de algicidas para o controle de crescimento de cianobactérias ou qualquer intervenção no manancial que provoque a lise das células desses microrganismos, quando a densidade das cianobactérias exceder 20.000 células/ml (ou $2 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ de biovolume).

2.4 Tipos de mananciais

Os mananciais utilizados no abastecimento público podem ser sistemas lênticos ou lóticos. A proliferação de cianobactérias e algas é mais comum em ambientes lênticos onde o maior tempo de residência (tempo em que o sistema aquático renova toda a água nele contida, ACIESP, 1997), propicia o desenvolvimento de várias gerações de cianobactérias e algas. Os sistemas lênticos são ambientes aquáticos continentais em que a massa de água é estacionária, como em lagos ou tanques (ACIESP, *op cit.*). Segundo TUNDISI (1990), a distribuição horizontal das variáveis físicas em reservatórios e os padrões de circulação horizontal estão relacionados com as correntes de advecção produzidas pela entrada dos rios e a velocidade e volume destes fluxos; correntes de superfície produzidas pela ação do vento e as correntes produzidas pelo fluxo horizontal, resultante da saída de massas de água a várias profundidades, quando em reservatórios profundos.

O uso da bacia hidrográfica na qual se encontra o reservatório e os aportes de nutrientes tem uma importância fundamental na sucessão do fitoplâncton devido ao progressivo aumento da eutrofização (TUNDISI, *op. cit.*).

Em sistemas lóticos, a massa de água flui como em rio, arroios e corredeiras (ACIESP, 1997). De acordo com ROUND (1983), nos sistemas lóticos os problemas para a manutenção de uma população de fitoplâncton são enormes, pois os produtos de divisão são continuamente transportados para a jusante.

No Brasil, os trabalhos sobre algas em sistemas de abastecimento, foram influenciados pelos trabalhos de PALMER (1962), realizados nos Estados Unidos e sintetizados em um manual. No Brasil, o manual clássico sobre o tema foi escrito por Samuel Murgel Branco (BRANCO, 1986).

Mais recentemente, DI BERNARDO (1995), publicou outro livro contendo resultados de pesquisas referindo-se à algas e sua influência no tratamento de água para consumo humano. Pesquisas relacionadas a outros mananciais abastecedores são também importantes referências para os sistemas de tratamentos de água como as realizadas por BRANCO (1991), BEYRUTH (1996), LAUDARES-SILVA (1999):

BRANCO (1991), realizou o estudo da estrutura da comunidade planctônica e da qualidade da água no Lago Paranoá, manancial que abastece Brasília – DF. Foram constatadas variações espaciais evidenciando a deterioração na qualidade da água e variações temporais demonstrando a atuação das condições do perfil da coluna d'água e da existência de seca ou chuvas sobre os ciclos de nutrientes e das espécies planctônicas.

BEYRUTH (1996), realizou uma pesquisa na represa de Guarapiranga, manancial que abastece o Estado de São Paulo. Os fatores climáticos e a influência antrópica (expressa pela eutrofização, operação hidráulica e controle algáceo) atuaram como as principais forças de alterações da comunidade fitoplanctônica. As florações de cianobactérias foram discutidas sob o aspecto ecológico e sanitário, incluindo riscos à saúde humana.

No estudo da lagoa do Peri, manancial que abastece parte da cidade de Florianópolis-SC, LAUDARES-SILVA (1999), constatou também a dominância de *Cylindrospermopsis raciborskii* no período anual mais quente. Verificou ainda que a turbulência e limitação por luz e nutrientes favoreceram a dominância de espécies estrategistas R, representadas pelas Cianobactérias e Bacillariophyceae.

Antes da vigência da Portaria 518/MS/2004, apenas os grandes sistemas de abastecimento público realizavam análises periódicas de cianobactérias e algas. Cita-se como exemplo o Departamento Municipal de Água e Esgoto de Porto Alegre, que

publicou uma série de estudos sobre os aspectos físicos, químicos e biológicos do rio Guaíba, com a finalidade de avaliar a qualidade da água deste manancial abastecedor no Rio Grande do Sul (DMAE, 1973a e 1973b; DMAE, 1974a, 1974b e 1974c; DMAE, 1975).

Com a vigência da Portaria 1469/MS/2000 e posteriormente substituída pela Portaria 518/MS/2004, iniciou-se uma nova fase de pesquisa e monitoramento de cianobactérias nas Companhias de Saneamento. A Portaria 518/MS/2004 determinou como prazo para a obrigatoriedade deste monitoramento o mês de março de 2005. Como exemplo, podemos citar o trabalho realizado pela Companhia de Saneamento de Minas Gerais. Segundo JARDIM *et al.* (2000), um levantamento prévio permitiu verificar a ocorrência de cianobactérias tóxicas e potencialmente tóxicas nas águas das captações de 30 estações de tratamento de água, no efluente de uma estação de tratamento de esgoto por lagoa facultativa e em duas lagoas urbanas em Minas Gerais. Conseqüentemente foi possível implantar um programa de monitoramento com frequências de amostragens definidas para cada cidade, seguindo as recomendações da Organização Mundial de Saúde (OMS) encontradas em CHORUS & BARTRAM, (1999). Foi detectada a presença de hepatotoxinas e neurotoxinas em alguns dos sistemas estudados e foi proposta uma metodologia de monitoramento com frequências de amostragens específicas para cada um, além de ter sido implantado medidas operacionais que minimizam os efeitos causados à saúde humana pela intoxicação através da água que continha as referidas toxinas.

A partir da vigilância da Portaria 518, todos os sistemas de abastecimento, inclusive os alternativos e as indústrias de injetáveis, passaram a monitorar a presença de cianotoxinas na água. Algumas pesquisas sobre diagnóstico da qualidade da água para consumo humano realizadas recentemente, estiveram voltadas ao cumprimento da

nova legislação (GRELLMANN, 2003; BECKER *et al.*, 2004; AGUJARO & ISAAC, 2003; JARDIM & VIANA, 2003; BOUVY *et al.*, 2001; CUNHA, *et al.* 2004; RODRIGUES, *et al.*, 2004; WERNER & SANT'ANNA, 2004), bem como, pesquisas relacionadas às cianotoxinas (YUNES, *et al.*, 2001; JARDIM & VIANA, 2003; FRAIETA & JARDIM, 2003; CARVALHO-PINTO, *et al.*, 2003) que mostram exemplos de atuação nesta nova fase.

Portanto, a qualidade da água bruta de um manancial depende das características da bacia hidrográfica, incluindo clima, hidrologia, pedologia, geologia, morfologia, usos e ocupação da terra. O planejamento e a operação racional de sistemas de abastecimento de água requerem o conhecimento das relações causa-efeito que influem na qualidade da água, especialmente aquelas relacionadas ao desenvolvimento das comunidades de cianobactérias e algas, visando a proteção do manancial.

2.5 JUSTIFICATIVA

Quando se pretende utilizar uma nova fonte como manancial de abastecimento público, torna-se importante fazer inicialmente um estudo bacteriológico, incluindo contagem de organismos coliformes e, dependendo da situação, poderão ser necessários outros exames, como, por exemplo, a pesquisa de agentes patogênicos (DI BERNARDO, 1995). Para avaliar a qualidade e a potabilidade das águas utilizadas, devem ser realizados exames e análises, comparando-se os valores encontrados, com os limites aceitáveis pela legislação vigente que servirão de parâmetros para orientar tratamentos, melhorar condições sanitárias e conseqüentemente a saúde pública (DI BERNARDO *op. cit.*).

Embora cianobactérias e algas presentes nas águas de abastecimento são fatores que afetam diretamente a qualidade da água para consumo humano, a sua presença não era considerada pela legislação (Portaria 036/MS/1990). A nova legislação em vigor (Portaria 1469/MS/2000, posteriormente substituída pela Portaria 518/MS/2004), passou a exigir o seu controle a partir de março de 2005.

A maior importância do controle das cianobactérias está relacionada à capacidade destas células produzirem toxinas que, em grande quantidade, afetam a saúde humana e o equilíbrio do ambiente aquático (CHORUS e BARTRAM, 1999).

A região serrana do Planalto Norte de Santa Catarina apresenta poucos registros científicos dos aspectos limnológicos dos rios, especialmente daqueles que banham a cidade de São Bento do Sul.

Por outro lado, o conhecimento prévio das densidades fitoplanctônicas presente no futuro manancial de abastecimento (rio Vermelho), é de grande importância para o SAMAE de São Bento do Sul, porque irá orientar os processos de tratamento de água.

Portanto, faz-se necessário um diagnóstico abrangendo o ciclo anual de crescimento das cianobactérias e algas, uma das variáveis para avaliar a qualidade da água de abastecimento daquela cidade.

3. OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GERAL

Fazer um diagnóstico da qualidade da água com base na avaliação das variáveis físicas, químicas e biológicas com ênfase no estudo de cianobactérias e algas, dos mananciais do sistema de abastecimento público de São Bento do Sul, Santa Catarina.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1) Identificar os componentes da comunidade fitoplanctônica presentes na água bruta, destacando aquelas potencialmente tóxicas ou que conferem sabor e odor na água.

2) Identificar possíveis florações de cianobactérias e algas detectadas nas inspeções mensais.

3) Quantificar a biomassa da comunidade fitoplanctônica presente na água bruta durante o ciclo anual.

4) Analisar algumas variáveis físicas, químicas e biológicas da água bruta que possam estar relacionadas com a dinâmica da comunidade fitoplanctônica, durante o ciclo anual.

5) Comparar a qualidade da água dos dois mananciais (rio Vermelho e rio Negrinho), com base nos dados obtidos.

6) Verificar se as águas dos mananciais estudados cumprem os padrões de potabilidade em relação às cianobactérias, de acordo com a Portaria 518/MS/2004.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Descrição da área de estudo

A cidade de São Bento do Sul, localizada entre as coordenadas 26° 18' 45'' S e 49° 26' 15'' W (**Figura 1**), tem o seu abastecimento de água gerenciado pelo Sistema Autônomo Municipal de Água e Esgoto de São Bento do Sul (SAMAE) e utiliza o manancial rio Negrinho que posteriormente será substituído pelo manancial rio Vermelho.

O rio Negrinho (49° 15' - 49° 18' W; 26° 12' - 26° 16' S; 895 m acima do nível do mar) situa-se no Planalto de Canoinhas e faz parte da Bacia do Rio Iguaçu, enquanto o rio Vermelho (49° 15' - 49° 20' W; 26° 12' - 26° 23' S; 896 m acima do nível do mar) situa-se na Baixada Norte e participa da Bacia do rio Itapocu, a maior e mais importante da região (SANTA CATARINA, 1997).

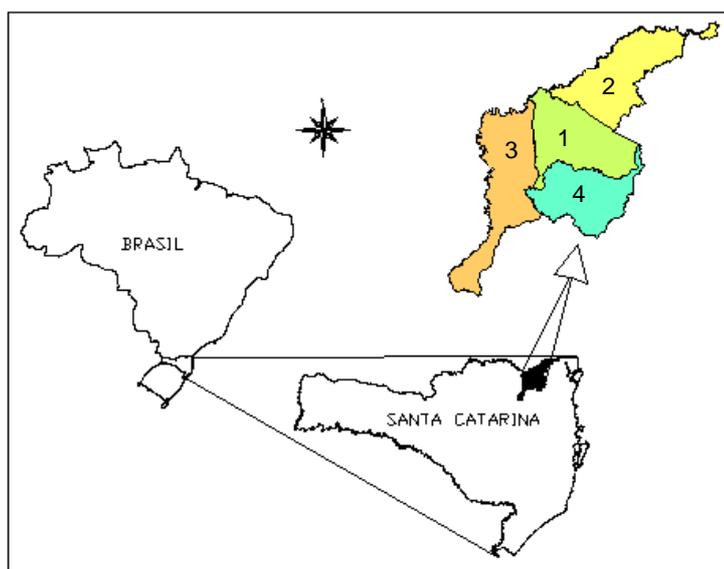


Figura 1 – Localização geográfica dos municípios de São Bento do Sul (1), Campo Alegre (2), Rio Negrinho (3) e Corupá (4) no Estado de Santa Catarina, Brasil

Os dois rios embora pertençam à bacias hidrográficas diferentes, percorrem regiões com altitudes semelhantes, superiores a 800 m acima do nível do mar, e apresentam o mesmo tipo de clima e vegetação (SANTA CATARIANA, 1997).

O rio Vermelho apresenta vazão média anual de 960l/s e o rio Negrinho 300l/s (SAMAE, 2004).

A vegetação primária de ambas as Regiões Hidrográficas está representada principalmente por Floresta Ombrófila Mista, que ocupa grande parte da área. Este tipo de floresta era restrita às áreas do planalto e caracterizava-se por apresentar como espécie dominante o pinheiro brasileiro *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze (SANTA CATARIANA, 1997).

O clima na região é denominado mesotérmico úmido com verão fresco. São Bento do Sul apresenta temperatura média anual de 16,31°C, umidade relativa média anual de 85,95% e precipitação anual de 1.570,80 mm (SANTA CATARIANA, 1997).

Tanto o rio Vermelho quanto o rio Negrinho nascem no município de Campo Alegre, SC. Segundo BIONDI *et al.* (2001), na região da bacia deste município há 22 minas de caulim em operação e outros 30 depósitos de caulim já descobertos e dimensionados. O caulim lavrado nesta região abastece fábricas de cerâmica e os rejeitos desta mineração têm representado um risco à qualidade da água dos mananciais.

A bacia do rio Vermelho, mesmo pertencendo a uma APA (Área de Proteção Ambiental) é o manancial mais afetado pela mineração. O despejo intermitente dos rejeitos no manancial tem sido observado pelo aumento súbito da turbidez da água.

4.2 Amostragem

A amostragem foi dividida em duas partes:

1. Coletas sistematizadas: nas estações 1 e 3

Estação 1 (**E1**) - barragem do rio Vermelho: novo ponto de captação de água.

Estação 3 (**E3**) - barragem do rio Negrinho: ponto de captação de água atualmente utilizado.

As amostras de água bruta da coleta sistematizada foram coletadas mensalmente, de agosto/2003 a julho/2004.

2. Coleta não sistematizada: na estação 2

Estação 2 (**E2**) - primeira ponte à montante da barragem do rio Vermelho: (2ª opção para instalação da nova captação). Este ponto foi amostrado de agosto de 2003 a março de 2004.

Foram também realizadas amostragens em duas estações na bacia do rio Vermelho, por apresentarem potencialidade para gerar florações de cianobactérias, o que forneceria inóculos para o rio. A primeira estação localizava-se na 2ª ponte da Estrada Carlos Muhlmann, local de concentração de atividades humanas, com lançamentos de esgotos domésticos, à montante do futuro ponto de captação. Ea segunda estação na lagoa de piscicultura do Bairro Rio Vermelho Povoado, sistema eutrofizado, que deságua diretamente no manancial do rio Vermelho, à montante do futuro ponto de captação.

4.3 Variáveis Abióticas

4.3.1 Temperatura da água (° C)

Segundo BRANCO (1986), os próprios fenômenos de oxidação biológica da matéria orgânica podem causar a elevação da temperatura em áreas localizadas. A principal consequência da elevação da temperatura da água de um manancial relaciona-se com a perda do oxigênio. A solubilidade deste é tanto maior quanto menor for a temperatura (BRANCO *op. cit.*).

De acordo com ESTEVES (1998), a temperatura do meio pode atuar sobre a produtividade do fitoplâncton de duas maneiras: diretamente sobre a fisiologia dos organismos fitoplanctônicos e indiretamente, alterando, por exemplo, a distribuição de nutrientes na zona eufótica.

A temperatura exerce influência na circulação de massas d'água, no metabolismo biótico e na cinética de compostos químicos na água.

As medidas de temperatura da água foram realizadas no campo, nas margens dos rios, nos dias de coleta, com o auxílio do termômetro marca Incoterm, variação -10 a $+60$ °C.

4.3.2 Transparência da Água (m)

A transparência da água pode ser considerada o oposto da turbidez. Ela é avaliada através da medida da profundidade média na qual o disco de Secchi desaparece e reaparece na água (BRANCO, 1991).

De acordo com ESTEVES (1998), em condições favoráveis (águas calmas, boa luminosidade), a radiação na profundidade do disco de Secchi é cerca de 15% da radiação superficial. Pode-se usar a medida da transparência para efeito de cálculo indireto do coeficiente de atenuação vertical, causada por fenômenos de dispersão e

absorção de radiação e também para avaliação da extensão da camada eufótica. O limite da zona eufótica (profundidade na qual a radiação é 1% daquela da superfície) é cerca de 2,5 vezes a profundidade do disco de Secchi e o coeficiente de atenuação vertical é $1,9/\text{profundidade do disco}$. Segundo o autor, os valores de radiação correspondentes a 1% representam intensidades da radiação suficientes para a realização da atividade fotossintética.

A transparência da água foi avaliada no campo, às margens de cada ponto de coleta, usando-se um disco de Secchi com diâmetro de 20 cm, com quadrantes alternados pretos e brancos fixo à uma fita métrica. Esta variável foi medida da seguinte maneira: anotou-se a profundidade do desaparecimento do disco, deixou-se afundar mais alguns centímetros, e então, o disco foi levantado vagarosamente, até o seu ressurgimento e anotou-se a segunda profundidade. A média das duas medidas correspondeu à profundidade do disco de Secchi.

4.3.3 Turbidez (NTU)

A turbidez é representada pelo material em suspensão como silte, argila ou excesso de matéria orgânica. (BRANCO, 1991). A turbidez foi verificada em laboratório com o auxílio do turbidímetro, marca Micronal B250, cujo princípio de funcionamento utiliza o efeito Tyndall. Incide-se um feixe luminoso sobre a amostra e as partículas suspensas e colóides refletirão a luz. Parte desta luz refletida (proporcional à turbidez presente), mais precisamente ao ângulo de 90° em relação ao feixe luminoso, irá impressionar uma célula fotoelétrica que transformará em energia elétrica a quantidade de luz incidente em forma proporcional. A energia gerada foi indicada em um galvanômetro com escala para leitura do valor da turbidez (BEIER, 2001).

Os padrões para calibração são preparados com sílica (SiO_2) ou com formazina. Esta medida é expressa em NTU (“Nephelometric Turbidity Units”).

A medida da turbidez pode ser substituída pela medida da profundidade do disco de Secchi, mas como aquela é feita rotineiramente nas estações de tratamento de água, foi mantida e correlacionada com os outros dados coletados.

4.3.4 Potencial de íons Hidrogênio – pH

A intensidade do caráter ácido ou básico em uma solução, a uma dada temperatura, é indicado pelo pH ou atividade do íon hidrogênio (H^+). Por definição, o pH é o logaritmo negativo da concentração molar de íons hidrogênio, mas resulta em última análise, da interação dos íons H^+ e OH^- (BRANCO *op. cit.*).

De acordo com ESTEVES (1998), o pH pode ser considerado uma das variáveis mais importantes. A complexidade na interpretação dos valores de pH se deve ao grande número de fatores que pode influenciá-lo. Na maioria das águas naturais ele é influenciado pela concentração de íons H^+ originados da dissociação do ácido carbônico, que gera valores baixos de pH e das reações de íons carbonato (CO_3) e bicarbonato (H_2CO_3) com a molécula de água que elevam os valores de pH para a faixa alcalina. Segundo BRANCO (1986), a combinação de carbonatos e ácido carbônico produzem o efeito-tampão, a qual dificulta as flutuações do pH. Entretanto, a solubilização do CO_2 da atmosfera é suficiente para produzir nas gotas de chuva um pH sensivelmente reduzido. Além disso, águas relativamente pobres em carbonatos, nas quais o enriquecimento em gás carbônico pode levar a uma concentração elevada de CO_2 agressivo, podendo apresentar pH inferior a 6 (BRANCO, *op. cit.*).

Em estudos limnológicos, o valor do pH e sua variação são de grande interesse já que refletem a atividade biológica e mudanças na química da água (BRANCO *op. cit.*).

O pH foi determinado em laboratório com o auxílio do potenciômetro, marca Digimed. Este potenciômetro contém um eletrodo, que consiste em um tubo de vidro e em sua extremidade uma fina camada de gel, sensível aos íons H^+ . O tubo é preenchido com uma solução (KCl) com concentração de cloreto definido e pH 7,00 onde é imerso o condutor de Ag/AgCl. Para a medição do pH o eletrodo é introduzido na amostra e então o resultado é mostrado em poucos segundos. Os resultados são apresentados com até duas casas após a vírgula. Este equipamento foi constantemente calibrado com soluções tampão de pH 4,01 e 6,86.

4.3.5 Alcalinidade (mg/l)

Segundo SPERLING (1996), a alcalinidade é a quantidade de íons na água que reagirão para neutralizar os íons hidrogênio. É uma medição da capacidade da água de neutralizar os ácidos (capacidade de resistir às mudanças de pH: capacidade tampão). Os principais constituintes do pH são os bicarbonatos (HCO_3^-), carbonatos (CO_3^{2-}) e os hidróxidos (OH). A distribuição entre as três formas na água é função do pH.

A alcalinidade total da água foi determinada a partir da adição de seis gotas do indicador metilorange em 100ml da amostra. Após a homogeneização, titulou-se a mesma com ácido sulfúrico 0,02N até a viragem da cor amarela para alaranjada (BEIER, 2001).

4.3.6 Dureza (mg/l)

Segundo SPERLING (1996), a dureza é a concentração de cátions multimetálicos em solução. Os cátions mais frequentemente associados à dureza são os cátions divalentes Ca^{2+} e Mg^{2+} . Em condições de supersaturação, estes cátions reagem com ânions na água, formando precipitados. A dureza pode ser classificada como dureza carbonato (correspondente à alcalinidade e sensível ao calor) e dureza não carbonato (demais formas), dependendo do ânion com a qual ela está associada.

A dureza carbonato da água foi determinada a partir da adição de 5ml da solução tampão, 5ml da solução inibidora e 5 gotas do indicador ericromo preto T, com freqüente homogeneização desde o início da análise. A titulação foi feita com a adição de EDTA (Ácido Etileno-diamino-tetra-acético), até a viragem da cor vinho para azul claro. O mesmo foi feito com água destilada. O cálculo do resultado foi realizado a partir da subtração do volume de EDTA gasto na amostra e o volume de EDTA gasto na água destilada; então, este resultado foi multiplicado por 10 (BEIER, 2001).

As análises de alcalinidade e dureza da E1 foram realizadas somente a partir de março de 2004, de acordo com a rotina da estação de tratamento de água.

4.3.7. Dados meteorológicos

Os dados meteorológicos foram obtidos da Estação Agrometeorológica 574 da cidade de Rio Negrinho, SC e fornecidos pela CLIMERH-EPAGRI de Florianópolis/SC. Esta estação foi escolhida por ser a mais próxima dos mananciais de São Bento do Sul.

4.4 Variáveis Bióticas

4.4.1 Fitoplâncton

4.4.1.1 Análise taxonômica

As cianobactérias e algas foram concentradas com rede de fitoplâncton, cuja abertura de malha é de 25 μ m. As amostras foram mantidas em frascos de 300ml. Todas as amostras foram levadas ao laboratório da Estação de Tratamento de Água – São Bento do Sul e posteriormente encaminhados ao laboratório de Ficologia da Universidade Federal de Santa Catarina.

As amostras coletadas com rede foram fixadas com formaldeído P. A. a 4%. O material sedimentado foi montado entre lâmina e lamínula, com adição de glicose de milho, para a aderência da lamínula .

Para a identificação do fitoplâncton, amostras com material vivo e fixado e amostras do fitoplâncton total, foram analisadas e medidas ao microscópio de luz trinocular Olympus BX 50 e microscópio de luz Carl Zeiss Laboval 4.

Amostras de diatomáceas foram oxidadas segundo a técnica de SIMONSEN (1974), sendo montadas lâminas permanentes para auxiliar na identificação dos táxons.

Para o fitoplâncton total, foram utilizados frascos de 500ml. As amostras foram coletadas a 30cm abaixo da superfície da água e foram fixadas com formaldeído P. A. a 2% . Para a análise taxonômica, este material foi centrifugado (3.000 rpm durante cinco minutos).

As amostras do fitoplâncton de rede e as lâminas permanentes estão depositadas no Herbário FLOR do Departamento de Botânica da UFSC.

A identificação foi baseada principalmente nas seguintes obras especializadas: para Cyanophyta (DESIKACHARY, 1959; KOMÁREK & ANAGNOSTIDIS, 1986; ETTL, *et al.*, 1999; SENNA, 1996; FRANCESCHINI, 1990; SANT'ANNA, *et al.*, 1995; MAGRIN, *et al.*, 1997; ALBERTANO & KOVÁČIK, 1994; KOMÁREK & KOMÁRKOVÁ-LEGNENOVÁ, 2002); para Dinophyta (POPOVSKY & PFIESTER, 1990); para Xanthophyceae (ETTL, 1978); para Cryptophyta (HUBER-PESTALOZZI, 1968); para Euglenophyta (HUBER-PESTALOZZI, 1955; TELL, 1986); para Bacillariophyceae (PATRICK & REIMER, 1966, 1975; ETTL, *et al.*, 1991); para Chlorophyta (HUBER-PESTALOZZI, 1961; KOMÁREK, 1983; KOMÁREK & FOTT, 1983 e SANT'ANNA, 1988); para Zygnematophyceae (FÖRSTER, 1969).

Para o enquadramento taxonômico foi utilizado o sistema de HOEK, MANN & JAHNS (1995). Não sendo possível encontrar todos os táxons neste sistema escolhido, obras especializadas foram utilizadas para família de Zygnematales (BOURRELLY, 1966) e subclasse de Bacillariophyceae (ROUND, CRAWFORD & MANN, 1990).

Não foi possível identificar todas as espécies da classe Bacillariophyceae no período estudado.

4.4.1.2 Análise Quantitativa

Para estimar a **densidade** do fitoplâncton (Ind. ml^{-1}), subamostras foram contadas ao microscópio invertido LEITZ, modelo DIAVERT, com aumento de 400 vezes, em câmaras de sedimentação, de acordo com o método Utermöhl (HASLE, 1978). O volume sedimentado foi de 5ml e 10ml, dependendo da densidade do material. As câmaras foram montadas com uma gota de lugol para proporcionar a sedimentação de espécies com aerótopos. Como unidade de contagem (indivíduo) consideram-se,

dependendo do espécime, célula, colônia, cenóbio e filamento. A densidade dos organismos foi calculada utilizando a seguinte fórmula, segundo TORGAN *et al.* (1998).

A **eficiência de contagem** foi calculada de acordo com PAPAS & STOERMER (1996).

Ficou estabelecida uma eficiência de 80% para cada contagem.

O cálculo do **biovolume** foi utilizado somente para as cianobactérias. Para tanto, o cálculo foi baseado em EDLER (1979), WETZEL & LIKENS (1991). Foram feitas as medidas de dimensões de 20 indivíduos, quando possível, necessárias à aplicação das fórmulas de volume. O volume celular médio foi multiplicado pelo número médio de células das colônias, cenóbios e filamentos. Os valores obtidos em $\mu\text{m}^3 \cdot \text{ml}^{-1}$ foram transformados em $\text{mm}^3 \cdot \text{l}^{-1}$.

Dominância e abundância de espécies foram estabelecidas de acordo com LOBO & LEIGHTON (1986), em que espécies abundantes são consideradas aquelas cuja ocorrência numérica supera o valor médio do número total de indivíduos da amostra e espécies dominantes, aquelas cuja ocorrência numérica supera 50% do número total de indivíduos da amostra. Dominância e abundância foram estabelecidas para densidade.

4.4.2 Análises bacteriológicas

Segundo a Portaria 518/MS/2004, as bactérias do grupo coliformes, são bacilos gram-negativos, aeróbios ou anaeróbios facultativos, não formadores de esporos, oxidase-negativos, capazes de se desenvolver, na presença de sais biliares ou agentes tensoativos que fermentam a lactose com produção de ácido, gás e aldeído a $35,0 \pm 0,5^\circ\text{C}$ em 24-48h. A maioria das bactérias do grupo coliforme pertence aos gêneros *Escherichia*, *Citrobacter*, *Klebsiella*, *Enterobacter*, entre outros.

Os coliformes termotolerantes são um subgrupo das bactérias do grupo coliformes que fermentam a lactose a $44,5 \pm 0,2^\circ\text{C}$ em 24h; tendo como principal representante a *Escherichia coli*, de origem exclusivamente fecal, e é considerada o mais específico indicador de contaminação fecal recente e de eventual presença de organismos patogênicos (Portaria 518/MS/2004).

As coletas bacteriológicas foram feitas com frascos esterilizados e encaminhadas ao laboratório de bacteriologia da estação de tratamento de água.

As análises de bactérias dos grupos coliformes totais e termotolerantes foram realizadas de acordo com as técnicas de tubos múltiplos, com 4 diluições 10^{-4} , 10^{-3} , 10^{-2} e 10^{-1} . Para o cultivo destas foram utilizados 20 tubos múltiplos e meio de cultura “Mug” adquirido pronto. Este meio foi diluído em 100 ml de água estéril, e com pipeta volumétrica, adicionou-se 5 ml desta solução em cada tubo. Logo após, foi adicionado 1 ml das subamostras diluídas nos tubos. Depois do cultivo, os tubos foram colocados em estufa incubadora (35°C). As leituras, realizadas 24h após a inoculação, foram feitas através da coloração dos tubos, que na presença de coliformes totais apresentaram cor azul. Para as leituras dos coliformes termotolerantes, os tubos foram direcionados à lâmpada ultravioleta, cujos resultados positivos apresentaram coloração fosforescente.

De acordo com a Portaria 1469/MS/2000, a contagem de bactérias heterotróficas é feita através da determinação da densidade de bactérias que são capazes de produzir unidades formadoras de colônias (UFC), na presença de compostos orgânicos contidos em meio de cultura apropriada, sob condições preestabelecidas de incubação: $35,0 \pm 0,5^{\circ}\text{C}$ por 48h.

Para as análises de bactérias heterotróficas, foram feitas diluições 10^{-2} da água bruta. Com uma pipeta estéril foi transferido 1ml da água diluída para a placa de Petri; em seguida, o meio PCA, com temperatura semelhante a 46°C , foi transferido para a mesma placa. Após o cultivo, o material foi guardado em estufa incubadora (35°C) e as leituras foram feitas 24 e 48h após o cultivo.

As análises de bactérias do grupo coliformes e as bactérias heterotróficas foram incluídas nesta pesquisa, porque além de ser um trabalho rotineiro na estação de tratamento de água também nos forneceu a situação atual do rio Vermelho (novo manancial abastecedor).

4.5 Análise de Componentes Principais (ACP)

Para a ordenação dos dados, efetuou-se Análise de Componentes Principais (ACP) do programa MVSP – A Multivariate Statistical Package for Windows, version 3.12d.

A ACP foi feita com base em uma matriz de 12 objetos (meses) X 18 descritores (variáveis). Segundo VALENTIN (2000), a ACP estabelece, a partir de uma matriz de semelhança, um conjunto de eixos (componentes) perpendiculares, de comprimento decrescente, em função da sua contribuição à variância total dos dados. O índice de semelhança utilizado é o coeficiente r de Pearson.

5 RESULTADOS

5.1 Variáveis abióticas

As temperaturas médias do ar mais baixas ocorreram nos meses de agosto/2003 e julho/2004, com 11,4 e 11,8 °C, respectivamente. As temperaturas médias mais altas, foram registradas em janeiro/2004 com 19,6°C e em fevereiro/2004 com 19,7 °C (Figura 2 e Tabela 1).

O menor valor de precipitação para a região, ocorreu em agosto/2003 (23,5 mm) e o maior (326,7 mm), em dezembro do mesmo ano (Figura 3 e Tabela 1).

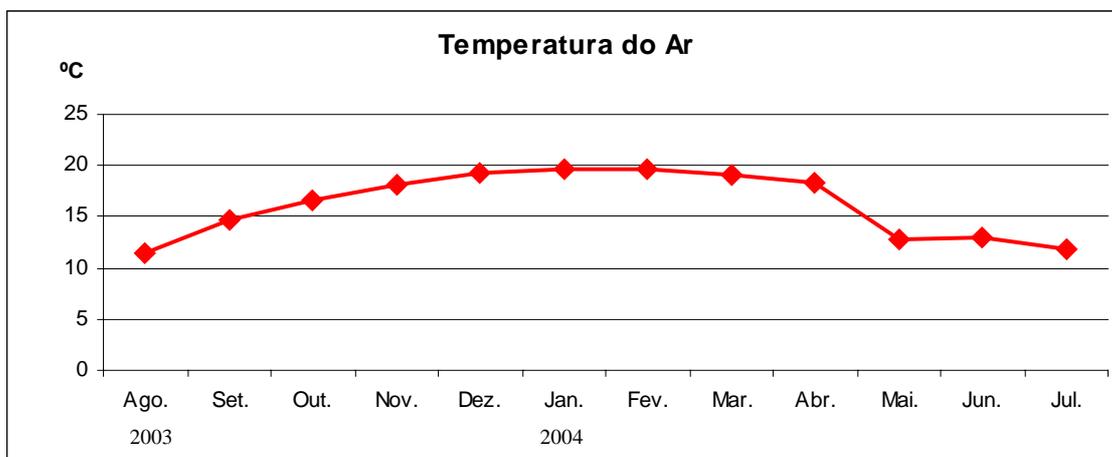


Figura 2 – Variação da temperatura média do ar (°C), segundo a estação meteorológica de Rio Negrinho, SC, de ago/2003 a jul/2004

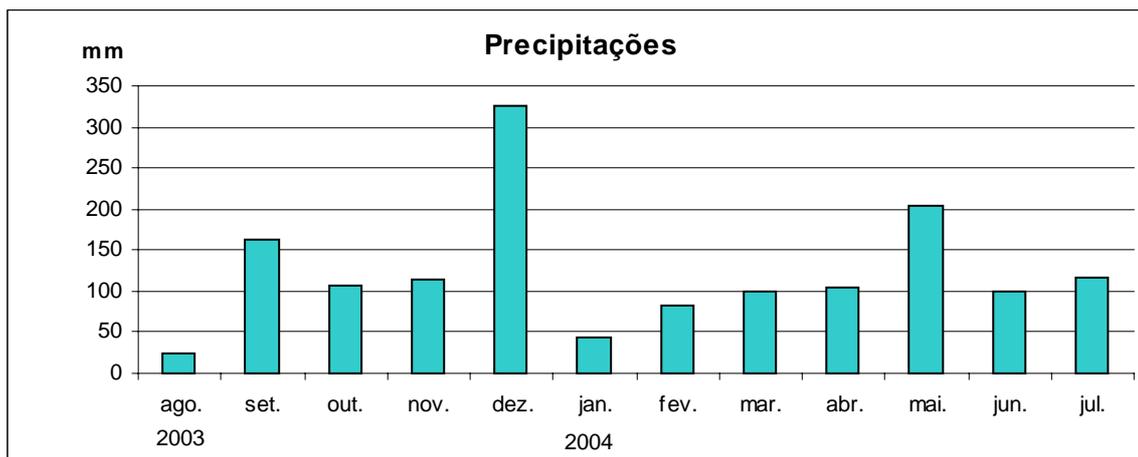


Figura 3 – Variação das médias de precipitações mensais (mm), na estação meteorológica de Rio Negrinho, SC, de ago/2003 a jul/2004

Durante o período amostrado, os menores valores da temperatura da água foram registrados em julho de 2004, com 13,0 °C para os dois mananciais e os maiores valores em setembro de 2003 (E1 - 29,0°C) e em dezembro de 2003 (E3 - 26,0°C) (**Figura 4 e Tabela 2**). A diferença entre os meses mais frios e os meses mais quentes foi de 16°C na E1 e na E3 foi de 13°C.

A estação 1 apresentou os maiores valores de transparência da água e consequentemente os menores valores de turbidez quando comparado com a estação 3 (**Figura 5 e Tabela 3**). A amplitude de variação da estação 1 foi de 0,17 a 1,25 m. Na estação 2 os valores variaram de 0,19 a 1,40 m e a estação 3 de 0,11 m a 0,67 m. Em algumas amostragens nas estações 1 e 2 a transparência da água foi total (1,50 m)

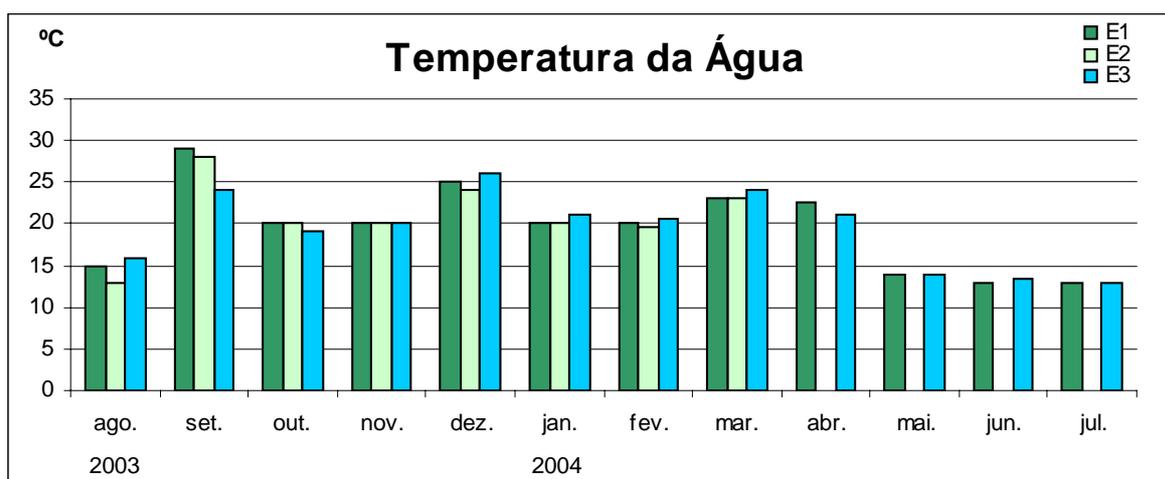


Figura 4– Variação da temperatura da água (°C) dos mananciais abastecedores de São Bento do Sul, SC de agosto/2003 a julho/2004

O pH das amostras apresentou valores muito semelhantes durante o período estudado ficando próximo à 7 (faixa do pH neutro); a amplitude de variação do pH para estação 1 foi de 5,97 – 7,74 e para estação 3 foi de 6,4 – 7,3 (**Figura 6 e Tabela 4**).

Dentre os dois rios estudados, o rio Negrinho (E3) mostrou os maiores valores de alcalinidade e dureza. A alcalinidade nesta estação variou de 20,0 a 34,0 mg.L⁻¹ e a dureza de 16,0 a 32,0 mg.L⁻¹ (**Figuras 7 e 8, Tabela 4**). O rio Vermelho (E1) apresentou alcalinidade entre 6,0 a 11,6 mg.L⁻¹ e dureza de 8,0 a 41,0 mg.L⁻¹ (**Figuras 7 e 8, Tabela 4**).

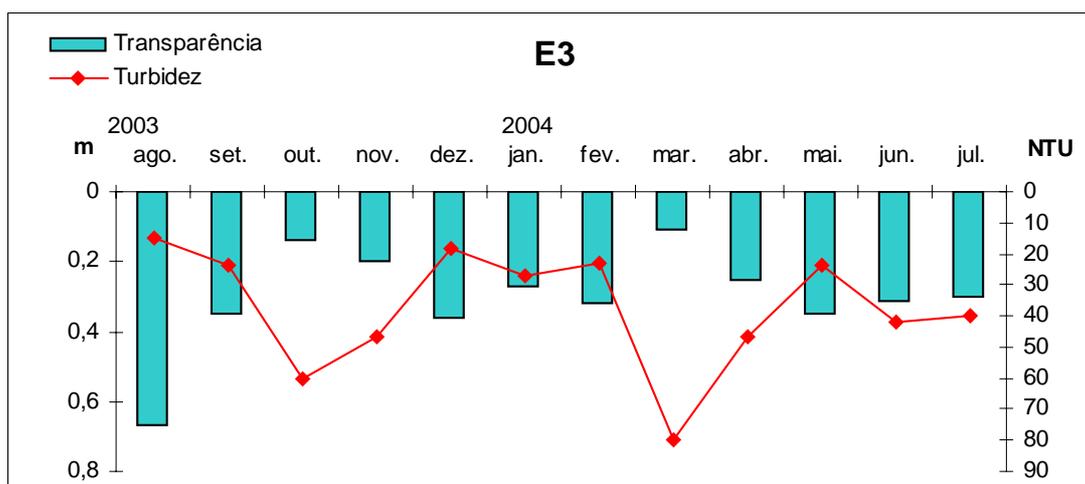
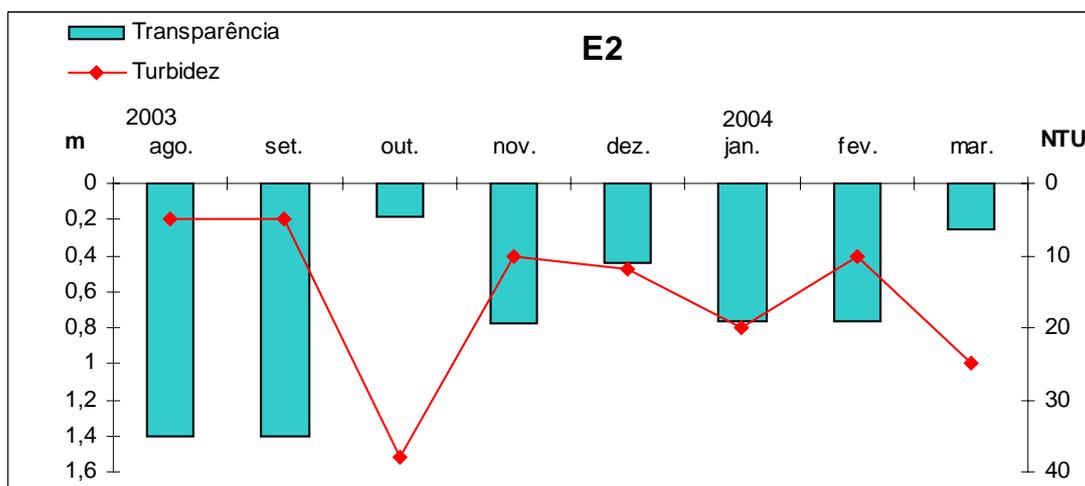
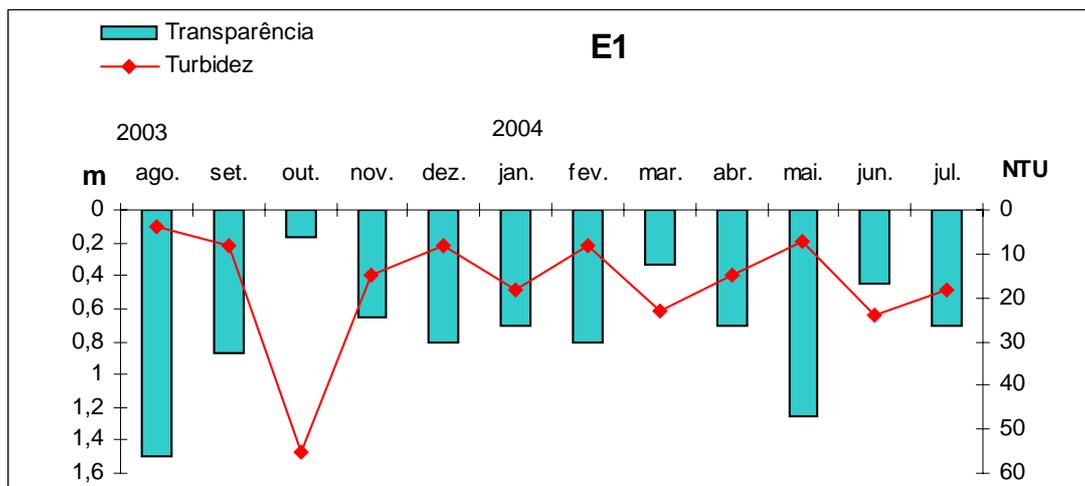


Figura 5 – Variações da transparência da água - Secchi (m) e de turbidez da água (NTU) dos mananciais abastecedores de São Bento do Sul/SC, de agosto/2003 a julho/2004

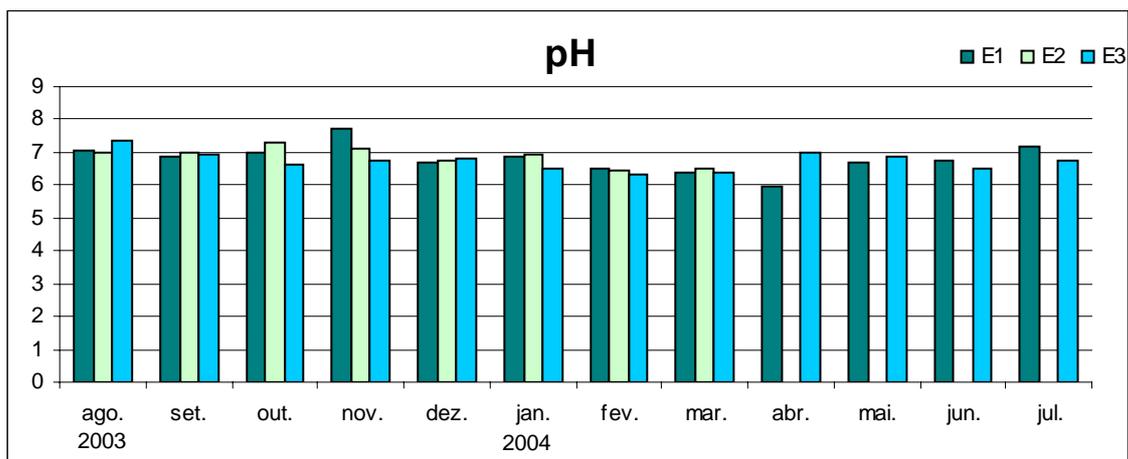


Figura 6 –Variação do pH nos mananciais abastecedores de São Bento do Sul/SC, de agosto/2003 a julho/2004

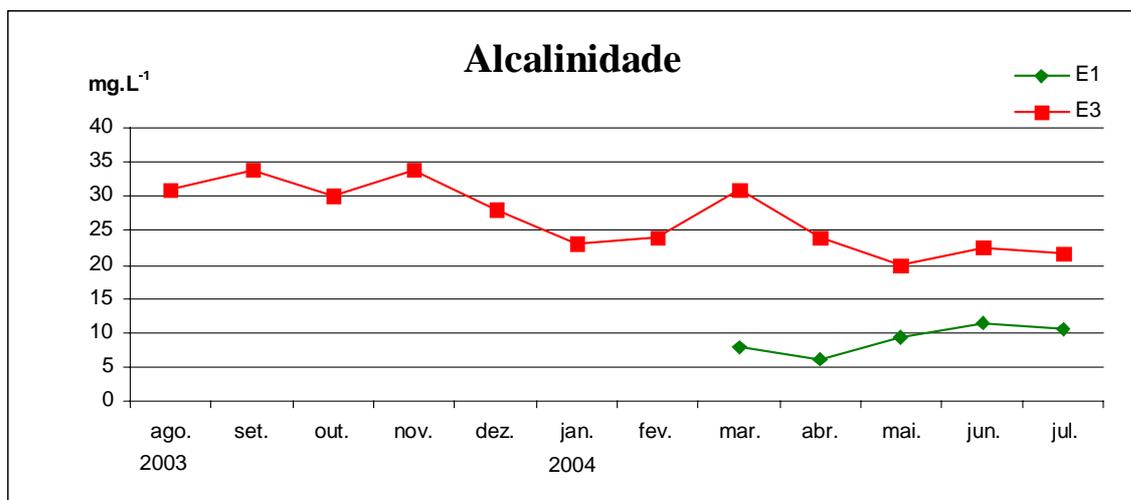


Figura 7 – Variação da alcalinidade da água (mg/l) dos mananciais abastecedores de São Bento do Sul/SC, de agosto/2003 a julho/2004

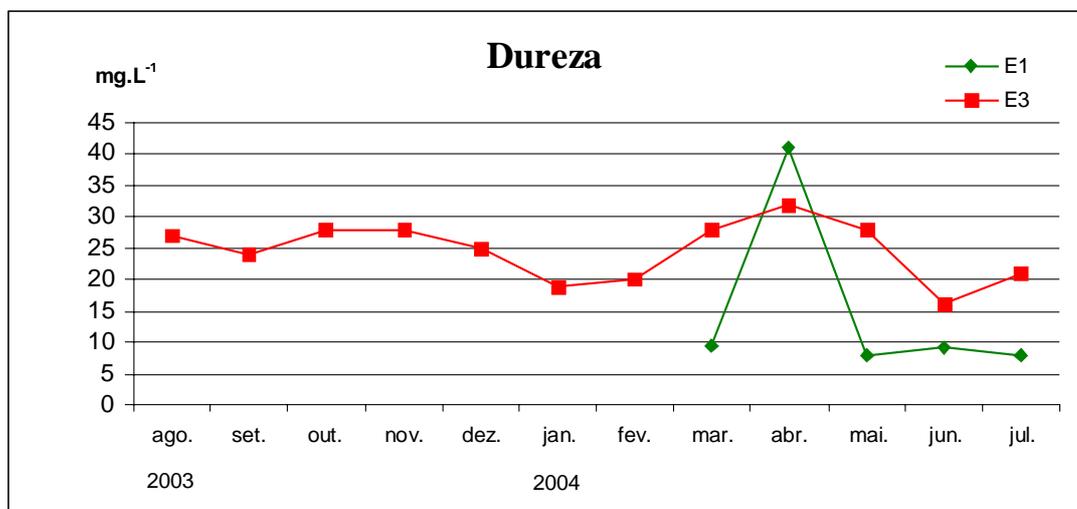


Figura 8 – Variação da dureza da água (mg/l) dos mananciais abastecedores de São Bento do Sul/SC, de agosto/2003 a julho/2004

5.2 Variáveis bióticas

5.2.1 Composição do fitoplâncton

No estudo taxonômico da comunidade fitoplanctônica foram identificados 135 táxons infragenéricos, distribuídos nas seguintes divisões e classes: Cyanobacteria (28), Chlorophyta (62), Euglenophyta (12), Chrysophyceae (5), Bacillariophyceae (24), Xantophyceae (1) e Dinophyta (3) (**Tabela 5**). Apresentamos a seguir os dados métricos e o enquadramento taxonômico dos táxons identificados.

Cyanobacteria
 Classe Cyanophyceae
 Ordem Chroococcales
 Família Gloeobacteriaceae
 Subfamília Aphanothecoideae

Aphanothece clathrata W. et G. S. West
 Célula: comprimento 2,5 – 7,2 µm; largura 1,0 – 3,6 µm

Subfamília Synechococcoideae

Johannesbaptistia pellucida (Dickie) Teylor et Drovet (Pr. I, fig. 1).
 Célula: comprimento 1,2 – 7,2 µm; largura 2,0 – 12,8 µm

Família Chroococcaceae
Coelosphaerium cf *kuetzingianum* Nägeli
 Célula: diâmetro 3,6 µm; colônia: diâmetro 17,1 µm

Chroococcus sp.
 Célula: diâmetro 21 µm; diâmetro da célula com mucilagem 76 µm

Família Merismopediaceae
 Subfamília Merismopedioideae

Merismopedia elegans A. Braun (Pr. I, fig. 2).
 Diâmetro 4,8 – 7,2 µm

Subfamília Gomphosphaerioideae
Woronichinia compacta Komárek et Anagnostidis (Pr. I, fig. 3a e 3b).
 Célula: diâmetro 3,0 – 4,8 µm; colônia: diâmetro 14,4 – 15,0 µm

Família Microcystaceae
Microcystis sp. (Pr. I, fig. 4).
 Célula: diâmetro 6,8 – 7,2 µm; colônia: diâmetro 72,0 – 126,0 µm

Ordem Oscillatoriales
 Família Pseudanabaenaceae
 Subfamília Pseudonabaenoideae

Pseudanabaena galeata Böcher (Pr. I, fig. 6).
 comprimento 7,1 – 18,0 µm; largura 2,8 – 6,1 µm

Pseudanabaena sp.
 comprimento 3,6 – 10,8 µm; largura 2,4 – 6,1 µm

Subfamília Leptolyngbyoideae

Cf. *Leptolyngbya* sp. 1
Comprimento 1,2 – 1,4 µm; largura 1,5 µm

Cf. *Leptolyngbya* sp. 2
Comprimento 1,3 – 1,4 µm; largura 2,5 µm

Planktolyngbya limnetica (Lemmermann) Komarková – Legnerová et Cronberg
Comprimento 3,6 µm; largura 1,5 – 3,5 µm

Família Borziaceae

Komvophoron sp.
comprimento 7,2 µm; largura 3,6 – 7,2 µm

Família Oscillatoriaceae
Subfamília Oscillatorioideae

Lyngbya cf. *cebennensis* Gomont
Comprimento 1,4 – 1,8 µm; largura 3,5 – 4,2 µm

Lyngbya cf. *putealis* Montagne ex Gomont
Comprimento 3,4 – 4,2 µm; largura 7,2 – 11,4 µm

Lyngbya cf. *martensiana* Meneghini ex Gomont (Pr. I, fig. 5).
Comprimento 2,5 – 7,2 µm; largura 7,2 – 12,0 µm

Oscillatoria pseudogeminata G. Schmid
Comprimento 3,0 – 7,1 µm; largura 2,0 – 2,8 µm

Oscillatoria princeps Vaucher ex Gomont (Pr. I, fig. 8).
comprimento 6,5 – 7,2 µm; largura 24 – 25,2 µm

Oscillatoria limosa Agardh ex Gomont (Pr. I, fig. 10).
comprimento 2,5 – 7,2 µm; largura 7,2 – 14,4 µm

Família Phormidiaceae
Subfamília Phormidioideae

Planktothrix mougeotii Bory ex Gomont (Pr. I, fig. 11).
comprimento 1,8 – 2,4 µm; largura 3,6 – 7,2 µm

Phormidium simplicissimum Gomont (Pr. I, fig. 7).
comprimento 1,4 – 7,2 µm; largura 7,2 – 12,0 µm

Subfamília Spirulinoideae

Arthrospira cf. *skujae* Magrin, Senna et Komárek (Pr. I, fig. 9)
comprimento 5,6 µm; diâmetro 3,7 µm; distância entre espirais 12µm

Ordem Nostocales
 Família Nostocaceae
 Subfamília Anabaenoideae

Anabaena solitaria Klebahn (Pr. I, fig. 12).

Célula vegetativa: comprimento 7,2 – 9,6 μm ; largura 4,8 – 7,2 μm

Acineto: comprimento 10,8 – 19,2 μm ; largura 9,6 – 12,0 μm

Heterocito: comprimento 9,6 – 12,0 μm ; largura 7,2 – 9,6 μm

Anabaena sp.1

Célula vegetativa: diâmetro 7,2 μm ; heterocito: diâmetro 7,2 μm

Cylindrospermopsis raciborskii (Woloszynska) Seenaya et Subba Raju

Célula vegetativa: comprimento 10 – 12 μm ; largura 3,0 – 3,6 μm

Heterocito: comprimento 10 – 12 μm ; largura 3,0 – 3,6 μm

Acineto: comprimento 7,2 – 10,6; largura 3,6 – 5,4 μm

Divisão Heterokontophyta

Classe Chrysophyceae

Ordem Isochrysidales

Família Synuraceae

Synura sp. (Pr. II, fig. 2).

Célula: comprimento 7,2 – 9,6 μm ; largura 7,2 – 9,6 μm

Diâmetro da colônia 32,4 – 64,8 μm

Ordem Ochromonadales

Família Ochromonadaceae

Subfamília Ochromonadaceae

Dinobryon sertularia Ehrenberg (Pr. II, fig. 3).

Célula: comprimento 36,0 – 39,6 μm ; largura 7,2 – 10,8 μm

Dinobryon divergens var. *schauinslandii* (Lemmermann) Brunth.

Célula: comprimento 35,0 – 65,0 μm ; largura 8,0 – 9,0 μm

Ordem Chromulinales

Família Mallomonadaceae

Subfamília Mallomonadoideae solitariae

Mallomonas sp. 1 (Pr. II, fig. 1).

Célula: comprimento 32,4 – 60,0 μm ; largura 14,4 – 18,0 μm

Mallomonas sp. 2

Célula: comprimento 10,8 – 33,6 μm ; largura 7,2 – 18,0 μm

Classe Xantophyceae

Ordem Miscochooccales
 Família Centritractaceae

Centritractus belenophorus Lemmermann (Pr. II, fig. 4 e 5).

Célula: comprimento 16 – 40 μm ; largura 4,8 – 7,2 μm

Espinho: comprimento 15 – 30 μm

Classe Coscinodiscophyceae
 Subclasse Thalassiosirophycidae
 Ordem Thalassiosirales
 Família Stephanodiscaceae

Cyclotella meneghiniana Kützing

Diâmetro celular: 18,0 – 19,8 μm ; 5,5 estrias em 10 μm

Subclasse Coscinodiscophycidae
 Ordem Melosirales
 Família Melosiraceae

Melosira varians Agardh (Pr. X, fig.1).

Comprimento celular: 31,2 – 43,2 μm ; largura: 16,8 – 19,2 μm

Ordem Aulacoseirales
 Família Aulacoseiraceae

Aulacoseira ambigua (Ehrenberg) Simonsen (Pr. II, fig. 7).

Comprimento celular: 36,0 – 39,6 μm ; largura: 5,4 – 10,8 μm

Aulacoseira granulata (Ehrenberg) Simonsen

Célula: comprimento 36,0 – 39,6 μm ; largura 5,4 – 10,8 μm

Aulacoseira sp.

Célula: comprimento 7,2 μm ; largura 7,2 μm

Classe Fragilariophyceae
 Subclasse Fragilariophycidae
 Ordem Fragilariales
 Família Fragilariaceae

Asterionella formosa Hassal (Pr. II, fig. 10).

Célula: comprimento 154,8 μm ; largura: 3,6 μm

Ulnaria ulna (Nitzsche) Compère

Célula: comprimento 147,6 – 176,4 μm ; largura 7,2 – 14,4 μm ; 7 estrias em 10 μm

Fragilaria sp. 1

Célula: comprimento 50,4 – 64,8 μm ; largura 2,5 – 3,6 μm

Fragilaria sp. 2

Célula: comprimento 25,2 μm ; largura 3,6 μm

Classe Bacillariophyceae

Subclasse Bacillariophycidae

Ordem Eunotiales

Família Eunotiaceae

Eunotia monodon Ehrenberg

Célula: comprimento 84,0 μm ; largura 9,6 μm ; 10 estrias em 10 μm

Ordem Cymbellales

Família Cymbellaceae

Cymbella sp.

Célula: comprimento 32,4 – 43,2 μm ; largura 7,2 – 10,8 μm ; 8,3 estrias em 10 μm

Gomphonema augur var. *turris* (Ehrenberg) Lange-Bertalot.

Célula: comprimento 39,6-50,4 μm ; largura 7,2-10,8 μm ; 8,3 estrias em 10 μm

Ordem Naviculales

Família Amphipleuraceae

Frustulia sp.

Célula: comprimento 61,2 μm ; largura 18,0 μm

Amphipleura lindheimeri Grunow (Pr. II, fig. 12).

Célula: comprimento 136,8 – 151,2 μm ; largura 21,6 – 39,6 μm

Família Neidiaceae

Neidium sp.

Célula: comprimento 93,6 μm ; largura 18,0 μm

Família Pinnulariaceae

Pinnularia sp.

Célula: comprimento 153,0 – 183,6 μm ; largura 21,6 – 25,0 μm ; 6,6 – 8,0 estrias em 10 μm

Pinnularia cf. *legumen* Ehrenberg

Célula: comprimento 111,6 μm ; largura 14,4 μm ; 6,6 estrias em 10 μm

Pinnularia interrupta W. Smith

Célula: comprimento 82,8 μm ; largura 10,8 μm ; 12,0 estrias em 10 μm

Pinnularia major (Kützing) Rabenhorst var. *subacuta* (Ehrenberg) Cleve
(Pr. IX, fig. 1).

Célula: comprimento 75,6 – 169,2 µm; largura 14,4 – 21,6 µm; 5,0 – 8,0 estrias em 10 µm

Pinnularia temistriata Hustedt

Célula: comprimento 158,4 µm; largura 21,6 µm; 12,5 estrias em 10 µm

Ordem Bacillariales

Família Bacillariaceae

Nitzschia acicularis (Kützing) Wm. Smith

Célula: comprimento 64,3 – 86,4 µm; largura 2,14 – 3,6 µm

Nitzschia sp.

Célula: comprimento 90,0 µm; largura 3,6 µm

Nitzschia gracilis Hantzsch

Célula: comprimento 88,8 µm; largura 2,4 µm

Ordem Surirellales

Família Surirellaceae

Surirella biseriata Brébisson (Pr. II, fig. 9).

Célula: comprimento 112,8 – 144,0 µm; largura 24,0 – 25,2 µm; 8 – 80 canais anelares em 100 µm

Surirella robusta Ehrenberg

Célula: comprimento 100,8 – 216,0 µm; largura 25,2 – 90,0 µm; 7 – 15 canais anelares em 100 µm

Classe Dinophyceae

Ordem Peridinales

Família Peridiniaceae

Peridinales (Pr. III, fig. 2).

Célula: comprimento 10,8 – 21,6 µm; largura 9,0 – 18,0 µm

Subgênero Cleistoperidinium

Peridinium willei Huif-Kass (Pr. III, fig. 1).

Célula: comprimento: 32,4 – 46,8 µm; largura 28,8 – 46,8 µm

Tabulação das placas: 4'; 3a; 7''; 5''' ; 2''''

Peridinium sp.

Célula: comprimento: 39,0 – 43,2 µm; largura 36,2 µm

Divisão Euglenophyta
 Classe Euglenophyceae
 Ordem Euglenales
 Família Euglenaceae

Euglena acus Ehrenberg (Pr. III, fig. 1).

Célula: comprimento 219,6 – 234,0 μm ; largura 7,2 μm ;
 Flagelo: comprimento 25,2 μm

Euglena oxyuris Schmarda (Pr. III, fig. 5).

Célula: comprimento 62,4 – 170,4 μm ; largura 9,6 – 14,4 μm ; 2 estrias a cada 2,4 μm

Euglena cf rubida Mainx (Pr. III, fig. 6a e 6b).

Célula: comprimento 32,4 – 61,2 μm ; largura 14,4 – 36,0 μm

Lepocinclis salina Fritsch

Célula: comprimento 31,2 – 36,0 μm ; largura 25,0 – 31,2 μm

Lepocinclis sp.

Célula: comprimento 22,8 μm ; largura 18,5 μm

Phacus longicauda Ehrenberg var. *rotunda* (Pochmann) (Pr. III, fig. 8).

Célula: comprimento 75,6 – 98,4 μm ; largura 28,8 – 36,0 μm
 Ápice caudal: comprimento 37,0 – 45,0 μm

Phacus suecicus Lemmermann var. *suecicus* (Pr. III, fig. 7).

Célula: comprimento 32,4 – 60,0 μm ; largura 21,6 – 28,8 μm
 Ápice caudal: comprimento 3,6 – 7,2 μm

Phacus onyx Pochmann var. *onyx*

Célula: comprimento 32,4 μm ; largura 25,2 – 28,8 μm

Trachelomonas armata (Ehrenberg) Stein var. *armata* (Pr. IV, fig. 2).

Célula: comprimento 14,4 – 39,6 μm ; largura 14,4 – 28,8 μm
 Flagelo: comprimento 28,8 μm

Trachelomonas acanthophora Stokes var. *acanthophora* (Pr. IV, fig. 1).

Célula: comprimento 50,4 – 55,2 μm ; largura 25,2 – 26,4 μm
 Apêndice caudal: 2,4 – 7,2 μm
 Espinho: comprimento 3,6 μm
 Cólo: 4,8 μm

Trachelomonas volvocinopsis Swirenko (Pr. IV, fig. 3).

Célula: comprimento 10,8 – 14,4; largura 10,8 – 14,4 μm
 Poro: 2,5 μm

Strombomonas fluviatilis Lemmermann var. *levis* (Lemmermann) (Pr. IV, fig. 4).

Célula: comprimento 39,6 – 61,2 μm ; largura 19,8 – 28,8 μm

Divisão Chlorophyta
 Classe Chlorophyceae
 Ordem Volvocales
 Subordem Chlamydomonadineae
 Família Chlamydomonadaceae

Chlamydomonas debaryana Ehrenberg
 Célula: comprimento: 12,0 – 19,2 μm ; largura: 9,6 – 14,4 μm

Chlamydomonas siderogloea Pascher *et* Jahoda
 Célula: comprimento 7,15 μm ; largura 5,72 μm

Subordem Volvocineae
 Família Volvocaceae

Subfamília Volvoceae
Pandorina morum Bory (Pr. IV, fig. 5).
 Célula: diâmetro 9,6 μm
 Colônia: comprimento 18,0 μm ; largura 14,4 μm

Eudorina unicocca Smith
 Diâmetro celular: 9,6 μm

Eudorina illinoisensis (Kofoid) Pascher (Pr. IV, fig. 6).
 Célula: diâmetro 7,2 – 19,2 μm
 Colônia: diâmetro 39,6 – 115,2 μm

Ordem Chlorococcales
 Família Hydrodictyaceae

Pediastrum tetras (Ehrenberg) Ralfs
 Célula interna: diâmetro: 10,8 μm
 Célula externa: comprimento 10,8 – 14,0 μm ; largura 7,2 – 12,0 μm

Pediastrum duplex Meyen var. *duplex*
 Célula interna: comprimento 7,2 – 14,0 μm ; largura 10,8 – 16,2 μm
 Célula externa: comprimento 10,8 – 14,0 μm ; largura 7,2 – 14,4 μm

Pediastrum duplex var. *gracilimum* W. *et* G. S. West
 Célula interna: comprimento: 7,2 – 14,4 μm ; largura 7,2 – 12,6 μm
 Célula externa: comprimento: 9,6 – 14,0 μm ; largura 9,6 – 12,6 μm

Pediastrum birradiatum Meyen (Pr. IV, fig. 7)
 Célula: comprimento 14,4 μm ; largura 14,4 μm

Família Botryococcaceae

Subfamília Dictyosphaerioideae

Dictyosphaerium pulchellum Wood

Célula: diâmetro 7,2 µm

Dictyosphaerium ehrenbergianum Nägeli (Pr. IV, fig. 8).

Célula: comprimento 3,6 – 11,5 µm; largura 3,6 – 10,8 µm

Subfamília Botryococcoideae

Botryococcus sp.

Célula: diâmetro 4,0 – 6,0 µm

Família Oocystaceae

Subfamília Oocystoideae

Oocystis lacustris (Chod.) (Pr. IV, fig. 9)

Célula: comprimento 7,2-14,4 µm; largura 5,4-7,2 µm

Família Chlorellaceae

Subfamília Ankistrodesmoideae

Closteriopsis acicularis (G. M. Smith) Belcher

Célula: comprimento 93,6 µm; largura 3,6 µm

Monoraphidium contortum (Thuret) Komárek - Legnerová

Célula: comprimento 39,6 µm; largura 1,8 µm

Monoraphidium irregulare (Simith) Kom. Lerg.

Célula: comprimento 32,4 – 98,4 µm; largura 3,6 - 7,2 µm

Choricystis chodatii (Jaag) Fott

Célula: comprimento 9,0 – 14,4 µm; largura 5,4 – 9,6 µm

Kirchneriella obesa (W. West) Schmidle

Célula: diâmetro: 7,2 µm; Colônia: diâmetro 14,4 – 24,0 µm

Kirchneriella sp.

Célula: diâmetro 7,2 µm;

Ankistrodesmus bernardii Komárek (Pr. IV, fig. 10).

Célula: comprimento 7,2 – 10,4; largura 3,6 – 7,2

Ankistrodesmus cf. *gracilis* (Reinsch) Kors.

Célula: comprimento 9,0 – 21,6 µm; largura 3,6 µm

Crucigenia tetrapedia (Kirchnner.) West *et* West

Célula: diâmetro 1,8 – 5,4 µm; Colônia: diâmetro 7,2 – 10,8 µm

Crucigenia fenestrada Schmidle

Célula: comprimento 3,6 µm; largura 3,6 µm

Família Scenedesmaceae

Subfamília Scenedesmoideae

Desmodesmus denticulatus (Lagerh.)

Célula: comprimento 14,4 µm; largura 7,2 µm

Scenedesmus obtusus Meyen

Célula: comprimento 14,4 µm; largura 7,2 µm

Scenedesmus cf. *bernardii* G. M. Smith

Célula: comprimento 23,4 – 24,3 µm; largura 3,6 – 4,2 µm

Scenedesmus acuminatus (Lagerh.) Chodat (Pr. IV, fig. 10)

Célula: comprimento 14,4 – 18,0 µm; largura 3,6 µm

Scenedesmus intermedius var. *acaudatus* Hortob.

Célula: comprimento 9,6 µm; largura 4,8 µm

Scenedesmus quadricauda (Turpin) Brébisson sensu Chodat

Célula: comprimento 9,6 – 24,0 µm; largura 3,6 – 7,2 µm; espinho: comprimento 10,8 – 28,8 µm

Scenedesmus cf. *magnus* Meyen

Célula: comprimento 10,8 µm; largura 7,0 µm; espinho: 10,8 µm

Scenedesmus sp.

Célula: comprimento 14,4 - 16,8 µm; largura 6,0 - 14,4 µm; espinho: 9,6 µm

Família Coelastraceae

Coelastrum reticulatum (Dang.)

Célula: diâmetro 11,4 – 14,4 µm; colônia: diâmetro 42,9 – 60,0 µm

Classe Ulothricophyceae

Ordem Ulothricales

Família Ulothricaceae

Ulothrix sp.

Célula: comprimento 7,2 µm; largura 10,8 µm

Koliella longiseta Hindak (Pr. VIII, fig. 1).

Célula: comprimento 40,0 – 57,6 µm; largura 0,72 – 1,5 µm

Catena sp. (Pr. IV e fig. 12)

Célula: comprimento 3,0 – 3,6 μm ; largura 0,36 – 1,0 μm

Gloeotila contorta Chodat (Pr. V, fig. 1).

Célula: comprimento 2,8 – 9,0 μm ; largura 1,4 – 2,0 μm

Gloeotilopsis planctonica (Pr. V, fig. 2).

Célula: comprimento 7,2 – 14,4 μm ; largura 2,0 – 3,6 μm

Ordem Oedogoniales

Família Oedogoniaceae

Oedogonium sp.

Célula: comprimento 71,5 μm ; largura 15,7 μm

Classe Zygnematophyceae

Ordem Zygnematales

Família Zygnemataceae

Zygnema sp.

Célula: comprimento 32,4 – 50,0 μm ; largura 24,3 – 25,2 μm

Mougeotia sp.

Célula: comprimento 48,0 – 91,2 μm ; largura 9,6 – 10,8 μm

Spirogyra sp. 1 (Pr. V, fig. 3).

Célula: comprimento 120,0 – 216,0 μm ; largura 16,8 – 68,4 μm

Spirogyra sp. 2 (Pr. V, fig. 4).

Célula: comprimento 50,4 – 82,0 μm ; largura 46,8 μm

Família Mesotaeniaceae

Netrium sp.

Célula: comprimento 108 μm ; largura 25,2 μm

Família Closteriaceae

Closterium kuetzingii Brébisson (Pr. V, fig. 5).

Célula: comprimento 192,0 μm ; largura 12,0 μm

Closterium moniliferum (Bory) Erh. (Pr. V, fig. 8).

Célula: comprimento 154,8 – 244,8 μm ; largura 32,4 – 57,6 μm

Closterium gracile Brébisson (Pr. V, fig. 7).

Célula: comprimento 154,8 - 192 μm ; largura 3,6 – 6,0 μm

Closterium cf macilentum Brébisson (Pr. V, fig. 6).

Célula: comprimento 478,8 μm ; largura 14,4 μm

Closterium sp.

Célula: comprimento 151,2 – 259,2 μm ; largura 7,2 – 9,6 μm

Família Desmidiaceae

Pleurotaenium trabecula (Ehrenberg) Nägeli (Pr. V, fig. 9).

Célula: comprimento 244,8 – 529,2 μm ; largura 26,4 – 32,4 μm

Staurastrum tetracerum Ralfs

Célula: comprimento 10,8 – 14,4 μm ; largura 7,2 – 10,8 μm ; istmo 3,6 μm ; braço 10,8 – 25,2 μm

Staurastrum tetracerum var. *evolutum* (Kütz) ex. Ralfs

Célula: comprimento 9,6 – 18,0 μm ; largura 7,2 – 9,6 μm ; istmo 3,6 μm ; braço 9,6 – 14,4 μm

Staurastrum margaritaceum (Ehrenberg) Meneghini ex Ralfs var. *margaritaceum* (Pr. VI, fig. 1).

Célula: comprimento: 31,2 – 32,4 μm ; largura: 21,6 – 36,0 μm

Staurastrum cf. *punctulatum* (Brébisson) Ralfs (Pr. VI, fig. 2).

Célula: comprimento 24,0 – 32,4 μm ; largura 21,6 – 28,8 μm

Micrasteria rotata (Grev.) Ralfs

Célula: comprimento 298,8 μm ; largura 248,4 μm ; istmo 32,4 μm ; lobos polares 68,4 μm

Micrasteria laticeps Nordstedt var. *acuminata* Kriger (Pr. VI, fig. 3).

Célula: comprimento 39,6 – 88,8 μm ; largura 90,0 – 108,0 μm ; istmo 15 – 18 μm

Micrasteria sp.

Célula: comprimento 52,8 μm ; largura 72,0 μm

Euastrum cf. *evolutum* (Nordstedt) West et West (Pr. VI, fig. 4).

Célula: comprimento 54,0 μm ; largura 43,2 μm ; istmo 14,4 μm

Stauroidesmus dejectus (Brébisson) Teil

Célula: comprimento: 28,8 μm ; largura: 32,4 μm ; espinho: 7,2 μm

Cosmarium cf. *punctulatum* Brébisson (Pr. VI, fig. 1).

Célula: comprimento 32,4 – 54,0 μm ; largura 32,4 – 64,8 μm ; istmo 10,8 – 28,8 μm

Cosmarium moniliforme (Turpin) Ralfs (Pr. VI e fig. 6)

Célula: comprimento 18,0 – 25,2 μm ; largura 12,6 – 14,4 μm ; istmo 3,6 – 12,6 μm

Bambusina brebissonii Kützing ex Kützing (Pr. VI, fig. 7).

Célula: comprimento 26,4 μm ; largura 14,4 μm

Hyalotheca mucosa (Mertens) Ehrenberg ex Ralfs (Pr. VI, fig. 8).

Célula: comprimento 19,2 μm ; largura 24,0 μm

Diâmetro da vista apical 20,4 μm

5.2.2 Densidade do fitoplâncton

A densidade total do fitoplâncton (cianobactérias e algas) apresentou variação durante o ciclo anual. Na estação 1, a densidade variou de 27 ind.ml⁻¹ (fevereiro/2004) a 1091,1 ind.ml⁻¹ (agosto/2003). Na estação 2, a variação foi de 16 ind.ml⁻¹ (fevereiro/2004) a 1346 ind.ml⁻¹ (janeiro/2004) e na estação 3, foi de 57 ind.ml⁻¹ (julho/2004) a 2128 ind.ml⁻¹ (dezembro/2004) (**Figura 9 e Tabela 6**).

As cianobactérias representaram 10,8% da densidade total na estação 1, 9,7% na estação 2 e 7,41% na estação 3.

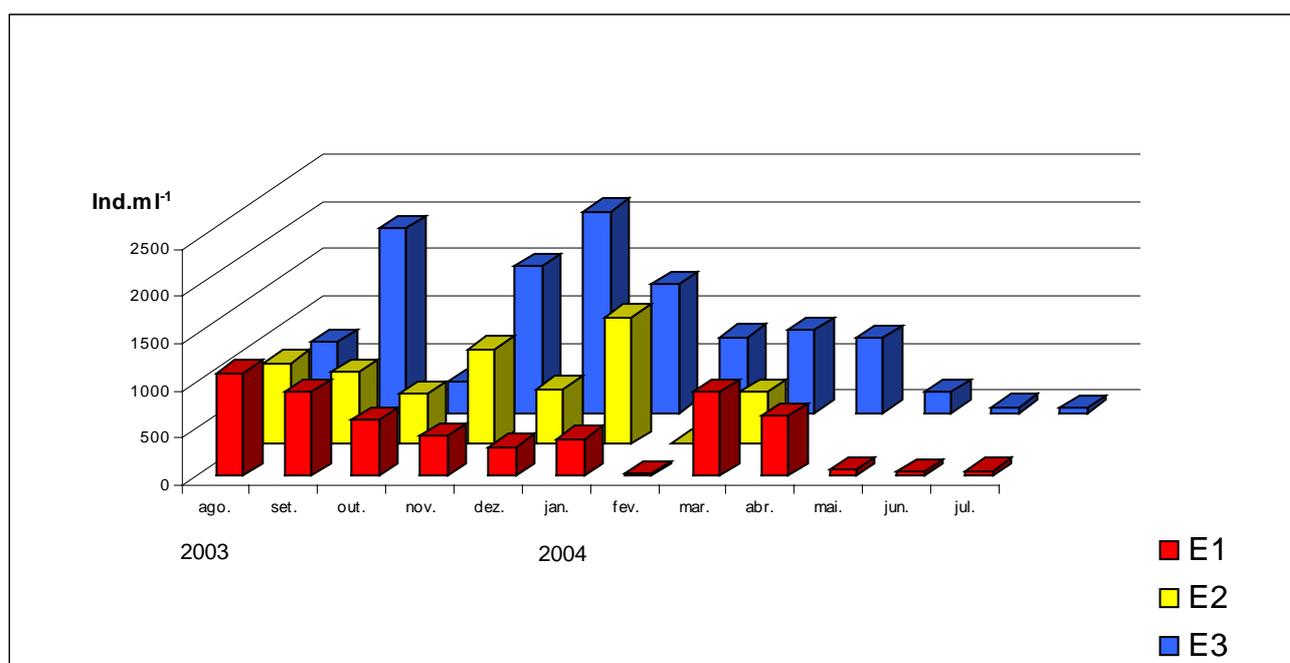


Figura 9 – Densidade total do fitoplâncton (Ind./ml) dos mananciais abastecedores de São Bento do Sul, SC, de agosto/2003 a julho/2004

A variação das densidades de algas e de cianobactérias, mostraram diferenças significativas durante o ciclo anual. A amplitude de variação das comunidades de algas foram maiores em relação às de cianobactérias, cujas densidades permaneceram constantes (**Figura 10 e Tabela 7**).

Na estação 1 a densidade de algas variou de 25 ind.ml⁻¹ (fev/2004) a 960 ind.ml⁻¹ (ago./2003). Na estação 2 de 12 ind.ml⁻¹ (fev./2004) a 1254 ind.ml⁻¹ (jan./2004) e na estação 3 de 47 ind.ml⁻¹ (julho/2004) a 2127 ind.ml⁻¹ (dez./2003) (**Figura 10 e Tabela 7**).

Em relação às cianobactérias a densidade variou 2 ind.ml⁻¹ (fev./2004) a 130 ind.ml⁻¹ (ago./2003) na estação 1; 5 ind.ml⁻¹ (fev./2004) a 120 ind.ml⁻¹ (set./2003) na estação 2 e de 7 ind.ml⁻¹ (jun./2004) a 229 ind.ml⁻¹ (abr./2004) na estação 3 (**Figura 10 e Tabela 7**).

Dentre as classes taxonômicas, Chlorophyta teve predomínio em quase todas as amostras nas três estações, seguida por Bacillariophyceae. Cyanobacteria na estação 1 esteve em evidência nos meses de ago/2003 e mar/2004, na estação 2 em ago/2003 e set/2003 e na estação 3 nos meses de set/2003 e abr/2004. Chrysophyceae foi dominante na estação 3 no mês de novembro/2003 e Dinophyta teve um aumento significativo na estação 1 em abr/2004 (**Figura 11 e Tabela 8**).

Em todas as amostragens, as cianobactérias apresentaram biovolume abaixo de 1mm³.L⁻¹ (valor exigido pela Portaria 518/MS/2004, condizentes com as frequências mensais). Na estação 1 o biovolume variou de 0,00035 mm³.L⁻¹ (jun./2004) a 0,0166 mm³.L⁻¹ (mar./2004); na estação 2 a variação foi de 0,0004 mm³.L⁻¹ (fev./2004) a 0,049 mm³.L⁻¹ (nov./2003) e na estação 3 variando de 0,0010 mm³.L⁻¹ (junh./2004) a 0,0728 mm³.L⁻¹ (nov./2003) (**Figura 12 e Tabela 12**).

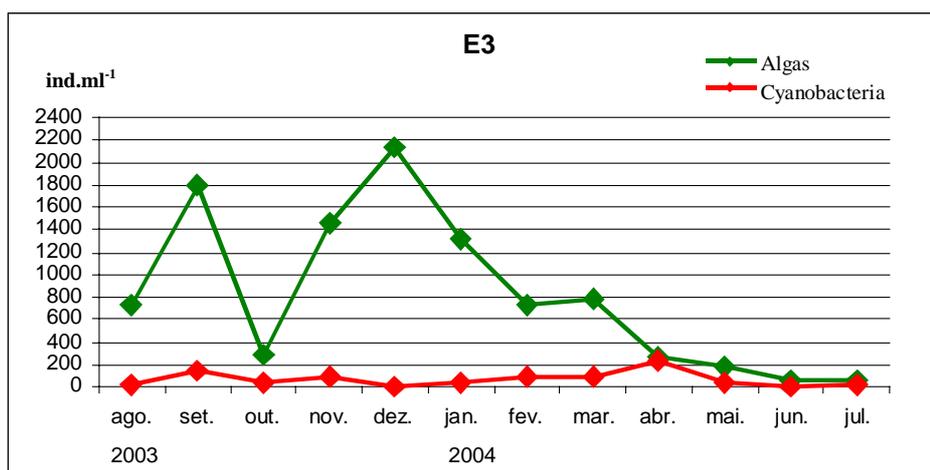
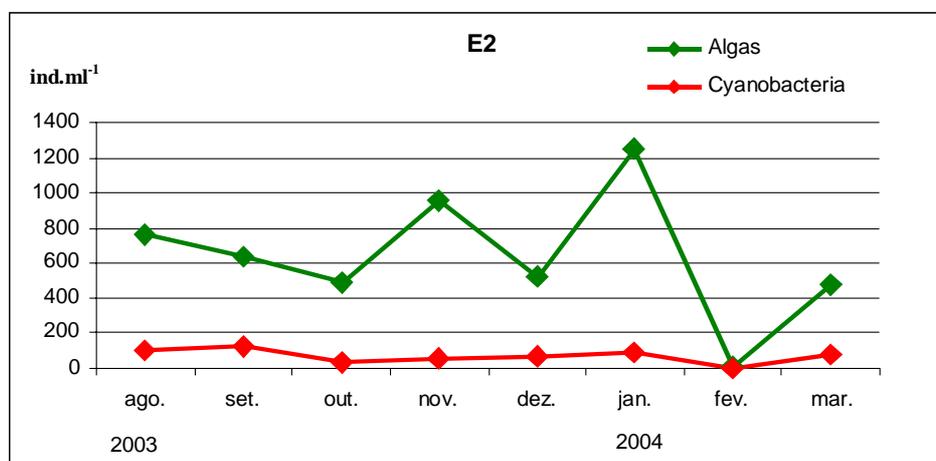
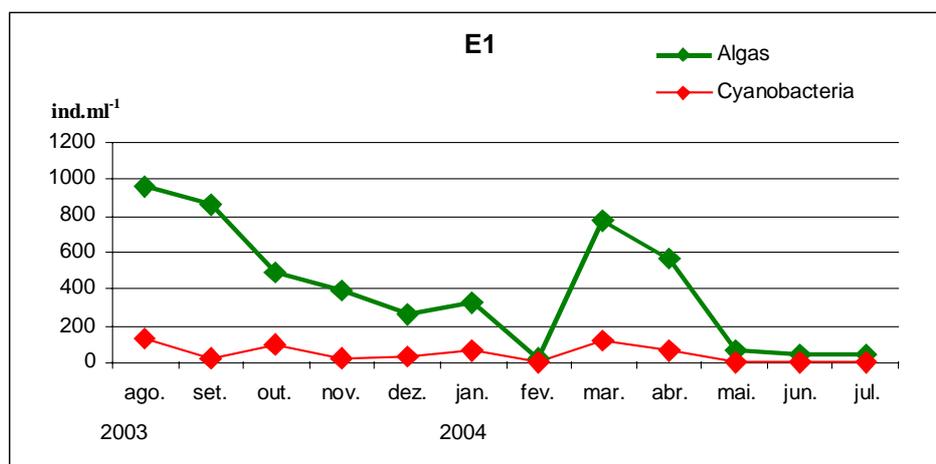


Figura 10 – Densidade total de algas e densidade total de cianobactérias (ind./ml) dos mananciais abastecedores de São Bento do Sul, SC, agosto/2003 a julho/2004

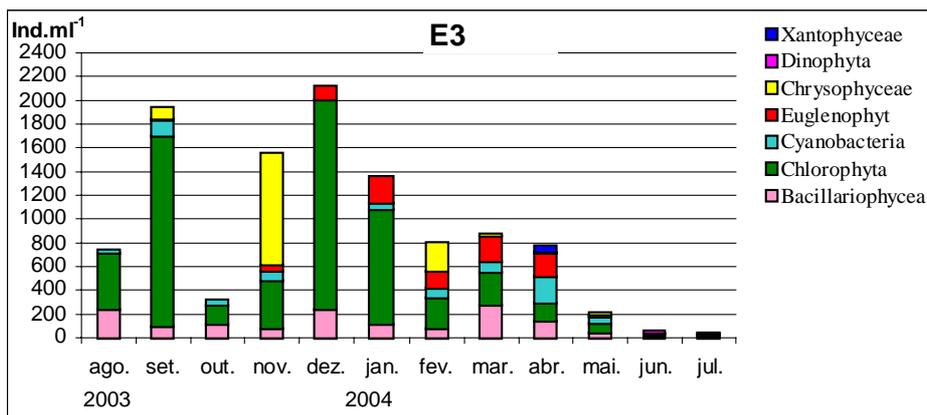
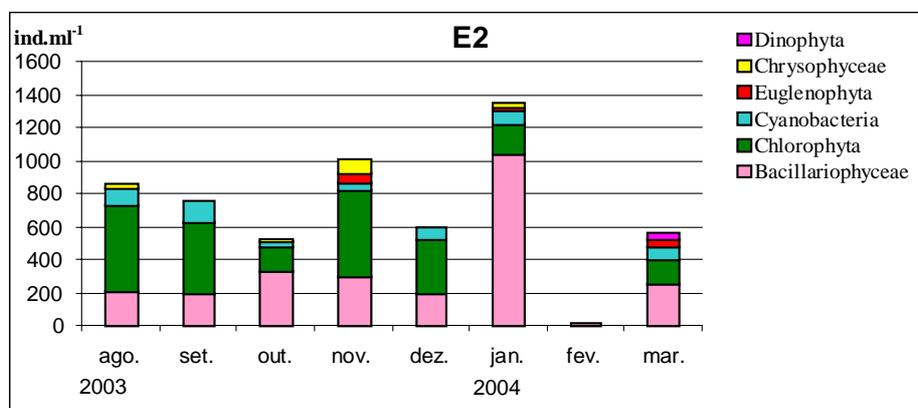
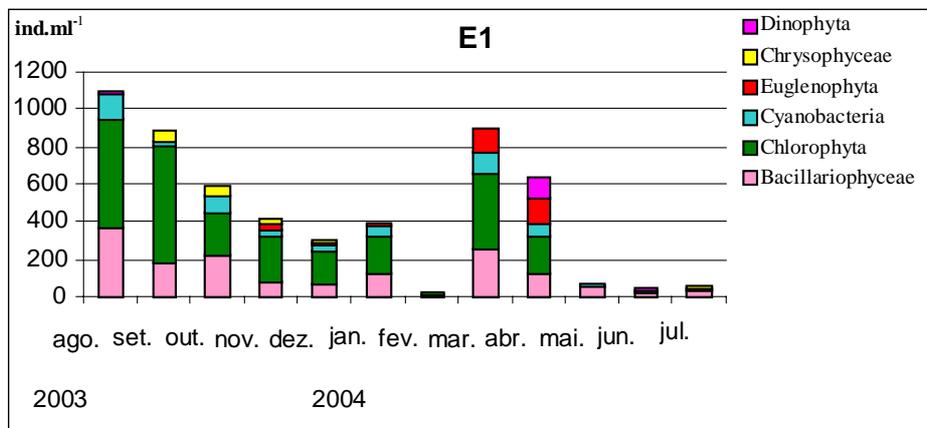


Figura 11 – Densidades do fitoplâncton, por classes taxonômicas (Ind./ml) dos mananciais abastecedores de São Bento do Sul, SC, de agosto/2003 a julho/2004

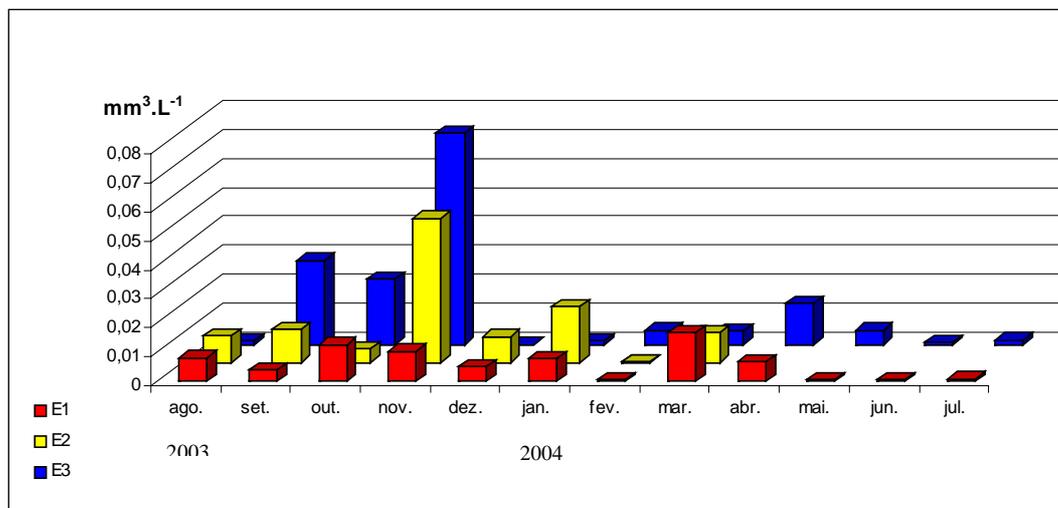


Figura 12 – Biovolume de cianobactérias ($\text{mm}^3.\text{L}^{-1}$) dos mananciais abastecedores de São Bento do Sul, SC, de agosto/2003 a julho/2004

5.2.3 Dados Bacteriológicos

As bactérias do grupo coliformes totais variaram na estação 1 de 200 NMP/100ml (jun./2004) a 170.000 NMP/100ml (out./2003); na estação 2 de 5.000 NMP/100ml (fev./2004) e 110.000 NMP/100ml (out./2003) e na estação 3 de 7.000 NMP/100ml (ago./2003) a 1.600.000 NMP/100ml (abr./2004) (**Figura 13 e Tabela 13**).

Em relação aos coliformes termotolerantes a variação na estação 1 foi de 23 NMP/100ml (jul./2004) e 30.000 NMP/100ml (out./2003); na estação 2 de 700 NMP/100ml (fev./2004) e 110.000 NMP/100ml (out./2003) e na estação 3 de 1.100 NMP/100ml (set./2003) a 170.000 NMP/100ml (abr./2004) (**Figura 13 e Tabela 13**).

As bactérias heterotróficas na estação 1 variaram de 500 UFC/ml (jun./2004) a 23.000 UFC/ml (mar./2004); na estação 2 a variação foi de 8.200 UFC/ml (nov./2003) a 20.900 UFC/ml (mar./2004) e na estação 3 de 3.000 UFC/ml (mai./2004) a 300.000 UFC/ml (jun./2004) (**Figura 14 e Tabela 14**).

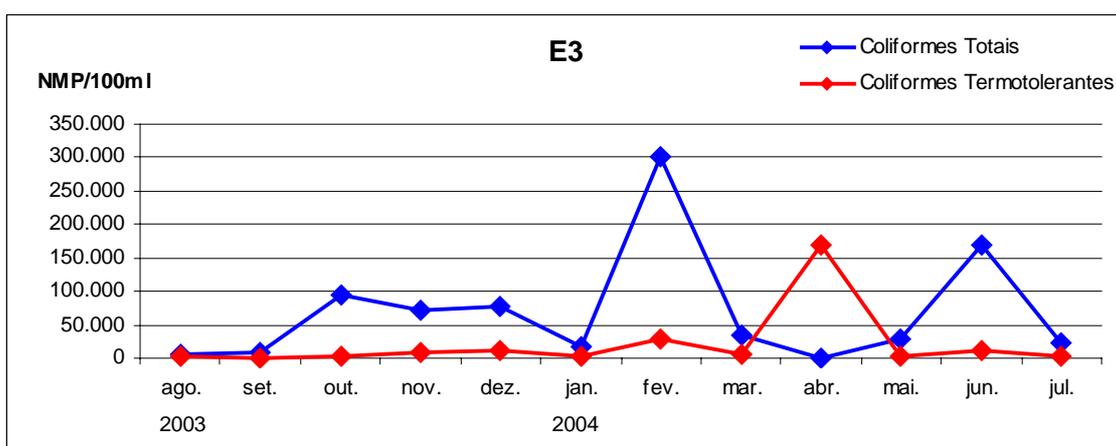
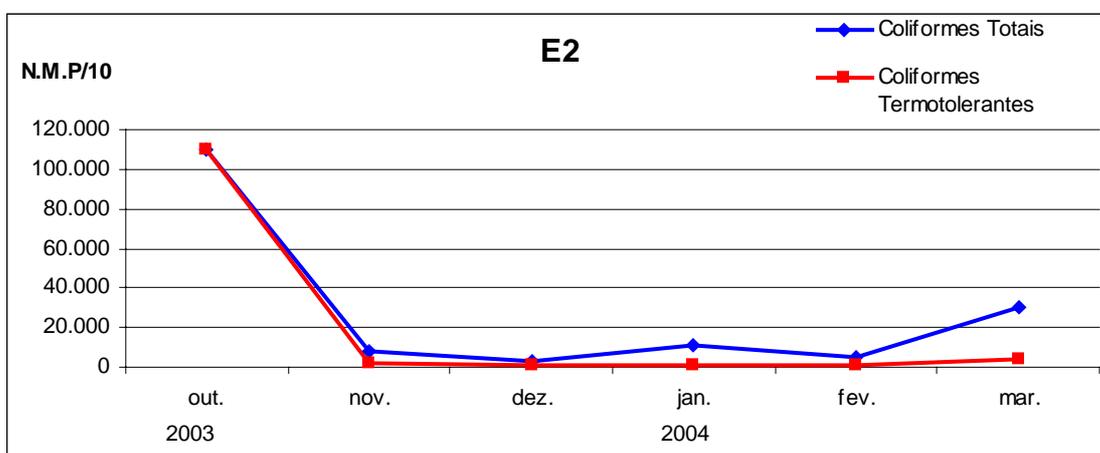
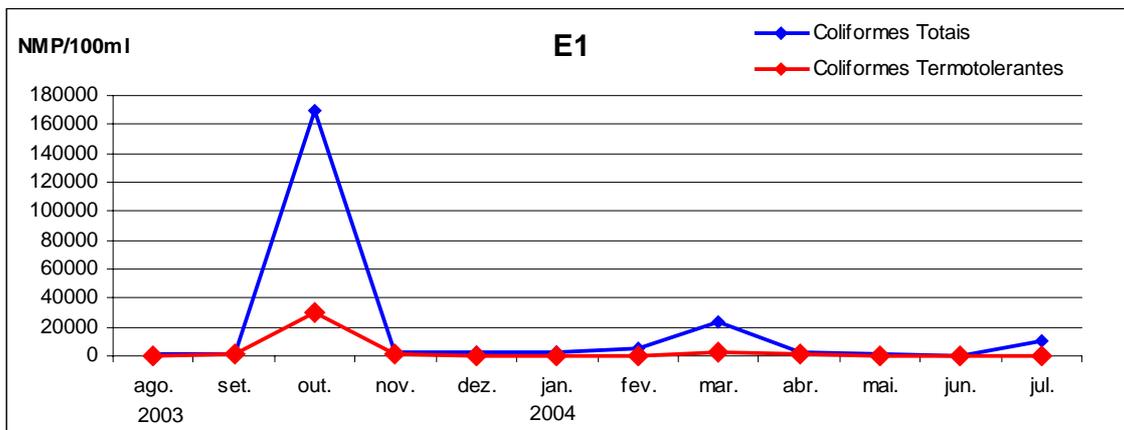


Figura 13 – Número mais provável de coliformes totais e termotolerantes dos mananciais abastecedores de São Bento do Sul, SC, de agosto/2003 a julho/2004

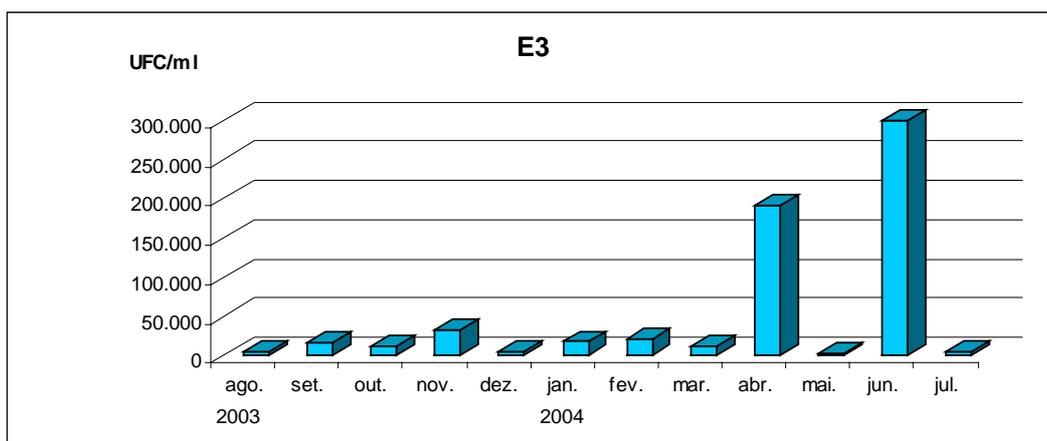
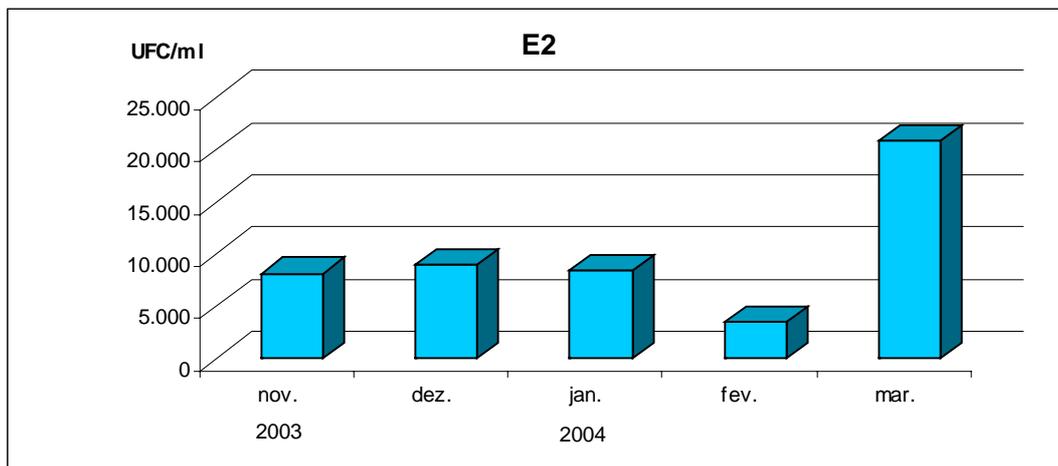
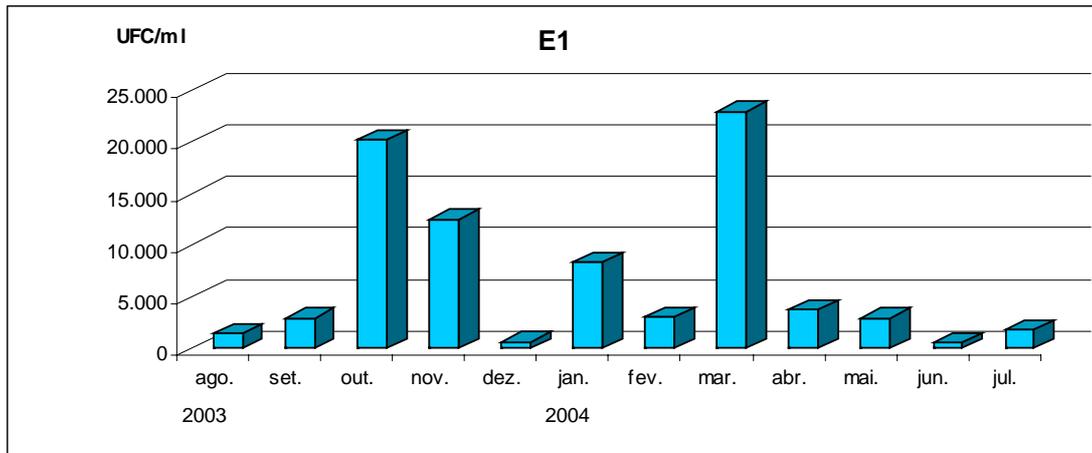


Figura 14 – Unidades formadoras de colônias de bactérias heterotróficas dos mananciais de São Bento do Sul, SC, de agosto/2003 a julho/2004

5.3 Análise de Componentes Principais (ACP)

Na análise de componentes principais para a E1 (barragem do rio Vermelho), os três primeiros eixos, explicaram 72,3% da variância total dos dados. Este eixo está positivamente ligado à densidade total do fitoplâncton (DT), densidade de Bacillariophyceae, de Chlorophyta, Cianobactéria, biovolume de Cianobactéria, coliformes termotolerantes e bactérias heterotróficas. O eixo 1 também se associa positivamente ao mês de março (**Figura 15 e Tabela 15**).

O segundo eixo explicando 20,2% dos dados está associado positivamente aos coliformes totais e negativamente ao grupo Dinophyta e ao mês de outubro de 2003 (**Figura 15 e Tabela 15**).

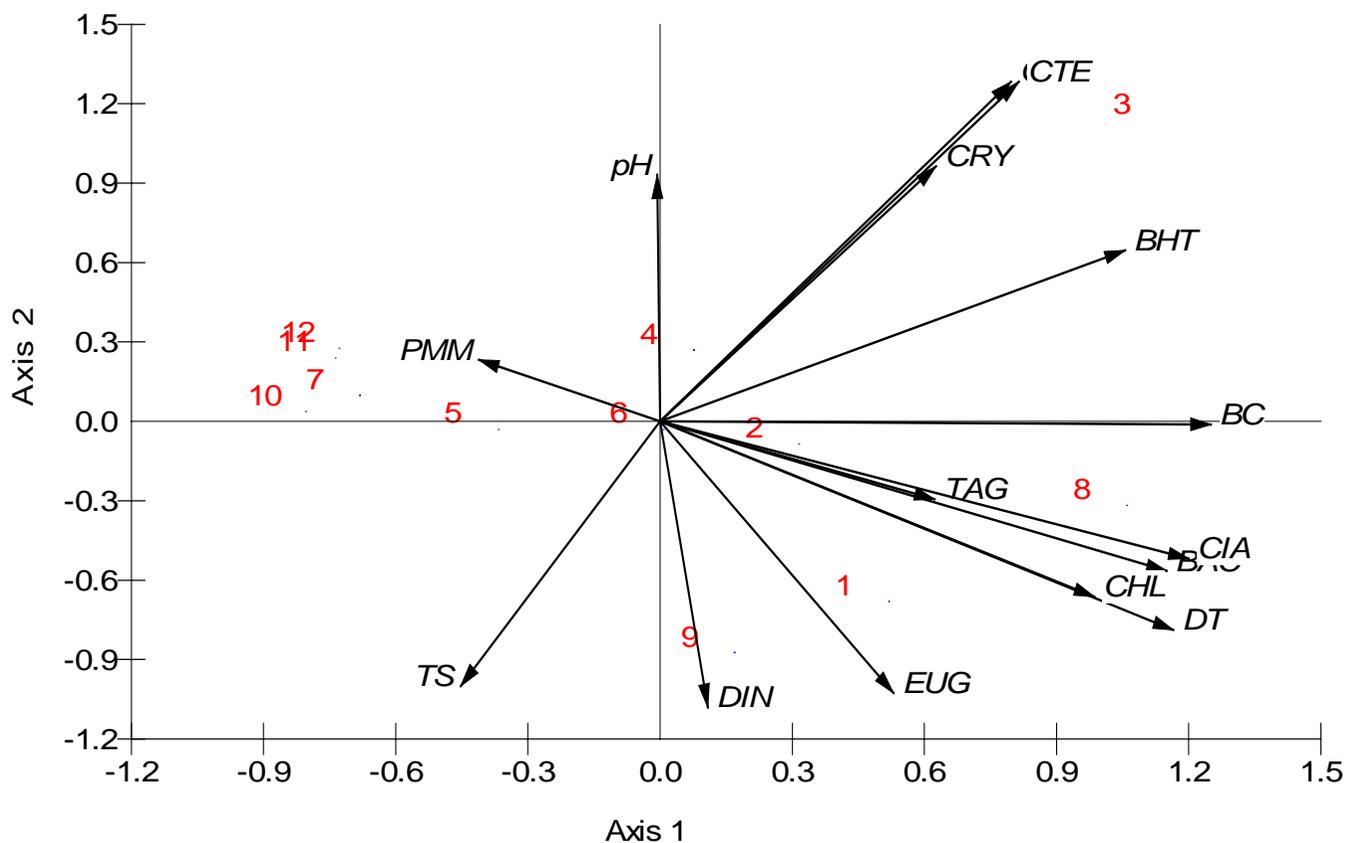
Os 15,2% das contribuições de terceiro eixo, o pH, a transparência da água e o grupo Chlorophyta apresentam correlações positivas próximas ao mês de agosto de 2003, estando o grupo Euglenophyta a representar o lado negativo deste eixo (**Figura 16 e Tabela 15**).

Na estação E3 (barragem do rio Negrinho), os três primeiros componentes contribuíram com 60,9% da variância total. O primeiro eixo explicou 24,5% dos dados, associando positivamente a temperatura da água, dureza total, densidade total, as classes de Bacillariophyceae, Chlorophyta e Euglenophyta. Este eixo é negativamente ligado a Dinophyta e ao mês de junho (**Figura 17 e Tabela 16**).

O segundo eixo explicou 21,8% da variância e está ligado negativamente às cianobactérias, coliformes totais, coliformes termotolerantes e bactérias heterotróficas e ao mês de abril (**Figura 17 e Tabela 16**).

O terceiro eixo explicou 14,6% das variância dos dados e se correlacionou negativamente com Chrysophyceae, alcalinidade total, biovolume de cianobactérias e o mês de novembro (**Figura 18 e Tabela 16**).

PCA case scores



Vector scalina: 3.35

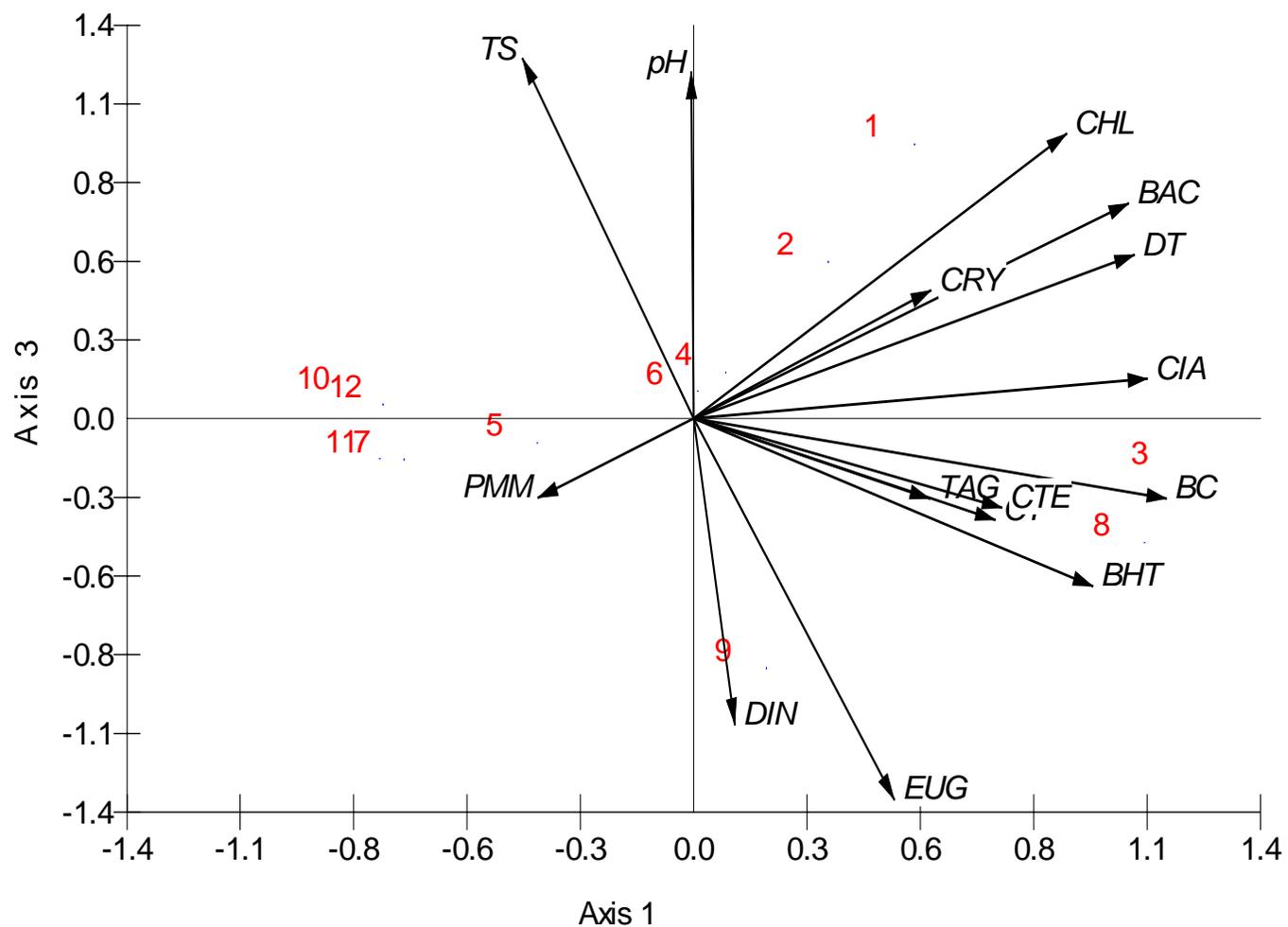
Legenda:

- PMM – Precipitações médias mensais (mm)
- TAG – Temperatura da água (°C)
- TS – Transparência da água Secchi (m)
- ALC – Alcalinidade da água (mg/l)
- DUR – Dureza da água (mg/l)
- DT – Densidade total (mg/l)
- BAC – Bacillariophyceae
- CHL – Chlorophyta
- CYA – Cyanophyta
- EUG – Euglenophyta
- DIN – Dinophyta
- CRY – Crysophyta
- BC – Biovolume de cianobactérias (mm³.L⁻¹)
- CT – Coliformes totais (NMP)
- CTE – Coliformes termotolerantes (NMP)
- BHT – Bactérias heterotróficas (UFC)
- 1 – agosto/2003
- 2 – setembro/2003
- 3 – outubro/2003
- 4 – novembro/2003
- 5 – dezembro/2003
- 6 - janeiro/2004
- 7 – fevereiro/2004
- 8 – março/2004
- 9 – abril/2004
- 10 – maio/2004
- 11 – junho/2004
- 12 – julho/2004

Figura

PCA case scores

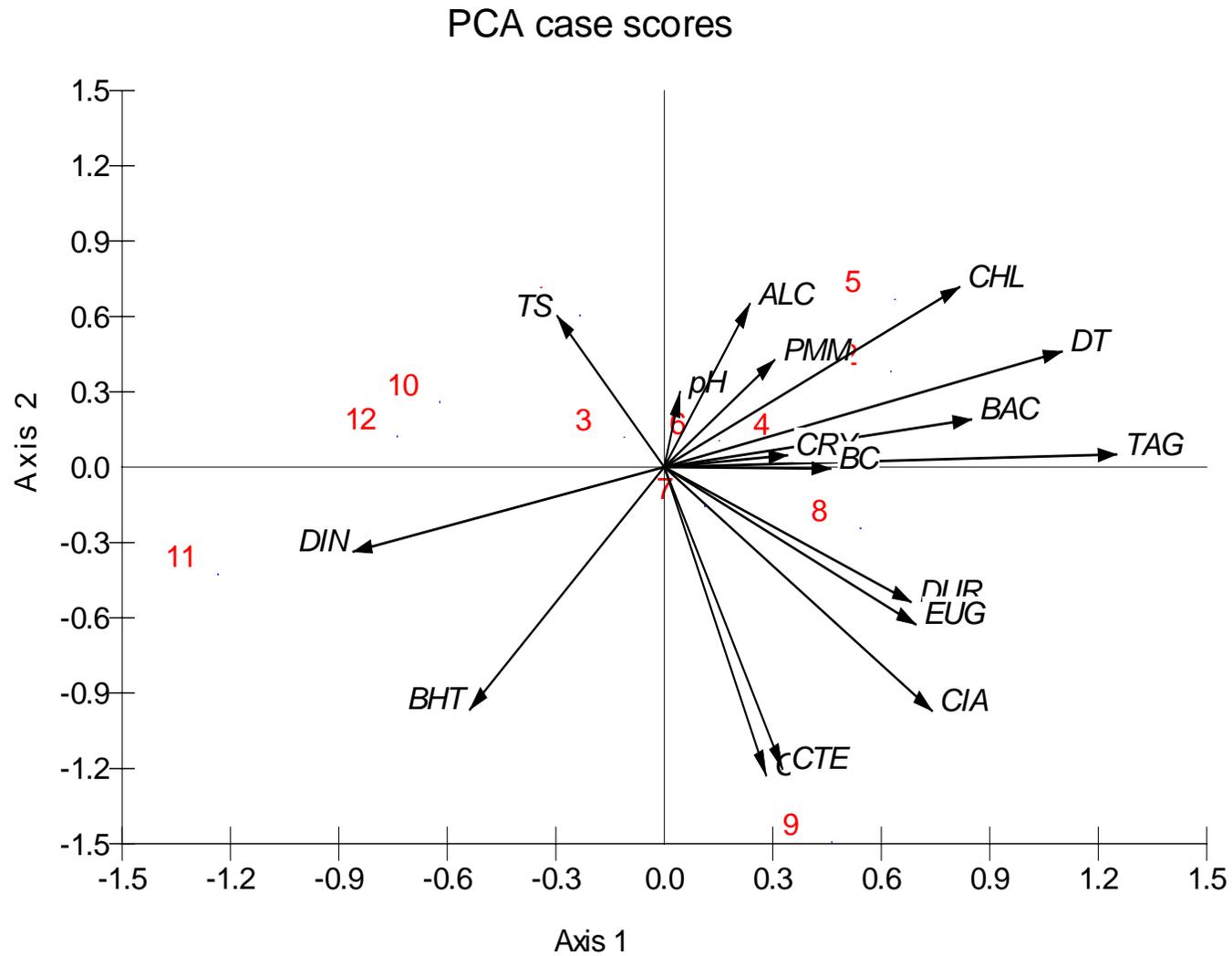
o/2003 a julho/2004



Legenda:

- PMM – Precipitações médias mensais (mm)
- TAG – Temperatura da água (°C)
- TS – Transparência da água Secchi (m)
- ALC – Alcalinidade da água (mg/l)
- DUR – Dureza da água (mg/l)
- DT – Densidade total (mg/l)
- BAC – Bacillariophyceae
- CHL – Chlorophyta
- CYA – Cyanophyta
- EUG – Euglenophyta
- DIN – Dinophyta
- CRY – Crysophyta
- BC – Biovolume de cianobactérias ($\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$)
- CT – Coliformes totais (NMP)
- CTE – Coliformes termotolerantes (NMP)
- BHT – Bactérias heterotróficas (UFC)
- 1 – agosto/2003
- 2 – setembro/2003
- 3 – outubro/2003
- 4 – novembro/2003
- 5 – dezembro/2003
- 6 – janeiro/2004
- 7 – fevereiro/2004
- 8 – março/2004
- 9 – abril/2004
- 10 – maio/2004
- 11 – junho/2004
- 12 – julho/2004

Fig



Vector scalina: 2.78

sto/2003 a julho/2004

Legenda:

- PMM – Precipitações médias mensais (mm)
- TAG – Temperatura da água (°C)
- TS – Transparência da água Secchi (m)
- ALC – Alcalinidade da água (mg/l)
- DUR – Dureza da água (mg/l)
- DT – Densidade total (mg/l)
- BAC – Bacillariophyceae
- CHL – Chlorophyta
- CYA – Cyanophyta
- EUG – Euglenophyta
- DIN – Dinophyta
- CRY – Crysophyta
- BC – Biovolume de cianobactérias (mm³.L⁻¹)
- CT – Coliformes totais (NMP)
- CTE – Coliformes termotolerantes (NMP)
- BHT – Bactérias heterotróficas (UFC)
- 1 – agosto/2003
- 2 – setembro/2003
- 3 – outubro/2003
- 4 – novembro/2003
- 5 – dezembro/2003
- 6 - janeiro/2004
- 7 – fevereiro/2004
- 8 – março/2004
- 9 – abril/2004
- 10 – maio/2004
- 11 – junho/2004
- 12 – julho/2004

Figura 17 – Resultado da Análise de Componentes Principais dos dados abióticos e bióticos da estação 3, no período de agosto/2003 a julho/2004

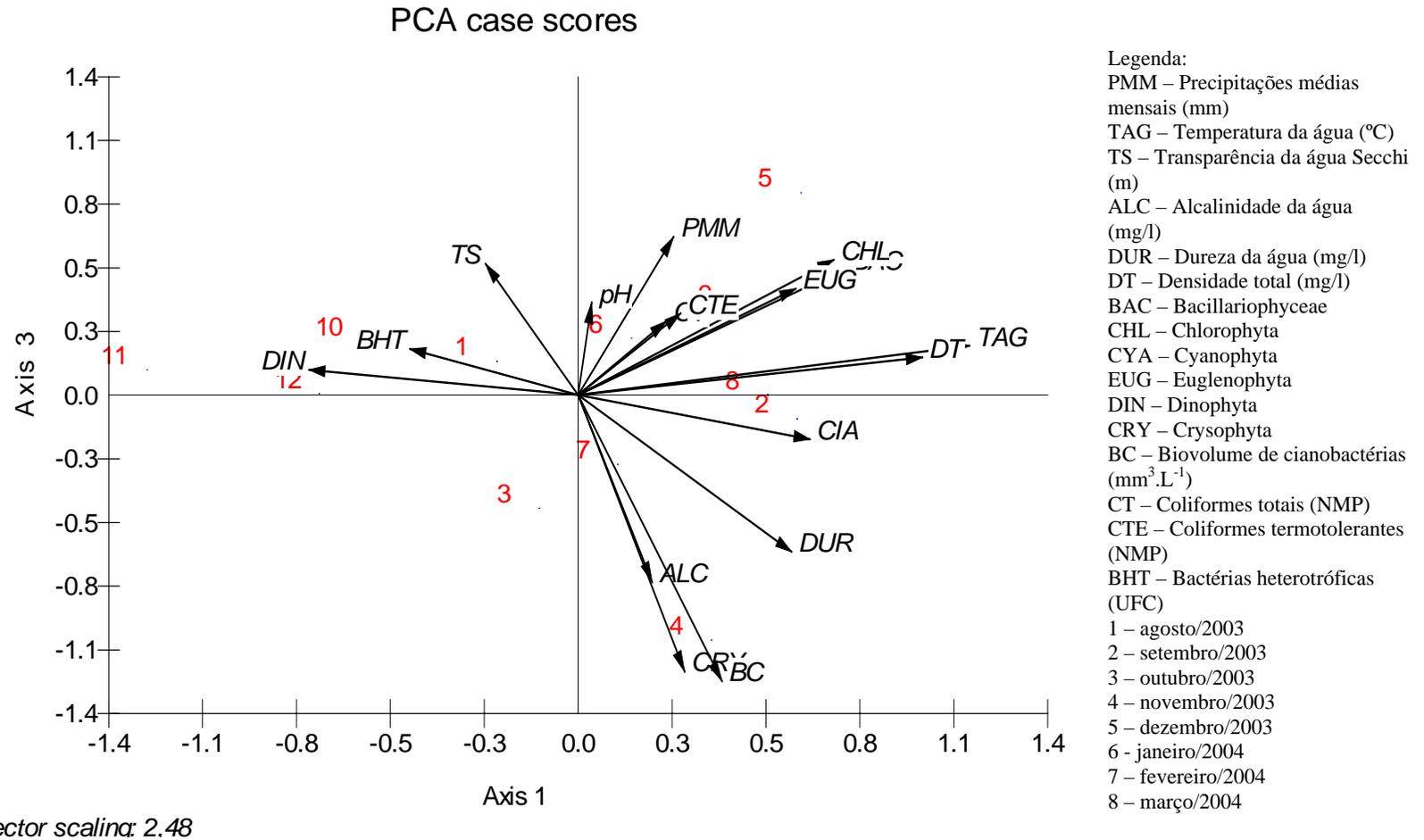


Figura 18 – Resultado da Análise de Componentes Principais dos dados abióticos e bióticos da estação 3, no período de agosto/2003 a julho/2004

6 DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

6.1 Variáveis Abióticas

A temperatura do ar e as precipitações apresentaram médias de 16,2°C e 121,2 mm, respectivamente. Estes valores estão de acordo com as médias normais típicas da região (16,3°C para temperatura do ar e 130,9 mm para precipitações) (SANTA CATARINA, 1997) (**Figura 2 e 3 e Tabela 1**).

As temperaturas da água foram semelhantes para as três estações amostradas. As temperaturas mais elevadas foram verificadas nas estações de primavera e verão e as mais baixas, no outono e inverno (**Figura 4 e Tabela 2**).

Os maiores valores de transparência foram registrados no período de estiagem (agosto/2003 e setembro/2003) para as três estações (**Figura 5 e Tabela 3**), possivelmente devido à diminuição da vazão dos rios. De acordo com SHÄFER (1984), quando a velocidade da água está abaixo da velocidade mínima de transporte dos grãos, inicia-se a sedimentação do material.

A alcalinidade e dureza da água apresentaram pequena amplitude de variação na E3. A amplitude de variação de dureza verificada em E1, esteve relacionada com um pico ocorrido no mês de abril de 2004, quando este valor esteve acima das médias dos valores registrados (**Figura 8 e Tabela 4**). Neste mesmo mês, visualizou-se um aumento de turbidez da água, confirmada por medida de turbidez, que não esteve relacionado com o aumento de precipitação. Este aumento de turbidez está relacionado com os rejeitos da mineração de caulim. Acredita-se que a freqüente presença do caulim no rio Vermelho, possa afetar a

comunidade aquática. Algumas espécies de peixes, em estudos experimentais com caulim apresentaram sensibilidade à alta turbidez da água (BOUBEÉ, *et al.*, 1996).

6.2 Densidade Fitoplanctônica

A estiagem ocorrida na região, possivelmente promoveu as altas densidades fitoplanctônicas em agosto e setembro de 2003 nas estações 1 e 3. Houve uma diminuição da vazão da água, o que aumentou o tempo de residência das mesmas e provavelmente favoreceu a reprodução das células. Os estudos realizados no Alto Rio Paraná, MS, por TRAIN, OLIVEIRA & QUEVEDO (2000) e no rio Correntoso, Argentina, por MANAVELLA & EMILIANI (1995), mostraram a mesma situação.

Esta estiagem também possibilitou o aumento da densidade de macrófitas aquáticas pertencentes aos gêneros: *Salvinia* (Micheli) Adanson, *Azolla* (Lamarck), *Eichhornia* Kunth, cf *Senecio* Lineu e *Pistia* Lineu, nas barragens dos rios Vermelho e Negrinho.

As macrófitas aquáticas, notadamente as enraizadas, através do chamado efeito de “bombeamento”, são de fundamental importância na ciclagem dos nutrientes. As raízes absorvem os nutrientes das partes profundas do sedimento, onde não estariam disponíveis para as outras comunidades e os liberam posteriormente para a coluna d’água por excreção ou durante a decomposição da biomassa, promovendo, então, o crescimento do fitoplâncton (ESTEVEZ 1998). A disponibilidade de substrato gera um maior desenvolvimento da comunidade perifítica que ao se desprender passa a fazer parte da comunidade fitoplanctônica. Entre as macrófitas criam-se áreas de remanso, com características mais lânticas favorecendo a reprodução e permanência do fitoplâncton (ESTEVEZ, 1998).

No fim do mês de setembro de 2003 e no mês de outubro de 2003, houve o aumento das precipitações (**Figura 3 e Tabela 1**). O crescimento do fitoplâncton que estava sendo favorecido pelo aumento da temperatura (primavera) sofreu uma redução provocada pelo aumento da vazão dos rios e provavelmente pela diminuição de substrato representado pelas macrófitas aquáticas que foram carregadas à jusante das barragens. Neste período houve um aumento significativo das bactérias do grupo coliformes (**Figura 13 e Tabela 13**). De acordo com SCHÄFER (1984), hidrologicamente o rio é um sistema aberto, com fluxo contínuo da fonte à foz e esta instabilidade do corpo d'água influi fortemente na composição das comunidades fitoplânctônicas.

ALLAN (1995), descreveu uma experiência realizada no rio Nilo, cuja distância de um ponto a outro era de 357 km; em períodos de baixo fluxo da água, um objeto levou 40 dias para percorrer esta distância, e em períodos de alto fluxo, o mesmo objeto levou apenas 2 dias para cumprir o mesmo percurso. Sendo assim, suspeita-se de que a correnteza de um rio pode ser uma das variáveis que exerça maior influência sobre as comunidades fitoplanctônicas.

Por outro lado, os maiores valores de precipitações registrados em dezembro de 2003 (**Figura 3 e Tabela 1**) foram acompanhados por uma das maiores densidades fitoplanctônicas na E3. Neste período provavelmente o aumento da densidade do fitoplâncton, favorecido pelas maiores temperaturas, foi maior que as perdas sofridas pelo aumento da vazão. O mesmo foi observado por ALMEIDA-DA-SILVA, TRAIN e RODRIGUES (2001) no reservatório de Corumbá, GO e com O'FARRELL e IZAGUIRRE (1994) no rio Uruguai, Argentina.

A diminuição das densidades ocorreu em fevereiro de 2004 no rio Vermelho, e em junho e julho de 2004 nos dois rios, meses estes, que apresentaram baixas temperaturas do ar e da água (**Figura 9 e Tabela 6**). Segundo MARGALEF (1983), a velocidade de multiplicação do fitoplâncton aumenta geralmente com a temperatura. O mesmo autor ainda relata que a alta temperatura acelera a acumulação de componentes celulares, por exemplo, a relação entre carotenóides/clorofilas ou ficobilinas/clorofilas.

6.3 Cianobactérias

A estação 3 apresentou as maiores densidades e biovolumes de cianobactérias. O maior valor de biovolume para estação 3 alcançou $0,072 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$, o que determina monitoramento mensal, para os mananciais abastecedores de São Bento do Sul/SC, sem a necessidade de análises de cianotoxinas, de acordo com as exigências da Portaria 518/MS/2004. Este valor é 13,9 vezes menor que o valor limite ($1 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$), acima do qual é exigido o monitoramento semanal.

As cianobactérias estiveram presentes na maioria das amostras, mas em pequenas densidades, quando comparadas aos grupos de algas. Não houve dominância de cianobactérias, ao contrário do que vem acontecendo em alguns reservatórios brasileiros e de outros países do mundo (BEYRUTH, Z., 1996; BRANCO, C. W. & SENNA, P. A. C., 1994; BRANCO, C. W. & SENNA, P. A. C., 1996; ZAGATTO, P. A., *et al.*, 1998; LAUDARES-SILVA, R., 1999; LAGOS, N. *et al.*, 1999; CHORUS & BARTRAM, 1999; BEYRUTH, Z., 2000; JARDIM, F. A., *et al.*, 2000; AGUJARO, L. F., *et al.*, 2002; FRAIETTA, F. M. & JARDIM, F. A., 2002; FASTNER, *et al.*, 2003; BECKER, V.; 2004; TRAVASSOS-JÚNIOR, *et al.*, 2004; RODRIGUES, J. *et al.*, 2004; CUNHA, M. C. *et al.*,

2004; JUGNIA, L. B., *et al.*, 2004; BOUVY, M., *et al.*, 1999; BOUVY, M., *et al.* 2000; BOUVY, M., *et al.*, 2001).

Apesar da fluutuabilidade das densidades fitoplanctônicas, as densidades de cianobactérias, mantiveram-se uniformes durante todo o período estudado, o que pode indicar condições ambientais equilibradas. Segundo PAERL (1988), geralmente o crescimento da população de cianobactérias mantêm-se paralelo ao crescimento do fitoplâncton total quando as condições ambientais são desfavoráveis.

Nas análises quantitativas as cianobactérias que mais se destacaram pertencem aos gêneros *Cf Leptolyngbya* e *Planktolyngbya*, citada como potencialmente produtora de toxinas (SANT'ANNA & AZEVEDO, 2000). Outras cianobactérias foram encontradas esporadicamente, como ocorreu com *Johannesbaptistia pellucida*, *Oscillatoria limosa* e *Phormidium simplicissimum*.

A maioria dos táxons encontrados em análises qualitativas é citada como potencialmente produtores de cianotoxinas. Dentre eles estão os gêneros – *Microcystis*, *Woronichinia*, *Oscillatoria*, *Planktothrix*, *Phormidium*, *Pseudanabaena*, *Lyngbya*, *Cylindrospermopsis* e *Anabaena* (CHORUS & BARTRAM, 1999; WILLÉN, 2000).

Vários indivíduos da espécie *Woronichinia compacta* Komárek & Agnostidis foram encontradas nas três estações de coleta no rio Vermelho e no rio Negrinho entre agosto e novembro de 2003. Segundo WILLÉN (2000), a espécie *W. compacta* é considerada potencialmente produtora de toxinas e sua biomassa e quantidade de toxina produzida são utilizadas como indicadores da qualidade da água. Contudo, a biomassa para o gênero *Woronichinia* é altamente específica, para diferentes regiões geográficas (WILLÉN, *op cit.*).

Algumas investigações brasileiras relataram a dominância de *Cylindrospermopsis raciborskii* em reservatórios brasileiros (LAUDARES-SILVA, 1999; BRANCO & SENNA,

1996; BOUVY *et al.*, 2000; CUNHA, M. C. *et al.*, 2004; TRAVASSOS-JÚNIOR, A. *et al.*, 2004). Esta espécie também foi detectada apenas em análises qualitativas e somente no rio Vermelho, em setembro de 2003.

Para os sistemas de abastecimento público, a identificação de cianobactérias é de grande importância, porque além de vários gêneros serem citados como potencialmente produtoras de toxinas, alguns ainda causam outros problemas no sistema de tratamento da água, bem como, no sistema de distribuição da mesma. Alguns gêneros encontrados nesta pesquisa como: *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Lyngbya*, *Phormidium* e *Anabaena* oferecem odores e sabores na água (CHORUS & BARTRAM, 1999); outros como *Phormidium* e *Oscillatoria* podem causar corrosão do concreto e do aço, além de serem produtoras de lodo nas estações de tratamento de água (DI BERNARDO, 1995).

6.4 Algas

Chlorophyta mostrou-se dominante, quando comparada com outras classes de algas e cianobactérias, especialmente nos meses de dezembro de 2003 e janeiro de 2004, que apresentaram elevadas temperaturas da água (**Figura 4 e Tabela 2**). O rápido crescimento das algas verdes é comum na estação de verão (HAPPEY-WOOD, 1988).

As estações 1 e 2 não apresentaram espécies dominantes. A maioria das espécies abundantes pertencem a ordem Chlorococcales (**Tabelas 9 e 10**). A estação 3 apresentou como espécies dominantes: *Chlamydomonas* sp., em setembro de 2003 e *Choricystis chodatii*, em janeiro de 2004. Quanto às espécies abundantes para a estação 3 a situação é a mesma das estações anteriores, sendo a maioria das espécies da ordem Chlorococcales (**Tabela 11**).

De acordo com HAPPEY-WOOD (1988), indivíduos desta ordem geralmente não apresentam motilidade, e são achatadas ou produzem mucilagem para diminuir a sedimentação; elas são capazes de crescer em curtos períodos, onde a luz e a turbulência da água determinam o aumento da densidade ou sedimentação das mesmas. Também foram observadas muitas algas coloniais pertencentes à ordem Volvocales nas análises qualitativas, na estação 3, em dezembro de 2003. Segundo HAPPEY-WOOD (1988), a grande quantidade de nutrientes, luz e baixa turbulência da água favorece o aumento das densidades de indivíduos desta ordem.

As baixas densidades de Chlorophyta ocorreram nos meses de fevereiro e maio 2004 nos dois mananciais. O mês de fevereiro de 2004, apesar de geralmente apresentar temperaturas altas, massas de ar frio descaracterizaram a estação de verão alguns dias antes das coletas.

As algas verdes também podem interferir na qualidade da água para consumo humano. Segundo DI BERNARDO (1995), vários gêneros das ordens Volvocales e Chlorococcales estão relacionados à obstrução de filtros, à produção de substâncias que causam sabor e odor na água, ao aumento da coloração da água e são persistentes no sistema de distribuição da mesma. No processo de coagulação, os fitoflagelados fototáticos escapam dos flocos e nadam ativamente em direção à luz (DI BERNARDO, *op cit.*).

Bacillariophyceae foi o segundo grupo de maior variação anual em todas as estações amostradas. Dentre os mananciais, o rio Vermelho apresentou as maiores densidades de diatomáceas, principalmente em estação 2 (ambiente lótico) (**Figura 11 e Tabela 8**). Este manancial apresenta maior vazão e conseqüentemente maior turbulência e menor disponibilidade de luz, quando comparado com o rio Negrinho, o que possivelmente favorece às estratégias de sobrevivência deste grupo (REYNOLDS, 1984).

Na estação 1 uma espécie da Família Fragilariaceae (*Fragilaria* sp.) foi dominante em maio de 2004. No mês de janeiro de 2004, na estação 2 houve dominância de diatomáceas perifíticas (**Tabela 10**), provavelmente devido ao crescimento de macrófitas aquáticas nesta estação que serviram de substrato para estas algas. Na estação 3 nenhum grupo de diatomácea foi dominante e as abundantes pertencem a ordem Pennales (**Tabela 11**).

As análises qualitativas mostraram outras espécies que não foram detectadas em análises quantitativas. Dentre as diatomáceas, podemos citar os gêneros *Asterionella*, *Aulacoseira*, *Fragilaria*, *Melosira*, *Nitzschia* e *Surirella*. Estes gêneros de diatomáceas são comuns de ocorrerem em ambientes fluviais, sendo dominantes em ambientes turbulentos (REYNOLDS, 1984; ESTEVES 1998).

No mês de setembro de 2003 foi observada maior abundância de colônias de *A. formosa* nos mananciais. Florações desta espécie ocorreram na represa da Canastra, região serrana do Rio Grande do Sul, (900m de altitude e precipitações anuais de 1800 a 2500 mm), nas estações de primavera e verão (RAUPP, 2004). O surgimento de colônias de *A. formosa* mostra a preferência destas algas por regiões geográficas de altitudes e latitudes semelhantes.

Segundo ROUND (1983), o crescimento das populações é auto-limitante uma vez que levam a diminuição dos recursos e no caso, acredita-se que este recurso possa ser a sílica (requisito absoluto para as diatomáceas). Embora a sílica acha-se presente freqüentemente em quantidades apreciáveis em águas naturais, é um dos elementos que tem sido definitivamente demonstrado como sendo algumas vezes limitante (ROUND, *et al.* 1990; WILLÉN, 1991; SOMMER, 1988). Devido ao fato de achar-se a assimilação da sílica diretamente relacionada com a formação de novas paredes, existe uma concentração de

silicato bem definida, abaixo da qual uma população não pode viver (pois a divisão citoplasmática prosseguirá sem a formação de novas paredes como no caso de *Asterionella formosa*) (ROUND, *op cit.*). HUTCHINSON (1967), relata que a sílica pode estar em pequenas quantidades na água e que *A. formosa* foi encontrada mesmo em águas com 0,5 mg/l de sílica.

Por apresentarem paredes rígidas, as diatomáceas pertencentes aos gêneros *Asterionella*, *Cyclotella*, *Cymbella*, *Fragilaria*, *Melosira* e *Nitzschia* facilmente promovem a colmatção de filtros em estações de tratamento de água (DI BERNARDO, 1995). O mesmo autor ainda cita *Asterionella* como alga que interfere no processo de coagulação da água e portanto, persistente no sistema de distribuição da mesma.

Na estação 3 foi observada uma grande densidade de Chrysophyceae. *Synura* sp. foi abundante no mês de fevereiro/2004 e dominante em novembro/2003. As maiores densidades de Chrysophyceae estiveram presentes em meses considerados “quentes”, mas as coletas ocorreram em dias de queda de temperatura, onde massas de ar frio descaracterizaram a estação de verão (**Figura 11 e Tabela 8**). Segundo SANDGREN (1988), representantes desta classe estão comumente presentes em regiões de baixa temperatura e são capazes de adaptação e persistência em habitats planctônicos heterogêneos, além disso, produzem cistos em condições ambientais desfavoráveis, o que é considerado uma importante estratégia de sobrevivência.

Nas estações estação 1 e estação 2 foi observado também a presença de alguns representantes deste grupo (*Synura* sp., *Dinobryon sertularia* e *D. divergens* var. *schauinslandii*), mas em pequena densidade quando comparado a estação 3 (**Figura 11 e Tabela 8**).

Segundo SANDGREN (1988), o ambiente considerado adequado para indivíduos deste grupo geralmente apresenta alcalinidade de 10 a 125 mg/L, pH de 4,5 a 8,5, águas de alta transparência e oligotróficas. O rio Vermelho apresenta menor grau de trofia que o rio Negrinho o que pode ser evidenciado pelos maiores valores de transparência e de menores densidades fitoplanctônicas. No entanto, este rio apresentou baixos valores de alcalinidade (< 11,6 mg/L) (**Figura 7 e Tabela 4**), o que provavelmente limitou o crescimento daquelas algas.

O conhecimento da densidade de Chrysophyceae no manancial é importante para os sistemas abastecedores de água para consumo humano porque elas conferem sabor amargo à água, interferindo no tratamento da mesma (DI BERNARDO, 1995). No sistema de tratamento de água do SAMAE de Caxias do Sul, RS ocorreram episódios de sabor desagradável, o que é atribuído a estas algas (Fabiana Spiandorello, comunicação pessoal).

Dinobryon sertularia está relacionada à obstrução de filtros e é uma alga persistente no sistema de distribuição de água, enquanto que *Mallomonas* e *Synura* produzem sabor e odor à água (DI BERNARDO, 1995).

Dinophyta foi observada principalmente no manancial do rio Vermelho. Na estação 1, representantes da ordem Peridinales foram abundantes nos meses de abril/2004 e maio/2004 (**Figura 11 e Tabela 8**). O mês de abril/2004 também apresentou um aumento da dureza da água (**Figura 8 e Tabela 4**), o que pode estar relacionado com o aumento da densidade de Dinophyta neste período. Os dinoflagelados, principalmente os gêneros *Peridinium*, *Peridiniopsis* e *Ceratium*, são geralmente dominantes no verão e numerosos em águas com alta concentração de cálcio (POPOVSKÝ & PFIESTER, 1990; POLLINGHER, 1988). No entanto, vários outros fatores podem influenciar a ocorrência de dinoflagelados na natureza, como, pH, luz, temperatura, turbulência da água, concentração de matéria

orgânica, cloretos, nitrogênio e fósforo (POPOVSKÝ & PFIESTER, 1990; POLLINGHER, 1988).

Dentre Euglenophyta, a espécie de maior abundância foi *Trachelomonas volvocinopsis*, nos três pontos de amostragem, em estações variadas (verão, primavera e inverno) e *Euglena cf rubida* na estação 3 somente em março de 2004 (**Tabela 11**). A densidade desta espécie está relacionada com a disponibilidade de matéria orgânica no sistema (BRANCO & SENNA, 1996; BRANCO, 1978).

Em sistemas de abastecimento, a grande densidade do gênero *Trachelomonas* pode indicar altos teores de ferro na água bruta. Indivíduos deste gênero apresentam cor parda ou avermelhada em virtude da impregnação de ferro na célula (BRANCO, 1978). A importância sanitária do gênero *Trachelomonas* está relacionada também à colmatação de filtros (BRANCO, *op cit.*).

A lagoa de piscicultura do rio Vermelho, foi incluída nos pontos de inspeção mensal, e neste sistema foram observadas freqüentes florações de *Euglena cf rubida* (incluindo estágio palmelóide). Esta lagoa é freqüentemente sombreada pela vegetação mais próxima e recebe uma grande quantidade de matéria orgânica (ex. sobras de ração; excretas de peixes, folhas em decomposição, entre outros), sendo provavelmente um sistema eutrofizado, o que favorece as florações de *Euglena*. Segundo HOEK *et al.* (1995), na natureza, membros deste gênero, geralmente são observados em lagoas enriquecidas com matéria orgânica ou em águas poluídas, podendo formar florações.

6.5 Grupo coliformes e bactérias heterotróficas

A resolução CONAMA n. 20, de 18/06/86 utiliza, entre outras variáveis, o número de coliformes totais e termotolerantes para a classificação de rios. Os mananciais estudados apresentaram número de coliformes variáveis de acordo com a época do ano e com os despejos locais. O rio Vermelho se enquadrou nas classes de 1 a 4 e o rio Negrinho nas classes de 3 a 4.

6.6 Análises de Componentes Principais

Na E1 (**Figuras 15 e 16, Tabela 15**) várias características bióticas e o mês de março estão correlacionadas positivamente com o eixo 1, mas não se evidenciou qualquer característica abiótica relacionada positiva ou negativamente com o eixo.

No entanto, o mês de março apresentou temperaturas do ar e da água relativamente altas, típicas de verão (**Figuras 2 e 4; Tabela 1 e 2**), com volumes de precipitações próximos da média anual e transparência da água (Secchi) relativamente alta. Portanto, nesta estação a primeira componente caracterizou o verão através das variáveis bióticas. Vários autores também relacionaram altas temperaturas com crescimento populacional, especialmente cianobactérias (CHORUS & BARTRAM, 1999; BOUVY, *et al.*, 2000; BRANCO & SENNA, 1994; BEYRUTH, 2000).

O segundo eixo mostra a correlação inversa entre o crescimento de Dinophyta e aumento de coliformes totais no mês de outubro. Neste mês foi verificado o maior número de coliformes no mês de outubro (**Figura 13 e Tabela 13**). Nenhum fator abiótico esteve

correlacionado significativamente com este eixo, não se encontrando uma explicação para estas correlações ao se analisar a ACP.

Acredita-se que o grande número de coliformes verificados no mês de outubro esteja relacionado com as precipitações que ocorreram no período de amostragem uma vez que as chuvas carregam material bacteriano do solo. Esta relação não foi evidenciada pela ACP, provavelmente porque utilizou-se valores de precipitação total mensal.

O 3º eixo está ligado positivamente à agosto, mês em que ocorreu uma grande estiagem, favorecendo o aumento da densidade fitoplanctônica e conseqüentemente o aumento de pH da água, que chegou próximo ao valor máximo encontrado para o local e o aumento da transparência da água. Neste período o crescimento de Euglenophyta foi nulo. A alta transparência da água provavelmente não favoreceu o aumento das densidades destas algas. De acordo com LEE (1989), as euglenófitas são algas que preferem águas com baixa transparência e grande quantidade de matéria orgânica disponível.

Na E3 (**Figuras 17 e 18, Tabela 16**), no 1º eixo o verão está caracterizado pelas temperaturas mais altas que favoreceram o aumento da densidade do fitoplâncton e o crescimento dos grupos dominantes (Chlorophyta e Bacillariophyta). Por outro lado, um maior crescimento de Dinophyta se verificou no inverno, com registro exclusivo de crescimento no mês de junho.

O eixo 2 não mostra correlação significativa de fatores abióticos com bióticos, mas indica que os fatores bióticos (cianobactérias, coliformes termotolerantes e bactérias heterotróficas) estão correlacionados entre si.

No mês de abril verificou-se na E3 a maior densidade de cianobactérias, coliformes termotolerantes e bactérias heterotróficas indicando indiretamente uma alta disponibilidade de matéria orgânica no manancial. Estes valores são explicados pelo maior volume de

despejo de matéria orgânica, ocorrido neste período, devido à rupturas nas redes de coleta de esgoto.

As altas densidades de cianobactérias estão relacionadas com o aumento de nutrientes no ambiente, especialmente nitrogênio e fósforo (CHORUS & BARTRAM, 1999).

O 3º eixo correlaciona positivamente o mês de novembro e as densidades de Chrysophyceae e o biovolume de cianobactérias e os valores de alcalinidade. Neste mês houve uma queda brusca de temperatura do ar, devido à chegada das massas de ar frio na região, que permaneceu por poucos dias e favoreceu o aumento das densidades de *Synura* sp.

Nesta época de queda de temperatura, maior biovolume de cianobactérias é explicado pela presença de espécies maiores, com filamentos mais robustos, embora em menor densidade.

7 CONCLUSÕES

O estudo de condições abióticas e bióticas da água dos mananciais de abastecimento público de São Bento do Sul, SC, com ênfase em cianobactérias e algas permitiu concluir que os rios Vermelho e Negrinho apresentaram uma comunidade rica de microalgas, composta por 135 táxons infragenéricos distribuídos em Cyanobacteria, Heterokontophyta (Chrysophyceae, Xantophyceae e Bacillariophyceae), Dinophyta, Euglenophyta e Chlorophyta; Chlorophyta, Bacillariophyceae e Cyanobacteria se destacaram em densidade.

Encontrou-se nos rios Vermelho e Negrinho espécies pertencentes aos gêneros de cianobactérias considerados potencialmente produtores de cianotoxinas: *Microcystis*, *Woronichinia*, *Oscillatoria*, *Pseudanabaena*, *Phormidium*, *Planktothrix*, *Planktolyngbya*, *Lyngbya*, *Cylindrospermopsis* e *Anabaena*.

Foram encontrados também gêneros que são citados como produtores de substâncias que conferem sabor e odor à água: *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Lyngbya*, *Phormidium* e *Anabaena* (Cyanobacteria), *Synura* e *Mallomonas* (Chrysophyceae), e as ordens Chlorococcales e Volvocales (Chlorophyta).

Não foram encontradas florações de cianobactérias nos pontos de amostragem, no período estudado. A lagoa de piscicultura e pontos amostrados no rio Vermelho, com maior influência antrópica, não se constituíram em geradores de inóculos de cianobactérias para o manancial.

As densidades fitoplanctônicas foram maiores no rio Negrinho e menores no rio Vermelho durante o ciclo anual. Das variáveis abióticas estudadas, as que tiveram maior influência na dinâmica das comunidades fitoplanctônicas foram: temperatura da água e precipitações atmosféricas.

A estiagem favoreceu o aumento da densidade de cianobactérias nos pontos amostrados. O verão caracterizou-se pelas altas temperaturas da água e pelo maior crescimento das comunidades fitoplanctônicas. As frentes frias descaracterizaram as estações de primavera e verão favorecendo o crescimento de táxons típicos de águas mais frias como *Synura* sp. e *Cosmarium moniliforme* que foram dominantes e abundantes, respectivamente.

De acordo com os valores de transparência da água, densidades fitoplanctônicas, biovolume de cianobactérias e bactérias do grupo coliformes, pode-se inferir que a estação 1 (barragem do rio Vermelho) apresenta qualidade da água superior, quando comparada às outras estações de amostragem.

Os mananciais, rio Vermelho e rio Negrinho, embora pertençam à mesma região geográfica, apresentam características físicas (transparência) e químicas (alcalinidade e dureza) distintas. As minerações de caulim na bacia do rio Vermelho, interferem nas características do manancial (transparência e dureza) o que provavelmente seleciona o crescimento de grupos específicos do fitoplâncton, como os dinoflagelados, que têm seu crescimento aumentado.

Os pontos de captação da água para abastecimento público no rio Negrinho e no rio Vermelho, durante o período de estudo, estiveram dentro dos padrões de potabilidade em relação às cianobactérias, obedecendo monitoramento mensal, sem a necessidade de análises de cianotoxinas, de acordo com a Portaria 518/MS/2004.

8 RECOMENDAÇÕES

Com base no diagnóstico da qualidade da água dos mananciais do sistema de abastecimento público de São Bento do Sul, SC, recomenda-se:

1. A realização do monitoramento de cianobactérias de forma sistematizada e constante nos mananciais de São Bento do Sul, SC, especialmente nos períodos de estiagem, pelo fato de ocorrer nestes mananciais espécies potencialmente tóxicas.

2. A manutenção de um banco de dados das variáveis ambientais a serem obtidas no rio Vermelho, pelo período em que for utilizado como manancial abastecedor da cidade de São Bento do Sul, SC.

3. A realização de estudos taxonômicos relacionados à riqueza de espécies fitoplanctônicas em diferentes pontos de amostragens do rio Vermelho.

4. O acompanhamento da influência dos nutrientes no crescimento das comunidades de cianobactérias e algas, com o objetivo de prever e controlar impactos ambientais que possam causar deterioração dos mananciais.

9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACIESP - Academia de Ciências do Estado de São Paulo. **Glossário de ecologia**. 2^a ed. São Paulo: ACIESP, 352 p., 1997.
- AGUJARO, L. F. & ISAAC, R. L. Florações de Cianobactérias Potencialmente Tóxicas nas Bacias dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá – Estado de São Paulo e Avaliação dos Mananciais em Relação a Eutrofização. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, n. 22, 2003, Joinville, **Anais do 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Joinville: ABES, p. 25, 2003.
- ALBERTANO, P. & KOVÁCIK, L. Is the genus *Leptolyngbya* (Cyanophyte) a homogeneous taxon? **Algological Studies**, Stuttgart, v. 75, p. 37-51, 1994.
- ALLAN, J. D. **Stream ecology structure and function of running waters**. London, Chapman and Hall, 388p., 1995.
- ALMEIDA-DA-SILVA, C.; TRAIN, S. & RODRIGUES, L. C. Estrutura e Dinâmica da Comunidade Fitoplanctônica a Jusante e Montante do Reservatório de Corumbá, Caldas Novas, Estado de Goiás, Brasil. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 23, n. 2, p. 283-290, 2001.
- ANAGNOSTIDIS, K. & KOMÁREK, J. Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 3. Oscillatoriales. **Arch Hydrobiol**. Stuttgart, Suppl. v. 80, p. 1 - 4, 1988. (Algological Studies, 50-53).
- AZEVEDO, S. M. F. O. Toxic cyanobacteria and the Caruaru tragedy. **Simpósio da Sociedade Brasileira de Toxicologia**, 1996.
- AZEVEDO, S. M. F. Q.; EVANS, W. R.; CARMICHAEL, W. W. & NAMIKOSHI. First report of microcystins from a brazilian isolate of cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. **Journal of Applied Phycology**, v. 6, p. 261-265, 1999.
- AZEVEDO, S. M. F. O. (1998). Toxinas de cianobactérias: causas e consequências para a saúde pública. *Medicina on line*, v. 1, n. 3, ano 1. Disponível em http://www.medonline.com.br/med_ed/med3/microcis.htm acesso em maio de 2003.
- BEIER, S. M. **Análises físico-químicas e bacteriológicas do laboratório do SAMAE de São Bento do Sul/SC**. Curitiba. SENAI CIC – SETESAN, 2001.

- BEYRUTH, Z. **Comunidade fitoplanctônica da represa de Guarapiranga: 1991-92.** Aspectos Ecológicos, Sanitários e Subsídios para Reabilitação para a Qualidade Ambiental. 1996. 141p. Tese (Doutorado em Saúde Pública). Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo – São Paulo.
- BECKER, V. *et al.* Ocorrência de *Anabaena crassa* e de outras cianobactérias em represas de abastecimento do município de Caxias do Sul, Rio Grande do Sul. **Resumos da X Reunião da Sociedade Brasileira de Ficologia**, Salvador, 2004. CD-ROM.
- BEYRUTH, Z. Periodic disturbances, trophic gradient and phytoplankton characteristics related to cyanobacterial growth in Guarapiranga reservoir, São Paulo, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 424, p. 51 – 65, 2000.
- BIONDI, J. C.; BARTOSZECK, M. K. & VANZELA, G. M. Análise da Favorabilidade para Depósitos de Caulim na Bacia de Campo Alegre (SC). **Revista Brasileira de Geociências**. Curitiba, v. 31, n. 1, p. 59-66, março 2001.
- BITENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; OLIVEIRA, M. C. & YUNES, J. S. Cianobactérias Tóxicas – uso de marcadores moleculares para avaliar a diversidade genética. **Revista Biotecnologia**, v. 23, p. 44-47, 2001.
- BOUBÉE, J. A. *et al.* Avoidance of suspended sediment by the Juvenile Migratory Stage of Six New Zealand Native Fish Species. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**. New Zealand, v. 31, p. 61-69, jul. 1996.
- BOUVY, M. *et al.* Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of northeast Brazil. **Aquatic Microbial Ecology**. v. 20 p. 285-297, dez.1999.
- BOUVY, M. *et al.* Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 brasilian tropical reservoirs during the 1998 drought. **Aquatic Microbial Ecology**. v. 23, p. 13-27, dez.2000.
- BOUVY, M. *et al.* Effects of a cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) on bacteria and zooplankton communities in Ingazeira reservoir (Northeast Brazil). **Aquatic Microbial Ecology**. v. 25, p. 215-227, set.2001.
- BOURRELY, P. **Les algues d'eau douce. Initiation à la systématique – les algues vertes.** Paris: N. Boubée & Cie, 1966.
- BOURRELY, P. & COUTÉ, A. Algues d'eau douce rares ou nouvelles pour la flore française. **Rev. Algol**. v. 4, p. 295-307, 1978.
- BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária.** 2ª ed. São Paulo: CETESB, 620p., 1978.

- BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. 3^a ed. São Paulo: CETESB, 1986.
- BRANCO, S. M. Causas de desenvolvimento de algas nos decantadores de estações de tratamento de águas. **Revista do Departamento de Águas e Esgotos**. São Paulo, p. 1-3, 2000.
- BRANCO, C. W. **A Comunidade planctônica e a qualidade da água no lago Paranoá, Brasília, DF**. 1991 341p. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade de Brasília – DF.
- BRANCO, C. W. C. & SENNA, P. A. Factors influencing the development of *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Microcystis aeruginosa* in the Paranoá Reservoir, Brasília, Brazil. **Algological Studies**, Stuttgart, v. 75, p. 85-96, nov. 1994.
- BRANCO, C. W. C. & SENNA, P. A. Phytoplankton composition, community structure and seasonal changes in a tropical reservoir (Paranoá Reservoir, Brazil). **Algological Studies**, Stuttgart, v. 81, p. 69-84, set. 1996.
- BRASIL. **Ministério da Saúde** - Portaria nº 036. Diário Oficial, 23/01/1990.
- BRASIL. **Ministério da Saúde** - Portaria nº 1.469. Diário Oficial, 23/12/2000.
- BRASIL. **Ministério da Saúde** - Portaria nº 518. Diário Oficial, 25/03/2004.
- BRASIL. **Fundação Nacional de Saúde**. Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano: impactos na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano. Ministério da Saúde. Brasília, 2003.
- CARMICHAEL, W.W. Cyanobacteria secondary metabolites – the cyanotoxins. **Journal of applied bacteriology**, v. 72, p. 445-459, 1991.
- CARMICHAEL, W.W. The toxins of cyanobacteria. **Scientific American**, v. 270, p. 64-72, 1994.
- CARVALHO-PINTO, et. al. Detecção de Saxitoxina em Água de Abastecimento Público Através do Bioensaio em Camundongo. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, n. 22, 2003, Joinville, **Anais do 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Joinville: ABES, 294 p., 2003.
- CHORUS, I. & BARTRAM, J. **Toxic cyanobacteria in water**. London: E & FN Spon, 1999.

- CODD, G. A.; BELL, S. G. & BROOKS, W. P. Cyanobacterial toxins in water. **Wat. Scin Tech.** v. 21, p. 1-13, 1989.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução** n. 20, de 18 de junho de 1986.
- CUNHA, M. C. C. *et al.* Fitoplâncton do açude Mundaú (semi-árido de Pernambuco). **Resumos da X Reunião da Sociedade Brasileira de Ficologia**, Salvador, 2004. CD-ROM.
- DESIKACHARY, T. V. **Cyanophyta**. Bombay, Council of Agricultural Research, 686 p., 1959.
- DI BERNARDO, L. **Algas e suas influências na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento**. Rio de Janeiro: ABES, 127p.,1995.
- DI BERNARDO, L.; BRANDÃO, C. C. S. & HELLER, L. **Tratamento de águas de abastecimento por filtração em múltiplas etapas**. Rio de Janeiro: ABES, 114p., 1999.
- DI BERNARDO, L. *et al.* **Ensaio de tratamento de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água**. São Carlos: Rima, 2002.
- DMAE – Departamento Municipal de Água e Esgoto. **Estudo das águas represadas na lomba do sabão**. Relatório. Porto Alegre: CESB, 1973a.
- DMAE – Departamento Municipal de Água e Esgoto. **O rio Guaíba e seus contribuintes**. Relatório. Porto Alegre: CESB, 1973b.
- DMAE – Departamento Municipal de Água e Esgoto. **O rio Guaíba, suas características físico-químicas e biológicas**. Relatório. Porto Alegre: CESB, 1974a.
- DMAE – Departamento Municipal de Água e Esgoto. **Ocorrência da superpopulação de organismos planctônicos no Guaíba e afluentes**. Relatório. Porto Alegre: CESB, 1974b.
- DMAE – Departamento Municipal de Água e Esgoto. **As águas do rio Jacuí**. Relatório. Porto Alegre: CESB, 1974c.
- DMAE – Departamento Municipal de Água e Esgoto. **Qualidade sanitária do rio dos Sinos**. Relatório. Porto Alegre: CESB, 1975.
- EDLER, L. **Recommendations for marine biological studies in the Baltic SEA: phytoplankton and chorophyll**. (Unesco, Worlung Group 11, Baltic Marine Biologists), 38 p., 1979.
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2ª ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

- ETTL, H. *et al.* Xanthophyceae. **SüBwasserflora von mitterleuropa**. Stuttgart, G: Fischer Verlag, v. 3, pt. 1, 530 p., 1978.
- ETTL, H. *et al.* **SüBwasserflora von mitterleuropa – Bacillariophyceae 3. Teil Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae**. Verlag: Gustav Fischer, 1991.
- ETTL, H. *et al.* **SüBwasserflora von mitterleuropa – Cyanoprokaryota 1. Teil Chroococcales**. Verlag : Gustav Fischer, 1999.
- FASTNER, J. *et al.* *Cylindrospermopsis* occurrence in two German lakes and preliminary assessment of toxicity and toxin production of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) isolates. **Toxicon**, v. 20, p. 1-9, 2003.
- FRAIETA, F. M. & JARDIM, F. A. Implantação da Portaria 1469 – Análises de Cianobactérias e Cianotoxinas no Laboratório da Região Sul da COPASA – Minas Gerais. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, n. 22, 2003, Joinville, **Anais do 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Joinville: ABES, 279 p., 2003.
- FRANCESCHINI, I. M. Flora de Cyanophyceae do rio Seco, Torres, Rio Grande do Sul, Brasil. **Rev. Brasil. Bot.**, v. 7, p. 1-39, 1990.
- FÖRSTER, K. V. Amazonische desmidiéen. **Amazoniana**. pt. 1. Areal Santarém. Kiel, v. 2(1/2), p. 5-116, 1969.
- FONT QUER, P. **Diccionario de botánica**. 6ª ed. Barcelona: Labor S. A., 1244p., 1977.
- GRELLMANN, C. **Diagnóstico da qualidade da água do manancial abastecedor de Jaraguá do Sul/SC: ênfase nas comunidades de cianobactérias e algas**, Brasil. Florianópolis. 78p., 2003. Monografia (Ciências Biológicas). Universidade Federal de Santa Catarina.
- HAPPEY-WOOD, C. M. Ecology of freshwater planktonic green algae. In: **Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton**. New York: Cambridge, 175-226, 1988.
- HASLE, G. R. The inverted – microscope method. In: SOURNIA, A. (Ed.) **Phytoplankton manual**. Paris: UNESCO, p. 88-96, 1978.
- HOEK, C. V. D.; MANN, D. G. & JAHNS, H. M. **Algae – introduction to phycology**. Stuttgart: Cambridge, 623 p., 1995.

- HUBER-PESTALOZZI, G. Chlorophyta – Volvocales In: **Das phytoplankton des süßwassers. Systematik und biologie.** Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. pt. 5, 744 p., 1961. (Die Binnengewässer, August Thienemann, ed., 16).
- HUBER-PESTALOZZI, G. Cryptophyta, Chloromonadophyceae, Dinophyta. In: **Das phytoplankton des süßwassers. Systematik und biologie.** Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. pt. 3, 310 p., 1968. (Die Binnengewässer, August Thienemann, ed., 16).
- HUBER-PESTALOZZI, G. Euglenophyta. In: **Das phytoplankton des süßwassers. systematik und biologie. Systematik und biologie.** Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. pt. 4, 606 p., 1955. (Die Binnengewässer, August Thienemann, ed., 16).
- JARDIM F. A. *et al.* A experiência da COPASA no monitoramento, detecção e adoção de medidas mitigadoras para as cianobactérias tóxicas em estações de tratamento de água – Minas Gerais – Brasil. **XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental.** Porto Alegre, dezembro p.1 a 11, 2000
- JARDIM, F. A. & VIANA, T. H. Análise de Algas – Cianobactérias e cianotoxinas como parâmetro de controle do tratamento da água para abastecimento. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, n. 22, 2003, Joinville, **Anais do 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.** Joinville: ABES, 30p., 2003.
- JUGNIA, L. B. *et al.* Initial results of remediation activities to restore hypereutrophic Villerest Reservoir (Roanne, France). **Lakes & Reservoirs: Research and Management**, v. 9, p. 109-117, 2004.
- KOMÁREK, J. Contribution to the Chlorococcal algae of Cuba. **Nova Hedwigia**, Braunschweig, v. 37, p. 65-180, 1983.
- KOMÁREK, J. & FOTT, B. Chlorophyta – Chlorococcales. In: HUBER-PESTALOZZI, G. Euglenophyta. In: **Das Phytoplankton des süßwassers. Systematik und biologie.** Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. pt. 7, 1044p., 1983. (Die Binnengewässer, August Thienemann, v. 16).
- KOMÁREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K. Modern approach to the classification system of Cyanophyta – 2. Chroococcales. **Arch Hydrobiol.** Stuttgart. Suppl. v. 73, p. 157-226, 1986. (Algological Studies, 43).

- KOMÁREK, J. *et al.* Background of the Caruaru tragedy; a case taxonomic study of toxic cyanobacteria. **Algological Studies**, Stuttgart, v. 103, p. 9-29, 2001.
- KOMÁREK, J. & KOMÁRKOVÁ-LEGNENOVÁ, J. Contribution to the knowledge of planktic cyanoprokariotes from Central México. **Preslia**, Praha, v. 74, p. 207-233, 2002.
- LAGOS, N; ONODERA, H; ZAGATTO, P. A; ANDRINOLO, P.; AZEVEDO, S. M.F.Q. & OSHIMA, Y. The first evidence of paralytic shellfish toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*, isolated from Brazil. **Toxicon**, v. 37, p. 1359 – 1373, 1999.
- LAUDARES-SILVA, R. **Aspectos limnológicos, variabilidade espacial e temporal na estrutura da comunidade fitoplanctônica na Lagoa do Peri, Santa Catarina, Brasil. São Carlos.** 214p., 1999. Tese (Doutorado em Limnologia). Centro de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais. Universidade Federal de São Carlos.
- LEE, R. E. **Phycology.** 2^a ed. New York: Cambridge, 645p., 1989.
- LEE, R. E. **Phycology.** 3^a ed. New York: Cambridge, 1999.
- LOBO, E. A. & LEINGHTON, G. Estruturas comunitárias de las fitocenoses planctônicas de los sistemas de desembocaduras de rios e esteros de la zona central de Chile. **Rev. Biol. Mar.**, Valparaiso, v. 22, n. 1, p. 1-9, 1986.
- MAGRIN, A. G. E.; SENNA, P. A. C. & KOMÁREK, J. *Arthrospira* Skujae, a new planktic tropical Cyanoprokaryote. **Arch Protistenk**, Jena, v. 148, p. 470-489, 1997.
- MANAVELLA, M. I. A. & EMILIANI, M. O. G. Composicion y dinámica del fitoplancton en una seccion transversal del rio Correntoso (Llanura aluvial del rio Parana). **Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral**, v. 26, n. 2, p. 39-54, 1995.
- MARGALEF, R. **Limnologia.** Ed. Omega, Barcelona, 424p., 1983.
- MOSCHINI-CARLOS, V. Importância, estrutura e dinâmica da comunidade perifítica nos ecossistemas aquáticos continentais. In: POMPÊO, M. L. M. (Ed.) **Perspectivas da limnologia no Brasil.** São Luíz, UFMA, 91-103, 1999.
- O'FARREL, I. & IZAGUIRRE, I. Phytoplankton ecology and limnology of the rier Uruguay lower basin (Argentina). **Arch. Hydrobiol.** Stuttgart, Jaguar, p. 155-179, 1994.

- PAERL, H. W. Growth and survival strategies of freshwater blue-green algae (cyanobacteria). In: **Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton**. New York: Cambridge, p. 261-315, 1988.
- PALMER, C. M. **Algas en Abastecimientos de Agua**. México: Interamericana S. A., 91p., 1962.
- PAPAS, J. L. & STOERMER, J. Quantitative method for determining a representative algal sample count. **J. Phycology**. v. 32, p. 693 – 696, 1996.
- PATRICK, R. & REIMER, C. W. **The Diatoms of the United States**, exclusive Alaska and Hawaii. Philadelphia, Academy of Natural Science. v. 1, 668p., 1966. (Monographs, 13).
- PATRICK, R. & REIMER, C. W. **The Diatoms of the United States**, exclusive Alaska and Hawaii. Philadelphia, Academy of Natural Science. v. 2, 668p. 1975. (Monographs, 13).
- POLLINGHER, U. Freshwater armored dinoflagellates: growth, reproduction strategies, and population dynamics. In: **Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton**. New York: Cambridge, p. 134-174, 1988.
- POPOVSKÝ, J. & PFIESTER, L. A. **Dinophyceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa**. Stuttgart; G. Fischer Verlag, v. 6, p. 227, 1990.
- RAVEN, P. H., EVERT, R. F. & CURTIS, H. **Biologia vegetal**. 2^a ed. Rio de Janeiro: Guanabara Dois, p. 754, 1978.
- RAVEN, N. P. H. **Biologia vegetal**. 5^a ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 906p., 1996.
- RAUPP, S. V. **Composição, densidade e variação sazonal da comunidade de diatomáceas no plâncton da represa de Canastra, Canela, Rio Grande do Sul**. Porto Alegre. 66p., 2004. Dissertação (Mestrado em Ciências). Centro de Pós-Graduação em Botânica do Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- REYNOLDS, C. S. **The ecology of freshwater phytoplankton**. Cambridge, Cambridge Univ. Press, 1984.
- RICHTER, C. A. & NETO, J. M. A. **Tratamento de água**. São Paulo: Edgard Blücher, 1991.

- RODRIGUES, J. *et al.* Fitoplâncton da represa do Bananal (Gurupi – TO) e algumas considerações sanitárias. **Resumos da X Reunião da Sociedade Brasileira de Ficologia**, Salvador, 2004. CD-ROM.
- ROUND, F. E. **Biologia das algas**. 2^a ed. Rio de Janeiro: Guanabara Dois, 263p., 1983.
- ROUND, F. E.; CRAWFORD, R. M. & MANN, D. G. **The diatoms – biology & morphology of the genera**. New York: Cambridge, 1990.
- SAMAE – Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto. Estação de Tratamento de Água. **Relatório**. São Bento do Sul, 2004. Relatório interno.
- SANDGREN, C. D. The ecology of chrysophyta flagellates: their growth and perennation strategies as freshwater phytoplankton. In: **Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton**. New York: Cambridge, p. 9-104, 1988.
- SANTA CATARINA, Secretaria do Estado do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. **Bacias Hidrográficas do Estado de Santa Catarina: diagnóstico geral**. Florianópolis. 1997.
- SANT'ANA, C. L. **Chlorococcales (Chlorophyceae) do Estado de São Paulo**, Brasil. Vaduz, 1984. 384 p. (Bibliotheca Phycologica, 67).
- SANT'ANNA, C. L.; XAVIER, M. B. & SORMUS, L. Estudo qualitativo do fitoplâncton da represa de Serraria, Estado de São Paulo, Brasil. **Rev. Brasil. Bot.** Rio de Janeiro, v. 48, n. 1, p. 83-102, 1988.
- SANT'ANA, C. L. & AZEVEDO, M. T. P. Oscillatoriaceae (Cyanophyceae). From São Paulo State, Brazil. **Instituto de Botânica**. São Paulo, p. 19-38, 1995.
- SANT'ANA, C. L. & AZEVEDO, M. T. P. Contribution to the knowledge of potentially toxic cyanobacterium from Brazil. **Nova Hedwigia**, v. 71 (3/4), p. 359 – 385, 2000.
- SCHÄFER, A. **Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais**. Porto Alegre: Ed. da Universidade, UFRGS, 531p., 1984.
- SENNA, P. A. C. Cyanophyceae from the Eastern Region of Distrito Federal, Brazil. **Bull. Jard. Bot. Nat. Belg.** v. 65, p. 73-102, maio.1996.
- SIMONSEN, R. The diatom plankton of the Indian Ocean Expedition of R/V “Meteor” 1964 – 1965. **“Meteor” Forsch.-Ergebnisse**, Berlin, v. 19, p. 1-107, 1974.

- SPERLING, M. V. **Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgoto: princípios do tratamento biológico das águas residuárias**. v. 1, ed. 2, Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.
- SOMMER, U. Growth and survival strategies of planktonic diatoms. In: **Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton**. New York: Cambridge, p. 227-260, 1988.
- TELL, G. **Bibliotheca phycologica – Euglenophyta pigmentadas de la Argentina**. Berlin Stuttgart: Cramer, 301p., 1986.
- TRAIN, S.; OLIVEIRA, M. D. & QUEVEDO, M. T. Dinâmica sazonal da comunidade fitoplanctônica de um canal lateral (Canal Cortado) do alto rio Paraná (PR, Brasil). **Acta Scientiarum**, v. 22, n. 2, p. 389-395, 2000.
- TRAVASSOS-JÚNIOR, A. *et al.* Variação sazonal do fitoplâncton no reservatório de jucazinho – PE, correlacionada com fatores abióticos. **Resumos da X Reunião da Sociedade Brasileira de Ficologia**, Salvador, 2004. CD-ROM.
- TORGAN, L. C. **Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica na Laguna dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil, em um ciclo anual**. 284p., 1997. Tese (Doutorado em Limnologia) Universidade Federal de São Carlos.
- TORGAN, L. C.; BECKER, V. & RODRIGUES, S. C. Volume celular de espécies fitoplanctônicas da Laguna dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. **Biociências**, Porto Alegre, v. 6, n. 1, p. 183-186, 1998.
- TUNDISI, J. G. Distribuição espacial, seqüência temporal e ciclo sazonal do fitoplâncton em represas: fatores limitantes e controladores. **Rev. Brasil. Biol.**, Rio de Janeiro, v. 50, n. 4, p. 937-955, 1990.
- VALENTIN, J. L. **Ecologia numérica – uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos**. Rio de Janeiro: Interciência, 117p., 2000.
- VIANA, M. R. **Hidráulica aplicada às estações de tratamento de água**. 3. ed. – Belo Horizonte: Impritur, 1997.
- WERNER, V. R. & SANT'ANNA, C. L. Cianobactérias no sistema lagunar da região litoral do Rio Grande do Sul, Brasil. **Resumos da X Reunião da Sociedade Brasileira de Ficologia**, Salvador, 2004. CD-ROM.

- WETZEL, R. G. & LIKENS, G. E. **Limnological analyses**, 2 ed. New York: Springer Verlag, 391p. 1991.
- WILLÉN, E. Planktonic diatoms – on ecological review. **Algological Studies**, Stuttgart, p. 69 – 106, 1991.
- WILLÉN, E. Phytoplankton in water quality assessment – an indicator concept. **Hydrobiological and limnological aspects of lake monitoring**, p. 58 – 80, 2000.
- YUNES, J. S.; BITTENCOURT-OLIVEIRA M. C. & OLIVEIRA M. C. Cianobactérias Tóxicas. **Biotecnologia**, ano IV, n. 23, p. 44 – 47, nov/dez 2001.
- ZAGATTO, P. A. *et al.* Avaliação ecotoxicológica do reservatório do Guarapiranga, SP, com ênfase à problemática das algas tóxicas e algicidas. In: CONGRESSO DE FICOLOGIA. Caxambu. **ANAIS IV Congresso Latino-Americano, II Reunião Ibero-Americana, VII Reunião Brasileira de Ficologia**. São Paulo: Sociedade Ficológica da América Latina e Caribe. v. 1, p. 50 – 63, 1998.

10. BIBLIOGRAFIA CONSULTADA

- ALVES-DA-SILVA, S. M. & BICUDO, C. E. M. Contribuição para o inventário taxonômico do Gênero *Strombomonas* (Euglenophyceae) no Rio Grande do Sul, Brasil. **Resumos da X Reunião da Sociedade Brasileira de Ficologia**, Salvador, 2004. CD-ROM.
- AZEVEDO, M. T. P.; NOGUEIRA, N. M. C. & SANT'ANNA, C. L. Criptógamos do parque estadual das fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. *Algas*, 8: Cyanophyceae. **Hoehnea**, v. 23, n. 1, p. 1-38, 1996.
- AZEVEDO, M. T. P. *et al.* Contribution to the microflora of Chroococcalean Cyanoprokariotes from São Paulo State, Southeast Brazil. **Hoehnea**, v. 30, n. 3, p. 285-295, nov.2003.
- CRONBERG, G. & KOMÁREK, J. Planktic Cyanoprokaryotes found in south Swedish lakes during the XIIth International Symposium on Cyanophyte research. **Algological Studies**. Stuttgart, v. 75, p. 323-352, nov.1979.
- EATON, A. D. *et al.* **Standart methods: for the examination of water and wastewater**. 19 ed. United States of America: American Public Health Association, 1995.
- FASTER, J.; HEINZ, R.; HUMPAGE, A. R.; MISCHKE, U.; EAGLESHAM, G. K. & CHORUS, I. *Cylindrospermopsis* occurrence in two German lakes and preliminary assessment of toxicity and toxin production of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) isolates. **Toxicon**, 42, p. 313 – 321, 2003.
- GARCIA, M. & VÉLEZ, E. Algas planctônicas da lagoa Emboaba, planície costeira do Rio Grande do Sul: avaliação qualitativa. **Boletim do Instituto de Biociências**, Porto Alegre, v. 54, p. 75 – 115, 1995.
- GIANI, A.; FIGUEREDO, C. & ETEROVICK, P. C. Algas planctônicas do reservatório da Pampulha (MG): Euglenophyta, Chrysophyta, Pyrrophyta, Cyanobacteria. **Rev. Brasil. Bot.**, São PAULO. v. 22, n.2, p.107-116, ago1999.
- HAWKINS, P. R. *et al.* Isolation and toxicity of *Cylindrospermopsis raciborskii* from an ornamental lake. **Toxicon**. p. 341-346, set.1996.

- HEIM, R. **Les algues d'eau douce**. 1 ed. Paris: N. Boubée, 1996.
- HUTCHINSON, G. E. **A treatise on limnology**. v. 2. Introduction to lake biology and the limnoplankton. New York, John Wiley, 1967.
- HUSZAR, V. L. M., *et al.* Phytoplankton species composition is more sensitive than OECD criteria to the trophic status of three Brazilian tropical lakes. **Hidrobiologia**, v. 369/370, p. 59-71, 1998.
- HUSZAR, V. L. M.; SILVA, L. H. S. & NOGUEIRA, I. S. Fitoplâncton de rede da lagoa de cima, Campos (Rio de Janeiro, Brasil): uma contribuição a seu conhecimento. **Nerítica**, Pontal do Sul, v. 2 (supl.), p. 75 – 104, dez.1987.
- HUSZAR, V. L. M.; MENEZES, M. & FERNANDES, V. O. Fitoplâncton de rede da lagoa Cabiúnas, Macaé, Estado do Rio de Janeiro, Brasil: uma contribuição a seu conhecimento. **Boletim do Museu Nacional – Botânica**, Rio de Janeiro, n.78, p. 1-43, nov.1989.
- HUSZAR, V. L. M. Algas planctônicas da lagoa de Juturnaíba, Araruama, RJ, Brasil. **Rev. Brasil. Bot.** v. 8, p. 1-19, 1985.
- HUSZAR, V. L. M.; NOGUEIRA, I. S. & SILVA, L. H. S. Fitoplâncton de rede da lagoa do Campelo, Campos, Rio de Janeiro, Brasil: uma contribuição a seu conhecimento. **Acta bot. bras.** v. 1, n. 2, p. 209-219, 1982.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapa Municipal de São Bento do Sul**, 2000. Cor lilás. 1:50 000.
- KOMÁREK, J. & KLING, H. Variation in six planktonic cyanophyte genera in lake Victoria (East África). **Algological Studies**, Stuttgart, v. 61, p. 21-45, 1991.
- KOMÁRKOVÁ-LEGNEROVÁ, J. & ELORANTA, P. Planktic blue-green (Cyanophyta) from Central Finland (Jyväskylä region) with special reference to the genus *Anabaena*. **Algological Studies**, Stuttgart, v. 67, p. 103-133, dez.1992.
- KOVACH, W. L. **MVSP – A multivariate statistical package for Windows, version 3.12d**. Wales, U. K.: Kovach computing services pentraeth, 2001.
- LAUDARES, R. S. Estudo taxonômico das diatomáceas (Bacillariophyceae) coletadas no arroio do Faxinal (Sanga da Água Boa), Torres, Rio Grande do Sul, Brasil. **Insula – Boletim do Horto Botânico**, Florianópolis, n.17, p.1-184, 1987.

- LOPRETO, E. C. & TELL, G. **Ecosistema de águas continentais – metodologias para seu estudo**. V. III. La Prata: Ediciones SUR, 1995.
- LUKAVSKÝ, J. Algal flora of lakes in the high mountains (Slovakia). **Hydrobiologia**, v. 274, p. 65 – 74, 1994.
- MAGALHÃES, V. F.; SOARES, R. M. & AZEVEDO, S. M. F. O. Microcystin contamination in fish from the Jacarepaguá lagoon (Rio de Janeiro, Brazil): ecological implication and human health risk. **Toxicon**, v. 39, p. 1077 – 1085, 2001.
- MAGALHÃES, V. F. *et al.* Microcystins (Cyanobacteria hepatotoxins) bioaccumulation in fish and crustaceans from Sepetiba Bay (Brazil, RJ). **Toxicon**, v. 42, p. 289-295, jun.2003.
- MAGRIN, A. G. E. **Aspectos limnológicos, composição e distribuição da comunidade fitoplanctônica em um reservatório da Amazônia brasileira (Reservatório da U. H. E. Samuel, Rondônia), durante sua fase de enchimento**. São Carlos. 1993. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais). Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de São Carlos.
- MARTINS-DA-SILVA, R. C. V. Novas ocorrências de Chlorophyceae (Algae, Chlorophyta) para o Estado do Pará. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi, sér. Bot.** v. 12, n.1, 1996.
- MENEZES, M.; FONSECA, C. G. & NASCIMENTO, E. P. Algas de três ambientes de águas claras do município de Parintins, do Estado do Amazonas, Brasil: Euglenophyceae e Dinophyceae. **Hoehnea**, v. 22(1/2), p. 1-15, 1995.
- MENEZES, M. **Fitoflagelados de quatro corpos d'água da região sul do município de do Rio de Janeiro, Estado do Rio de Janeiro, Brasil**. 1994. 703p. Tese (Doutorado em Ciências – Área de Botânica) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 1994.
- MIRANDA, A. L. B.; BEAUMORD, A. C. & MELLO, R. S. P. Aplicação do índice de fitoplanctônicas, como indicador de qualidade ambiental em rios costeiros: estudo de caso do rio Itajaí-Mirim, SC, Brasil. **Notas Téc. Facimar**. v. 7, p. 109-117, 2003.
- NAKAMOTO, N. *et al.* Inconsiderable amount of phytoplankton leakage by algal mat peeling from a slow sand filter. **Japanese Journal of Water Treatment Biology**. v. 33, n. 4, p. 179-186, 1997.
- NEGRI, A. P. & JONES, G. J. Bioaccumulation of paralytic shellfish poisoning (PSP) toxins from the cyanobacterium *Anabaena circinalis* by the freshwater mussel *Alathyria Condola*. **Toxicon**, v. 33, p. 667-678, 1995.

NYGAARD, G. New or Interesting plankton algae – with a contribution on their ecology. **Biologiske Skrifter**, v. 21, n. 1, p. 1 – 107, 1997.

PAYNE, A. I. **The ecology of tropical lakes and rivers**. John Willei and Sons, 1986.

PARRA, O. O.; GONZALEZ, M. & DELLAROSSA, V. **Manual taxonomico del fitoplancton de aguas continentales: com especial referencia al fitoplancton de Chile – Chlorophyceae – Volvocales, Tetrasporales, Chlorococcales, Ulothricales**. Concepción: Universidad de Concepción, 140p., 1983.

PARRA, O. O.; GONZALEZ, M. & DELLAROSSA, V. **Manual taxonomico del fitoplancton de aguas continentales: com especial referencia al fitoplancton de Chile – Chlorophyceae - Zygnematales**. Concepción: Universidad de Concepción, 197p., 1983.

PARRA, O. O. *et al.* **Manual taxonomico del fitoplancton de aguas continentales: com especial referencia al fitoplancton de Chile – Cryptophyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae**. Concepción: Universidad de Concepción, 98p., 1983.

PARRA, O. O. *et al.* **Manual taxonomico del fitoplancton de aguas continentales: com especial referencia al fitoplancton de Chile – Chrysophyceae, Xanthophyceae**. Concepción: Universidad de Concepción, 82p., 1983.

PEREIRA, G. P. C.; PEQUITO, M. M. A. & COSTA, P. C. R. Desenvolvido pela Universidade Técnica de Lisboa. Disponível em <http://www.fmv.utl.pt/democ/sft/sem9899/G005.htm>. Acesso em 24/04/02.

PINTO-COELHO, R. M. **Fundamentos em ecologia**. Porto Alegre: Artmed, 252p., 2000.

PRESCOTT, G. W. **Algae of the western great lakes area**. Dubuque Fowa: Company Publishers, 443p., 1962.

ROSA, Z. M.; TORGAN, L. C.; LOBO, E. A. & HERZORG, L. A. W. Análise da estrutura de comunidades fitoplanctônicas e de alguns fatores abióticos em trecho do rio Jacuí, Rio Grande do Sul, Brasil. **Acta bot. bras.** v. 2, n. 1-2, p. 31-46, 1988.

ROTT, E. A contribution to the phytoplankton species composition of Parakrama Sumudra, an ancient man-made lake in Srilanka. **Schiemer**, p. 219-226, 1983.

- SANT'ANNA, C. L. S.; BICUDO, R. M. T. & PEREIRA, H. A. S. L. Nostocophyceae (Cyanophyceae) do parque estadual da Ilha do Cardoso, Estado de São Paulo, Brasil. **Rickia**, v. 10, p. 1-27, 1983.
- SENNA, P. A. C. & FERREIRA, L. V. Nostophyceae (Cyanophyceae) da fazenda água Limpa, Distrito Federal, Brasil. Parte I – Família Chroococcaceae e Oscillatoriaceae. **Rev. Brasil. Bot.** v. 9, p. 91-108, 1986.
- SLÁDECKOVÁ, A. Green algae in water supplies: a review. **Biologia**, Bratislava, v. 53/4, p. 557-565, 1998.
- SOPHIA, M. G. & DIAS, I. C. A. Algas de três ambientes de águas claras do município de Parintins, Estado do Amazonas, Brasil: Oeodogoniophyceae e Zygnemaphyceae. **Hoehnea**. v. 23, n. 2, p. 59-80, 1996.
- SORMUS, L. Desmidiaceae (Zygnemaphyceae) da Serra do Cipó, Estado de Minas Gerais, Brasil, 1:gênero *Micrasterias* C. Agardh ex Ralfs. **Hoehenea**, v. 18, n. 2, p. 1-29, 1991.
- SUSIN, V. L. N.; WALLY, I. E. & TOGNELLA, M. M. P. Gêneros de Chlorophyta de água doce do município do Rio Grande, RS. **Atlântica**, Rio Grande, v. 16, p. 143-154, 1994.
- STREBLE, H. & KRAUTER, D. **Atlas de los microorganismos de agua Dulce**. Barcelona: Omega, 340p., 1985.
- TRACANA, B. C. & MIRANDE, V. Estudio cualitativo del fitoplancton del embalse rio Hondo (Argentina): I. Cryptogamie, **Algol.** v. 16, n. 4, p. 211-232, 1995.
- TRAIN, S. & RODRIGUES, L. C. Temporal fluctuations of the phytoplankton community of the Baía river, in the upper Paraná river floodplain, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Hydrobiologia**, Belgium, v. 361, p. 125-134, 1998.
- TURPIN, D. H. Physiological mechanisms in phytoplankton resource competition. In: **Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton**. New York: Cambridge, p. 316-368, 1988.
- UNGARETTI, I. Desmídias (Zygnemaphyceae) de um açude no Morro Santana, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia. Sér. Bot.**, Porto Alegre, v. 27, p. 3-26, jun.1981.

- VALENTIN, J. L. & FERNANDEZ, F. **Tópicos em tratamento de dados biológicos**. Rio de Janeiro, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Biologia, UFRJ, p. 27-55, 1995 (Oecologia Brasiliensis, v. 2).
- VINOCUR, A. & TELL, G. Algas del rio Lujan nuevas para la Argentina. **Bol. Soc. Argent. Bot.** v. 26, n. 1-2, p. 119-125, 1989.
- WERNER, V. R. **Cyanophyta/Cianobacteria no sistema de lagoas e lagunas da planície costeira do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil**. 2002. 361f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Universidade Estadual Paulista, SP, 361p. 2002.

11 ANEXOS

Tabela 1- Variação de precipitações (mm) e temperatura do ar (°C), da estação meteorológica de Rio Negrinho, SC, de agosto/2003 a julho/2004

Meses	Precipitações (mm)	Temperatura do ar (°C)
ago/03	23,5	11,4
set/03	161,7	14,7
out/03	107,1	16,5
nov/03	113,6	18,0
dez/03	326,7	19,2
jan/04	43,4	19,6
fev/04	83,1	19,7
mar/04	100,2	19,0
abr/04	104,3	18,3
mai/04	204,7	12,8
jun/04	99,3	13,0
jul/04	117,2	13,0

Tabela 2 – Variação da temperatura da água (°C) dos mananciais abastecedores de São Bento do Sul, SC de agosto/2003 a julho/2004

Meses	E1	E2	E3
ago.2003	15,0	13,0	16,0
set.2003	29,0	28,0	24,0
out.2003	20,0	20,0	19,0
nov.2003	20,0	20,0	20,0
dez.2003	25,0	24,0	26,0
jan.2004	20,0	20,0	21,0
fev.2004	20,0	19,5	20,5
mar.2004	23,0	23,0	24,0
abr.2004	22,5	-	21,0
mai.2004	14,0	-	14,0
jun.2004	13,0	-	13,5
jul.2004	13,0	-	13,0

Tabela 3 – Variações de: A - transparência da água - Secchi (m) e B - turbidez da água (NTU) dos mananciais abastecedores de São Bento do Sul, SC, de agosto/2003 a julho/2004

Meses	E1		E2		E3	
	A	B	A	B	A	B
ago.03	1,50	4	1,40	5	0,67	15
set.03	0,87	8	1,40	5	0,35	24
out.03	0,17	55	0,19	38	0,14	60
nov.03	0,65	15	0,78	10	0,20	47
dez.03	0,80	8	0,44	12	0,36	18
jan.04	0,71	18	0,76	20	0,27	27
fev.04	0,80	8	0,76	10	0,32	23
mar.04	0,33	23	0,25	25	0,11	80
Abr.04	0,70	15	-	-	0,25	47
mai.04	1,25	7	-	-	0,35	24
jun.04	0,45	24	-	-	0,31	42
jul.04	0,70	18	-	-	0,30	40

Tabela 4 – variação do pH, alcalinidade da água (mg/l) e dureza da água (mg/l) dos mananciais abastecedores de São Bento do Sul, SC, de agosto/2003 a julho/2004

	E1			E2	E3		
	pH	Alcalinidade (mg/l)	Dureza (mg/l)		pH	Alcalinidade (mg/l)	Dureza (mg/l)
ago.2003	7,03	-	-	6,98	7,33	34,0	24
set.2003	6,86	-	-	6,97	6,91	30,0	28
out.2003	7,00	-	-	7,31	6,61	34,0	28
nov.2003	7,74	-	-	7,14	6,74	28,0	25
dez.2003	6,66	-	-	6,72	6,82	23,0	19
jan.2004	6,89	-	-	6,91	6,53	24,0	20
fev.2004	6,5	-	-	6,44	6,34	31,0	28
mar.2004	6,36	8,0	9,5	6,51	6,4	24,0	32
abr.2004	5,97	6,0	41,0	-	6,97	20,0	28
mai.2004	6,66	9,4	8,0	-	6,88	22,5	16
jun.2004	6,73	11,3	9,0	-	6,53	21,6	21
jul.2004	7,17	10,5	8,0	-	6,73	21,6	21

TABELA 5 – Distribuição dos táxons infra-genéricos do fitoplâncton nos mananciais rio Vermelho (E1 e E2) e rio Negrinho (E3) do sistema de abastecimento de São Bento do Sul, SC, de agosto/2003 a julho/2004

DIVISÃO	TÁXON	E1	E2	E3
Cianobactéria	<i>Aphanothece clathrata</i> W. et G. S. West	X	X	X
	<i>Anabaena solitaria</i> Klebahn	X	X	X
	<i>Anabaena</i> sp. 2	X		X
	<i>Arthrospira</i> cf <i>skujae</i> Magrin, Senna et Komárek	X		X
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (Woloszynska) Seenaya et Subba Raju	X	X	
	<i>Chroococcus</i> sp.			X
	<i>Coelosphaerium</i> cf <i>kuetzingianum</i> Nägeli	X		
	<i>Johannesbaptistia pellucida</i> (Dickie) Teylor et Drovét	X		X
	<i>Komvophoron</i> sp.			X
	<i>Lyngbya</i> cf <i>martensiana</i> Meneghini ex Gomont	X		X
	<i>Lyngbya</i> cf <i>putealis</i> Montagne ex Gomont	X		
	<i>Lyngbya</i> cf <i>cebennensis</i> Gomont			X
	<i>Lyngbya</i> sp.	X	X	
	Cf <i>Leptolyngbya</i> sp. 1			X
	Cf <i>Leptolyngbya</i> sp. 2	X	X	X
	<i>Microcystis</i> sp.	X	X	X
	<i>Merismopedia elegans</i> A. Braun in Kützing	X	X	
	<i>Oscillatoria princeps</i> Vaucher ex Gomont	X		X
	<i>Oscillatoria pseudogeminata</i> G. Schmid	X	X	
	<i>Oscillatoria limosa</i> C. Agardh ex Gomont	X	X	X
	<i>Phormidium simplicissimum</i> Gomont	X		X
	<i>Pseudanabaena galeata</i> Böcher	X		
	<i>Pseudanabaena</i> sp.	X	X	X
<i>Planctolyngbya limnetica</i> (Lemmermann) Komarková –	X		X	

	Legnerová et Cronberg			
	<i>Planktothrix</i> cf. <i>mougeotii</i> Bory ex Gomont	X	X	X
	<i>Woronichinia compacta</i> Komárek et Agnostidis	X	X	X
	Cianobactéria filamentosa sp. 1		X	X
	Cianobactéria filamentosa sp. 2	X		
	Cianobactéria filamentosa sp. 3			X
DIVISÃO	TÁXON	E1	E2	E3
Heterokonthophyta				
Chrysophyceae	<i>Synura</i> sp.	X	X	X
	<i>Dinobryon divergens</i> var. <i>schauinslandii</i> (Lemm.) Brunnth	X	X	X
	<i>Dinobryon sertularia</i> Ehrenberg	X	X	X
	<i>Mallomonas</i> sp. 1	X		X
	<i>Mallomonas</i> sp. 2			X
Xantophyceae	<i>Centritractus belenophorus</i> Lemermann			X
Bacillariophyceae	<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Simonsen	X	X	X
	<i>Aulacoseira</i> sp.	X	X	X
	<i>Asterionella formosa</i> Hassall	X	X	X
	<i>Amphipleura lindheimeri</i> Grunow	X	X	X
	<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	X	X	X
	<i>Cymbella</i> sp.	X		X
	<i>Eunotia monodon</i> Ehrenberg	X		X
	<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsche) Lange-Bertalot			X
	<i>Fragilaria</i> sp. 1		X	X
	<i>Fragilaria</i> sp. 2			X
	<i>Frustulia</i> sp.			X
	<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenberg	X		X

	<i>Gomphonema augur</i> var. <i>turris</i> (Ehr.) Lange-Bertalot.	X		X
	<i>Melosira varians</i> Agardh	X	X	X
	<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch	X	X	X
	<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) Wm. Smith	X	X	X
	<i>Nitzschia</i> sp.	X	X	X
	<i>Neidium</i> sp.			X
	<i>Pinnularia temistriata</i> Husted	X	X	X
	<i>Pinnularia interrupta</i> W. Smith	X	X	X
	<i>Pinnularia maior</i> (Kützing) Rabenhorst var. <i>subacuta</i> (Ehrenberg) Cleve	X		X
	<i>Pinnularia</i> cf. <i>legumen</i> Ehrenberg	X	X	X
	<i>Pinnularia</i> sp.			X
	<i>Surirella robusta</i> Ehrenberg	X	X	X
	<i>Surirella biseriata</i> Brébisson	X	X	X
DIVISÃO	TÁXON	E1	E2	E3
Dinophyta	<i>Peridinium willeii</i> Huif-Kass	X	X	X
	<i>Peridinium</i> sp.	X	X	X
	Peridiniales	X	X	X
DIVISÃO	TÁXON	E1	E2	E3
Euglenophyta	<i>Euglena acus</i> Ehrenberg	X	X	X
	<i>Euglena oxyuris</i> Schmanda	X	X	X
	<i>Euglena</i> cf. <i>rubida</i> Mainx	X	X	X
	<i>Lepocinclis salina</i> Fritsch	X		X
	<i>Lepocinclis</i> sp.			X
	<i>Phacus suecicus</i> Lemmermann var. <i>suecicus</i>	X	X	X
	<i>Phacus longicauda</i> Ehrenberg var. <i>rotunda</i> (Pochm.) Hüb. Pest.	X	X	X
	<i>Phacus onyx</i> Pochm. var. <i>onyx</i>			X
	<i>Stombomonas fluviatilis</i> var. <i>levis</i> Lemmermann	X		X
	<i>Trachelomonas acanthophora</i> Stokes var. <i>acanthophora</i>			X

	<i>Trachelomonas armata</i> var. <i>armata</i> (Ehr.) Stein	X	X	X
	<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> Swir.	X		X
DIVISÃO	TÁXON	E1	E2	E3
Chlorophyta	<i>Ankistrodesmus bernardii</i> Komárek	X		X
	<i>Ankistrodesmus</i> cf. <i>gracilis</i> (Reinsch) Kors..			X
	<i>Bambusina brebissonii</i> Kützing ex Kützing	X	X	
	<i>Botryococcus</i> sp.	X		
	<i>Catena</i> sp.			X
	<i>Chlamydomonas debaryana</i> Ehrenberg	X		X
	<i>Chlamydomonas siderogloea</i> Paschere Jahoda		X	
	<i>Choricystis chodatii</i> (Jaag) Fott			X
	<i>Coelastrum reticulatum</i> (Dang.)	X		X
	<i>Closteriopsis acicularis</i> (G. M. Smith) Belcher			X
	<i>Closterium moniliferum</i> (Bory) Ehr.	X	X	X
	<i>Closterium kuetzingii</i> Brébisson	X		
	<i>Closterium gracile</i> Brébisson			X
	<i>Closterium</i> cf. <i>macilentum</i> Bréb.			X
	<i>Closterium</i> sp.		X	X
	<i>Cosmarium moniliforme</i> (Turpin) Ralfs			X
	<i>Cosmarium</i> cf. <i>punctulatum</i> Bréb.	X	X	X
	<i>Crucigenia fenestrata</i> Schimidle		X	
	<i>Crucigeniella tetrapedia</i> (Kirchn.) W. et G. S. West			X
	<i>Desmodesmus denticulatus</i> (Lagerh.)	X		X
	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood		X	X
	<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> Naegeli	X		X
	<i>Eudorina unicocca</i> Smith			X
	<i>Eudorina illinoisenses</i> (Konfoid) Pascher			X
	<i>Euastrum</i> cf. <i>evolutum</i> (Nordstedt) West et West			X
	<i>Gloeotila contorta</i> Chodat			X

	<i>Gloeotilopsis planctonica</i>	X		X
	<i>Hialotheca</i> cf <i>mucosa</i> (Mertens) Ehrenberg ex Ralfs	X		
	<i>Kirchneriella obesa</i> (W. West) Schmidle	X	X	X
	<i>Kirchneriella</i> sp.	X	X	X
	<i>Koliella longiseta</i> Hindak			X
	<i>Micrasteria rotata</i> (Grev.) Ralfs		X	
	<i>Micrasteria laticeps</i> Nordstedt var. <i>acuminata</i> Krieger			X
	<i>Micrasteria</i> sp.	X		
	<i>Monorraphydium irregulare</i> (G. M. Smith) Kom.-Leng	X	X	X
	<i>Monorraphydium contortum</i> (Thur.) Kom.-Leng	X		X
	<i>Mougeotia</i> sp.	X	X	X
	<i>Netrium</i> sp.	X		
	<i>Oedogonium</i> sp.		X	
	<i>Oocystis lacustris</i> (Chod.)	X		X
	<i>Pandorina morum</i> Bory			X
	<i>Pediastrum duplex</i> var. <i>gracilimum</i> W. et G. S. West	X	X	X
	<i>Pediastrum duplex</i> Meyen var. <i>duplex</i>	X	X	X
	<i>Pediastrum tetras</i> (Ehrenberg) Ralfs		X	X
	<i>Pediastrum birradiatum</i> Meyen	X		
	<i>Pleurotaenium trabecula</i> (Ehrenberg) Nägeli	X	X	X
	<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerh.) Chod.			X
	<i>Scenedesmus quadricauda</i> Brébisson e Godey	X	X	X
	<i>Scenedesmus obtusus</i> Meyen		X	
	<i>Scenedesmus intermedius</i> var. <i>acaudatus</i> Hortob.	X		
	<i>Scenedesmus</i> cf <i>bernardii</i> G. M. Smith			X
	<i>Scenedesmus</i> cf <i>magnus</i> Meyen		X	
	<i>Scenedesmus</i> sp.		X	
	<i>Spirogyra</i> sp. 1	X	X	X
	<i>Spirogyra</i> sp. 2	X	X	
	<i>Staurastrum margaritaceum</i> (Ehrenberg) Meneghini ex Ralfs var.	X		X

	<i>margaritaceum</i>			
	<i>Staurodesmus dejectus</i> (Brébisson) Teil.		X	
	<i>Staurastrum tetracerum</i> var. <i>evolutum</i> (Kütz) ex Ralfs	X	X	X
	<i>Staurastrum tetracerum</i> Ralfs	X	X	X
	<i>Staurastrum</i> cf <i>punctulatum</i> (Bréb.) Ralfs	X	X	
	<i>Ulothrix</i> sp.			X
	<i>Zygnema</i> sp.	X		

Tabela 6 – Densidades fitoplanctônicas (ind./ml) dos mananciais abastecedores de São Bento do Sul, SC, de agosto/2003 a julho/2004

Meses	E1	E2	E3
ago.2003	1091,1	861,99	741,97
set.2003	883,8	758,32	1942,22
out.2004	589,22	527,38	327,34
nov.2004	418,69	1009,31	1549,43
dez.2004	309,15	589,22	2127,74
jan.2004	392,81	1345,75	1353,02
fev.2004	26,8	16,6	798,0
mar.2004	894,7	560,12	872,92
abr.2004	634,23	-	785,62
mai.2004	68	-	211,99
jun.2004	44,55	-	56,95
jul.2004	52,9	-	57,9

Tabela 7 – Densidade total de algas e densidade total de cianobactérias (ind./ml) dos mananciais abastecedores de São Bento do Sul, SC, agosto/2003 a julho/2004

	E1		E2		E3	
	Algas	Cianobactérias	Algas	Cianobactérias	Algas	Cianobactérias
ago.2003	960,2	130,9	763,79	98,2	720,15	21,82
set.2003	856,53	27,27	638,3	120,02	1800,38	141,84
out.2003	490,7	98,1	490,1	36,3	292	34,5
nov.2003	391,8	25,3	954,3	54,4	1461,6	87,2
dez.2003	256,6	36,2	523,4	65,4	2126,6	0
jan.2004	326,7	65,2	1253,9	90,8	1319,9	43,6
fev.2004	24,6	2,2	13,8	2,8	723,7	81,2
mar.2004	774,3	120	479,2	79,7	785,1	87,2
abr.2004	566,02	68,19	-	-	261,86	229,14
mai.2004	64,0	4,0	-	-	174	37,4
jun.2004	42,05	2,5	-	-	50,29	6,66
jul.2004	47,47	5,41	-	-	46,65	11,25

Tabela 8 – Densidades fitoplanctônicas (ind./ml), por classe taxonômica dos mananciais abastecedores de São Bento do Sul, SC, de agosto/2003 a julho/2004

Meses	Locais	Bacil.	Chlor.	Ciano.	Euglen.	Crys.	Dino.	Xant.
ago.2003	E1	370,99	578,3	130,9	0	0	10,91	0
	E2	207,31	523,75	98,2	0	32,73	0	0
	E3	240,05	480,1	21,82	0	0	0	0
set.2003	E1	180,03	621,95	27,27	5,45	49,1	0	0
	E2	196,4	436,46	120,02	0	0	5,45	0
	E3	98,2	1598,53	141,84	10,91	92,74	0	0
out.2003	E1	218,1	229	98,1	0	43,6	0	0
	E2	336,1	145	36,3	0	9	0	0
	E3	109,1	173,1	34,5	4,9	4,9	0	0
nov.2003	E1	82,4	246,1	25,3	38	19	6,3	0
	E2	300	518,1	54,5	54,5	81,7	0	0
	E3	87,2	392,5	87,2	43,6	938,3	0	0
dez.2003	E1	66,5	175	36,2	12,1	6	6	0
	E2	196,4	327	65,4	0	0	0	0
	E3	245,4	1772,2	0	109	0	0	0
jan.2004	E1	130,7	188,8	65,2	7,2	0	0	0
	E2	1036,3	181,4	90,8	18,1	18,1	0	0
	E3	109	981,9	43,6	229	0	0	0
fev.2004	E1	16,8	6,2	2,2	1,6	0	0	0
	E2	6,0	5,0	2,8	2,4	0,2	0,2	0
	E3	81,2	260	81,2	138,3	244,2	0	0
mar.2004	E1	250,9	403,5	120	119,9	0	0	0
	E2	247,1	152,2	79,7	50,9	0	29	0
	E3	283,5	272,7	87,2	218	10,9	0	0
abr.2004	E1	129,57	190,95	68,19	143,21	0	102,29	0
	E3	152,76	141,84	229,14	185,49	21,82	0	54,55
mai.2004	E1	53,2	6,4	4	4,2	0,2	0	0
	E3	49,7	83,9	37,4	31,1	9,3	0	0
jun.2004	E1	19,58	10,41	2,5	1,66	5,4	5	0
	E3	11,6	18,7	6,66	13,75	0,83	5,41	0
jul.2004	E1	30,4	12,0	5,4	3,7	0,4	0,8	0
	E3	17,5	17,91	11,25	8,33	0	0	1,25

Tabela 9 – Táxons dominantes e abundantes na barragem do rio Vermelho (E1), São Bento do Sul, SC

Meses	Dominantes	Abundantes
ago.2003	-	<i>A. formosa</i> ; <i>Fragilaria</i> sp, <i>Choricystis chodatii</i> , <i>Scenedesmus</i> sp.
set.2003	-	<i>A formosa</i> ; <i>Fragilaria</i> sp.; <i>Chlamydomonas</i> sp. <i>Scenedesmus</i> sp.; <i>Crucigenia tetrapedia</i> ; <i>Cosmarium moniliforme</i>
out.2003	-	Cf <i>Leptolyngbya</i> sp.; <i>A formosa</i> ; <i>Nitzschia acicularis</i> ; <i>Scenedesmus</i> sp.; outras diatomáceas
nov.2003	-	Diatomáceas; <i>Closterium moniliferum</i> ; <i>Monoraphydium contortum</i> ; <i>Scenedesmus</i> sp.; <i>Choricystis chodatii</i>
dez.2003	-	Cf <i>Leptolyngbya</i> sp.; <i>Fragilaria</i> sp.; outras diatomáceas; <i>Monoraphydium contortum</i> ; <i>Scenedesmus</i> sp.;
jan.2004	-	Cf <i>Leptolyngbya</i> sp.; diatomáceas; <i>Choricystis chodatii</i>
fev.2004	-	Cf <i>Leptolyngbya</i> sp.; <i>Pinnularia</i> sp.; outras diatomáceas; <i>T. volvocinopsis</i>
mar.2004	-	Cf <i>Leptolyngbya</i> sp.; diatomáceas; <i>T. volvocinopsis</i> ; <i>Chlorella</i> sp.; <i>Chlamydomonas</i> sp.
abr.2004	-	Cf <i>Leptolyngbya</i> sp.; diatomáceas; Peridinales; <i>T. volvocinopsis</i> ; <i>Koliella spiculiformis</i> ; <i>Staurastrum</i> cf <i>cyclacanthum</i> ;
mai.2004	<i>Fragilaria</i> sp.	<i>T. volvocinopsis</i>
jun.2004	-	Cf <i>Leptolyngbya</i> sp.; <i>Synura</i> sp.; Peridinales; <i>Scenedesmus</i> sp.
jul.2004	-	Cf <i>Leptolyngbya</i> sp.; diatomáceas; <i>T. volvocinopsis</i> ; <i>M. contortum</i> ; <i>M. irregulare</i> ; <i>Scenedesmus</i> sp.

Tabela 10 – Táxons dominantes e abundantes na estação da 1ª Ponte do rio Vermelho (E2), São Bento do Sul, SC

Meses	Dominantes	Abundantes
ago.2003	-	Cf <i>Leptolyngbya</i> sp.; <i>A. formosa</i> ; <i>Nitzschia acicularis</i> ; <i>C. tetrapedia</i> ; <i>Staurastrum cf cyclacanthum</i> ; <i>Choricystis chodatii</i> ;
set.2003	-	Cf <i>Leptolyngbya</i> sp.; <i>Fragilaria</i> sp.; <i>N. acicularis</i> ; <i>Scenedesmus</i> sp.
out.2003	-	<i>A. formosa</i> ; <i>Fragilaria</i> sp.; outras diatomáceas
nov.2003	-	Diatomáceas; <i>M. contortum</i> ;
dez.2003	-	Cf <i>Leptolyngbya</i> sp.; diatomáceas
jan.2004	Diatomáceas	-
fev.2004	-	Cf <i>Leptolyngbya</i> sp.; <i>Fragilaria</i> sp.; outras diatomáceas; <i>C. chodatii</i> ; <i>Chlorella</i> sp.; <i>Scenedesmus</i> sp.; <i>T. volvocinopsis</i>
mar.2004	-	Cf <i>Leptolyngbya</i> sp.; <i>Fragilaria</i> sp.; outras diatomáceas; <i>T. volvocinopsis</i> ;

Tabela 11 – Táxons dominantes e abundantes na barragem do rio Negrinho (E3), São Bento do Sul, SC

Meses	Dominantes	Abundantes
ago.2003	-	<i>A. formosa</i> ; <i>Fragilaria</i> sp.; <i>Crucigenia tetrapedia</i> ; <i>Scenedesmus</i> sp.; <i>Coenocystis subcylindrica</i>
set.2003	<i>Chlamydomonas</i> sp.	<i>Chlorella</i> sp.; <i>M. contortum</i>
out.2003	-	Cf <i>Leptolyngbya</i> sp.; diatomáceas; <i>Chlamydomonas</i> sp.; <i>M. irregulare</i> ; <i>Scenedesmus</i> sp.
nov.2003	<i>Synura</i> sp.	<i>Cosmarium moniliforme</i>
dez.2003	-	<i>Cyclotella</i> sp.; <i>Chlamydomonas</i> sp.; <i>Choricystis chodatii</i> ; <i>Monoraphidium contortum</i>
jan.2004	<i>C. chodatii</i>	Diatomáceas; <i>T. volvocinopsis</i>
fev.2004	-	<i>Synura</i> sp.; diatomáceas; <i>Chlamydomonas</i> sp.; <i>Choricystis chodatii</i> ; <i>Scenedesmus</i> sp.
mar.2004	-	<i>Fragilaria</i> sp.; <i>Euglena</i> cf <i>rubida</i> ; <i>Choricystis chodatii</i> ; <i>Scenedesmus</i> sp.
abr.2004	-	Cf <i>Leptolyngbya</i> sp.; <i>Centritactus belenophorus</i> ; diatomáceas; <i>Trachelomonas volvocinopsis</i> ; <i>Choricystis chodatii</i> ;
mai.2004	-	Cf <i>Leptolyngbya</i> sp.; <i>T. volvocinopsis</i> ; diatomáceas; <i>Cosmarium moniliforme</i> ; <i>Coenocystis subcylindrica</i>
jun.2004	-	Cf <i>Leptolyngbya</i> sp.; <i>T. volvocinopsis</i> ; <i>T. armata</i> var. <i>armata</i> ; diatomáceas; <i>Cosmarium moniliforme</i> ; <i>Chlorella</i> sp.; <i>M. contortum</i> ;
jul.2004	-	Cf <i>Leptolyngbya</i> sp.; <i>Fragilaria</i> sp.; outras diatomáceas; <i>T. volvocinopsis</i> ; <i>Euglena</i> cf <i>rubida</i> ; <i>Cosmarium moniliforme</i> ; <i>Scenedesmus</i> sp.

Tabela 12 – Biovolume de cianobactérias ($\text{mm}^3.\text{L}^{-1}$) dos mananciais abastecedores de São Bento do Sul, SC, de agosto/2003 a julho/2004

Meses	E1	E2	E3
ago.2003	0,00795	0,00922	0,00156
set.2003	0,003766	0,011512	0,0291954
out.2003	0,0124	0,005	0,0227
nov.2003	0,0101	0,0497	0,0728
dez.2003	0,005	0,009	0
jan.2004	0,0078	0,0195	0,0015
fev.2004	0,00034	0,000405	0,005
mar.2004	0,0166	0,0103	0,00482
abr.2004	0,00655	-	0,014409
mai.2004	0,000517	-	0,00516
jun.2004	0,000345	-	0,001015
jul.2004	0,0007	-	0,001869

Tabela 13 – Número mais provável de Coliformes Totais e Termotolerantes dos mananciais abastecedores de São Bento do Su, SC, de agosto/2003 a julho/2004

	Coliformes Totais			Coliformes Termotolerantes		
	E1	E2	E3	E1	E2	E3
ago.2003	700	-	7.000	0	-	2.300
set.2003	900	-	8.000	900	-	1.100
out.2003	170.000	110.000	94.500	30.000	110.000	3.625
nov.2003	2.200	8.000	72.250	1.700	1.700	8.200
dez.2003	2.700	3.400	78.600	0	900	10.760
jan.2004	3.000	11.000	18.250	400	800	1.575
fev.2004	5.000	5.000	300.000	300	700	28.000
mar.2004	24.000	30.000	33.250	3.000	4.400	4.400
abr.2004	3.000	-	>1.600.000	700	-	170.000
mai.2004	700	-	30.000	200	-	3.000
junh.2004	200	-	170.000	0	-	11.000
jul.2004	11.000	-	24.000	23	-	2.700

Tabela 14 – Unidades formadoras de colônias de bactérias heterotróficas dos mananciais de São Bento do Sul, SC, de agosto/2003 a julho/2004

	E1	E2	E3
ago.2003	1.400	-	4.600
set.2003	2.900	-	17.200
out.2003	20.200	-	11.800
nov.2003	12.500	8.200	33.700
dez.2003	600	9.000	5.100
jan.2004	8.300	8.400	18.250
fev.2004	3.000	3.500	22.100
mar.2004	23.000	20.900	11.700
abr.2004	3.700	-	191.200
mai.2004	2.900	-	3.000
junh.2004	500	-	300.000
jul.2004	1.800	-	5.600

Tabela 15 – Matriz de correlação da análise de componentes principais da E1									
	Axis 1	Axis 2	Axis 3	Axis 4	Axis 5				
Eigenvalues	5,512	3,038	2,293	1,731	0,948				
Percentage	36,745	20,256	15,285	11,54	6,318				
Cum. Percentage	36,745	57,001	72,286	83,826	90,144				
							Matriz correlações		
PCA variable loadings									
	Axis 1	Axis 2	Axis 3	Axis 4	Axis 5		Axis 1	Axis 2	Axis 3
PMM	-0,127	0,072	-0,093	0,542	0,045	PMM	-0,29817	0,125495	-0,14083
TAG	0,192	-0,091	-0,094	0,604	0,156	TAG	0,450771	-0,02442	-0,14234
TS	-0,14	-0,309	0,422	-0,022	-0,234	TS	-0,32869	-0,53858	0,63902
pH	-0,002	0,287	0,407	-0,089	0,329	pH	-0,0047	0,07701	0,616306
DT	0,359	-0,243	0,192	0,088	-0,052	DT	0,842848	-0,42355	0,290739
BAC	0,355	-0,174	0,253	-0,121	-0,151	BAC	0,833457	-0,04669	0,383109
CHL	0,304	-0,204	0,335	0,218	0,036	CHL	0,713721	-0,35557	0,507279
CIA	0,37	-0,16	0,047	-0,216	-0,081	CIA	0,868673	-0,04293	0,07117
EUG	0,164	-0,316	-0,447	-0,001	0,173	EUG	0,385033	-0,55078	-0,67688
CRY	0,193	0,297	0,15	0,426	-0,204	CRY	0,453119	0,079693	0,22714
DIN	0,034	-0,333	-0,359	0,026	-0,422	DIN	0,079824	-0,58041	-0,54362
BC	0,386	-0,004	-0,094	-0,093	0,33	BC	0,906237	-0,00107	-0,14234
CT	0,246	0,396	-0,119	-0,072	-0,373	CT	0,57755	0,690222	-0,1802
CTE	0,251	0,395	-0,104	-0,046	-0,38	CTE	0,589289	0,10599	-0,15748
BHT	0,325	0,199	-0,197	-0,133	0,368	BHT	0,763024	0,346854	-0,29831

Legenda

E1 = Estação 1 Barragem do rio Vermelho

E2 = Estação 2 Barragem do rio Negrinho

PM = Precipitações Médias Mensais (mm)

TAG = Temperatura da água (°C)

TS = Transparência da Água - Secchi (m)

ALC = Alcalinidade da água (mg/l)

DUR = Dureza da Água (mg/l)

DT = Densidade Total (Ind/ml)

BAC = Bacillariophyceae

CHL = Chlorophyta

CYA = Cyanophyta

EUG = Euglenophyta

DIN = Dinophyta

CRY = Crysophyta

BC = Biovolume de Cianobactérias (mm³.L⁻¹)

CT = Coliformes Totais (NMP)

CTE = Coliformes Termotolerantes (NMP)

BHT = Bactérias Heterotróficas (UFC)

Tabela 16 – Matriz de Correlação da Análise de Componentes Principais da E3									
	Axis 1	Axis 2	Axis 3	Axis 4	Axis 5				
Eigenvalues	4,163	3,709	2,487	2,088	1,789				
Percentage	24,487	21,819	14,63	12,283	10,526				
Cum. Percentage	24,487	46,306	60,936	73,219	83,744				
							Matriz correlações		
PCA variable loadings									
	Axis 1	Axis 2	Axis 3	Axis 4	Axis 5		Axis 1	Axis 2	Axis 3
PMM	0,112	0,156	0,273	-0,166	-0,428	PMM	0,228518	0,300437	0,430527
TAG	0,459	0,018	0,086	-0,163	-0,009	TAG	0,936517	0,034666	0,135624
TS	-0,109	0,22	0,227	0,48	0,022	TS	-0,2224	0,423693	0,357984
pH	0,016	0,109	0,16	0,614	-0,147	pH	0,032645	0,209921	0,252324
ALC	0,087	0,238	-0,323	0,256	0,291	ALC	0,17751	0,458359	-0,50938
DUR	0,25	-0,197	-0,271	0,037	0,335	DUR	0,510086	-0,3794	-0,42737
DT	0,403	0,169	0,065	-0,028	-0,26	DT	0,822258	0,325473	0,102506
BAC	0,311	0,07	0,217	0,081	0,29	BAC	0,634547	0,134811	0,342214
CHL	0,299	0,263	0,234	-0,036	-0,219	CHL	0,610063	0,506505	0,369023
CIA	0,271	-0,356	-0,076	0,204	-0,064	CIA	0,552933	-0,68561	-0,11985
EUG	0,255	-0,23	0,184	-0,288	0,219	EUG	0,520287	-0,44295	0,290172
CRY	0,125	0,017	-0,478	0,01	-0,33	CRY	0,255043	0,03274	-0,75382
DIN	-0,315	-0,123	0,044	-0,158	-0,196	DIN	-0,64271	-0,23688	0,069389
BC	0,168	-0,002	-0,494	0,088	-0,354	BC	0,342778	-0,00385	-0,77905
CT	0,103	-0,45	0,128	0,224	-0,086	CT	0,210155	-0,86664	0,201859
CTE	0,12	-0,44	0,141	0,236	-0,091	CTE	0,244841	-0,84739	0,22236
BHT	-0,197	-0,354	0,08	-0,008	-0,241	BHT	-0,40195	-0,68176	0,126162

Legenda

E1 = Estação 1 Barragem do rio Vermelho

E2 = Estação 2 Barragem do rio Negrinho

PM = Precipitações Médias Mensais (mm)

TAG = Temperatura da água (°C)

TS = Transparência da Água - Secchi (m)

ALC = Alcalinidade da água (mg/l)

DUR = Dureza da Água (mg/l)

DT = Densidade Total (Ind/ml)

BAC = Bacillariophyceae

CHL = Chlorophyta

CYA = Cyanophyta

EUG = Euglenophyta

DIN = Dinophyta

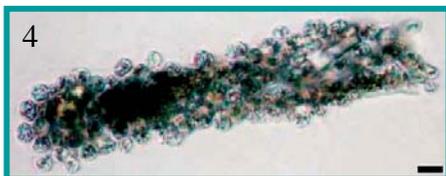
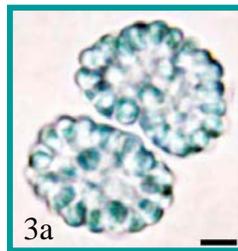
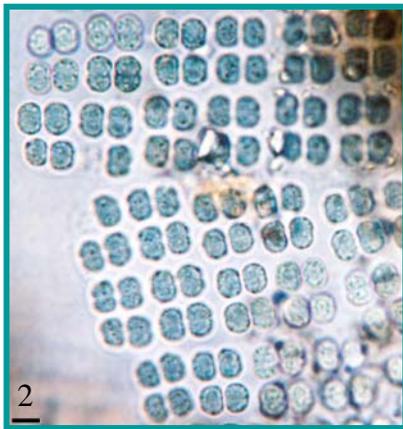
CRY = Crysophyta

BC = Biovolume de Cianobactérias (mm³.L⁻¹)

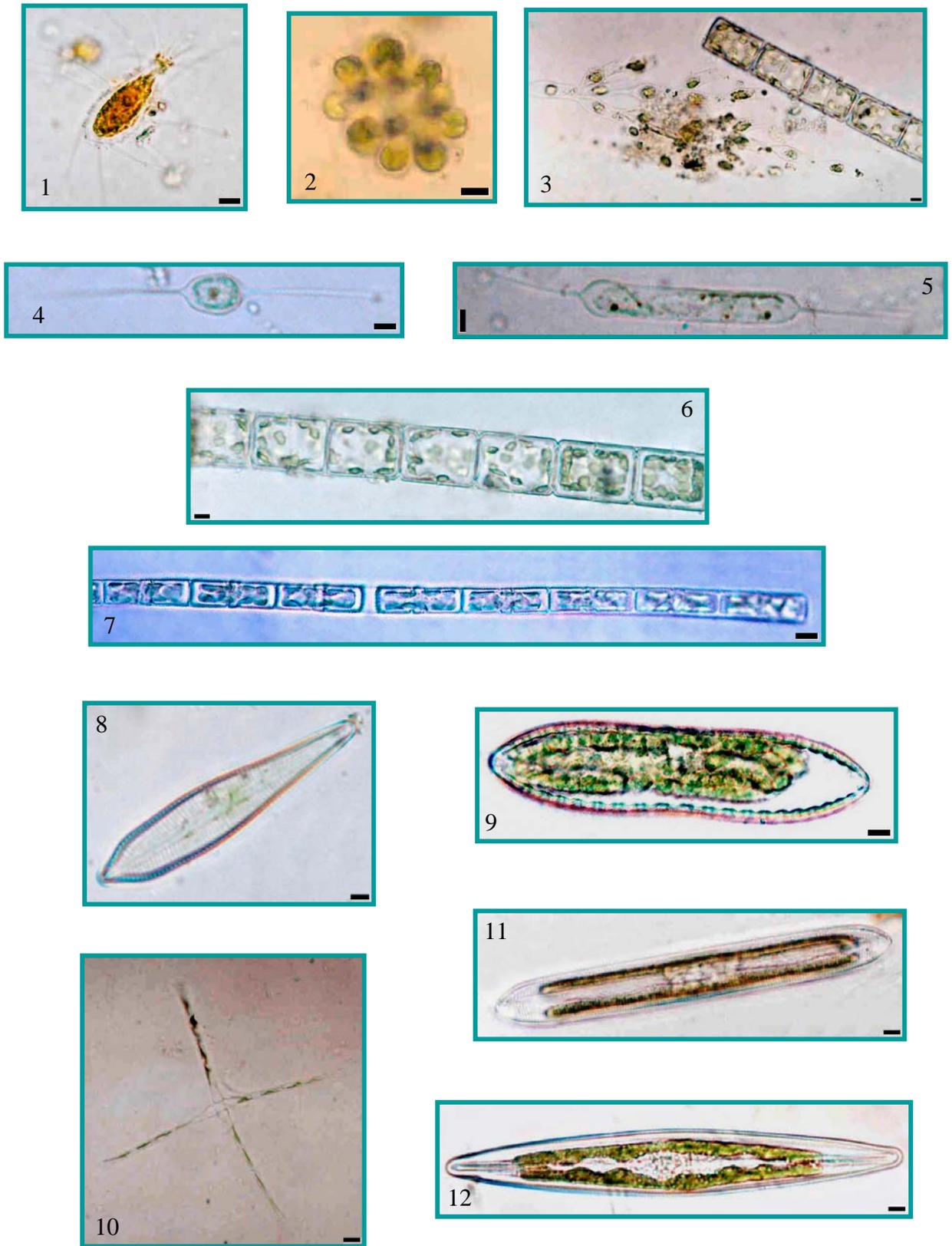
CT = Coliformes Totais (NMP)

CTE = Coliformes Termotolerantes (NMP)

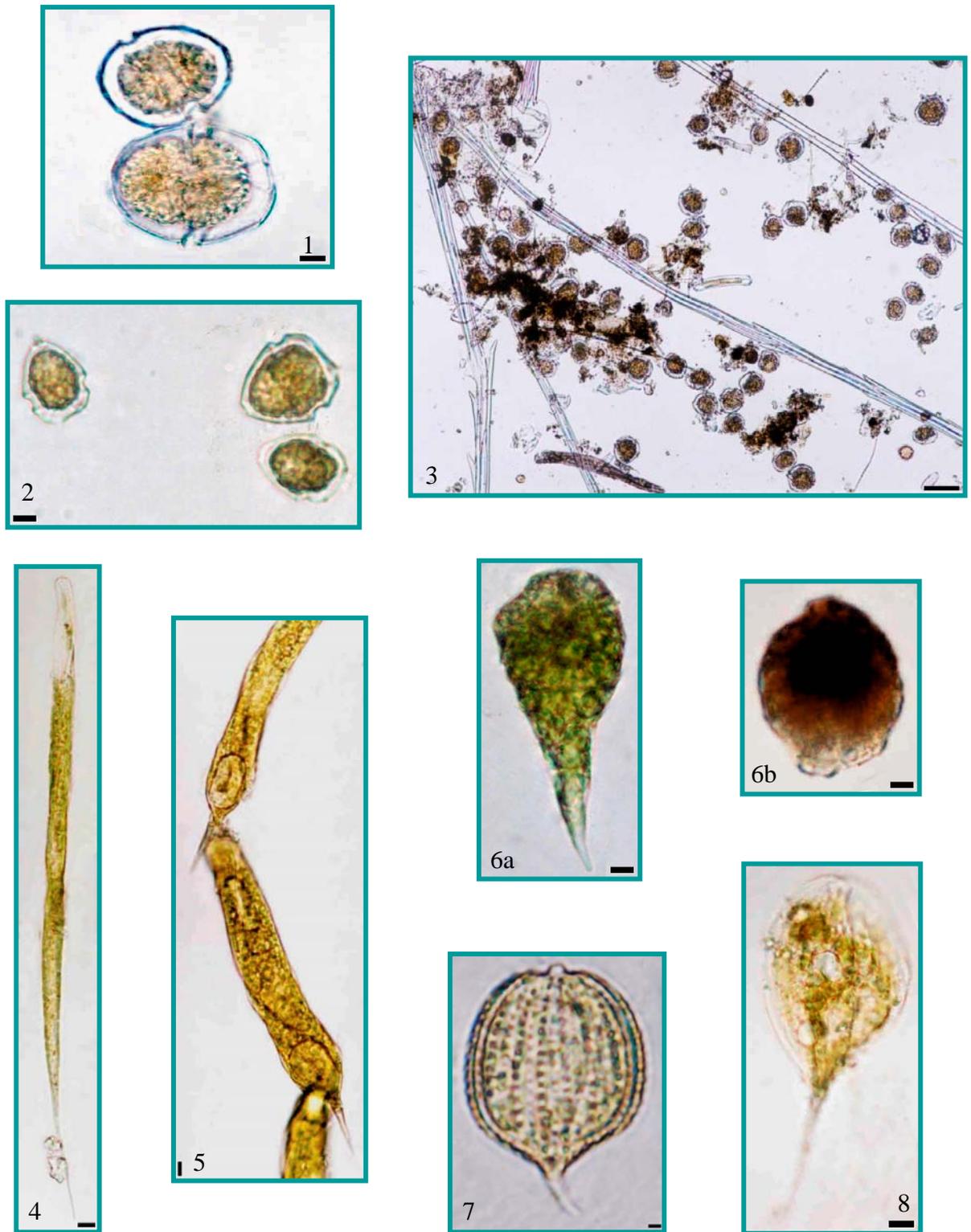
BHT = Bactérias Heterotróficas (UFC)



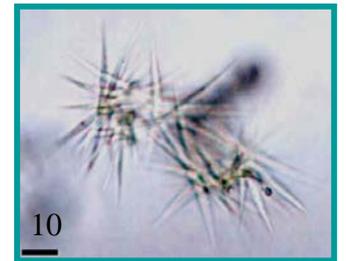
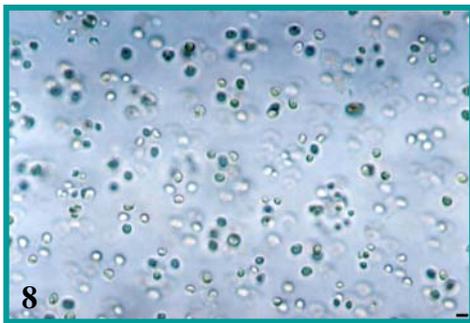
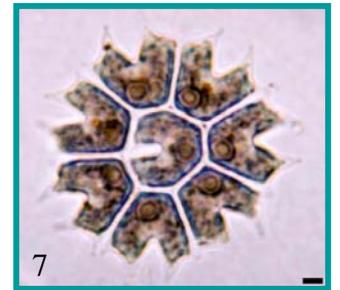
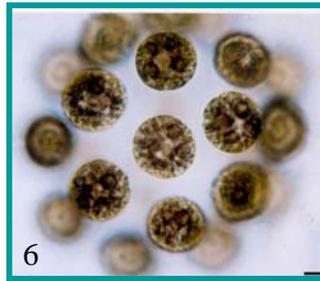
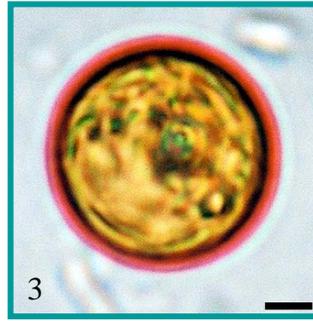
Prancha I - 1. *Johannesbaptistia pellucida*; 2. *Merismopedia elegans*; 3a. *Woronichinia compacta*; 3b. *W. compacta* (com nanquin); 4. *Microcystis* sp.; 5. *Lyngbya martensiana*; 6. *Pseudanabaena galeata*; 7. *Phormidium simplicissimum*; 8. *Oscillatoria princeps*; 9. *Arthrospira* cf *skujae*; 10. *Oscillatoria limosa*; 11. *Planktothrix* cf *mougeotii*; 12. *Anabaena solitaria* Escala = 10 μ m



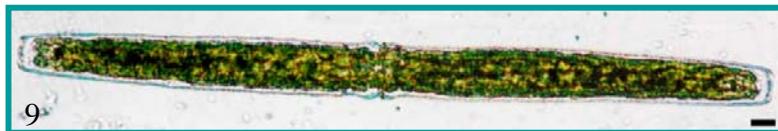
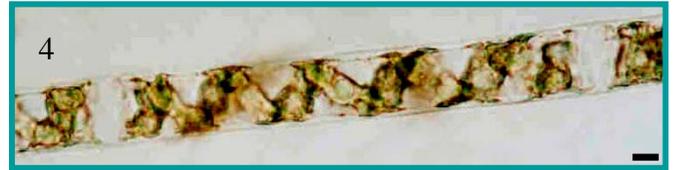
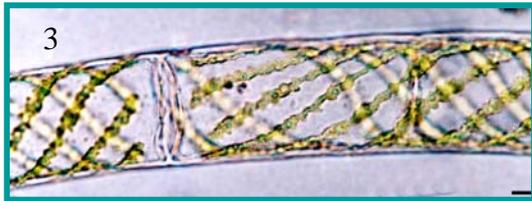
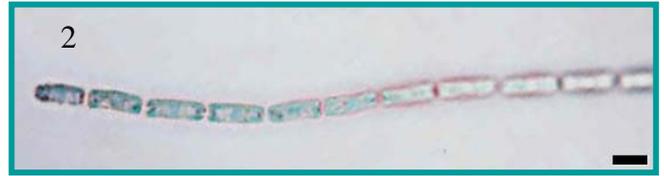
Prancha II - 1. *Mallomonas* sp. (com lugol); 2. *Synura* sp.; 3. *Dinobryon sertularia*; 4 e 5 *Centritractus belenophorus*; 6. *Melosira varians*; 7. *Aulacoseira granulata* (com filtro duplo cor azul); 8. *Gomphonema augur* var. *turris*; 9. *Surirella biseriata*; 10. *Asterionella formosa*; 11. *Pinnularia maior* var. *subacuta*; 12. *Amphipleura lindheimeri* Escala = 10 μ m



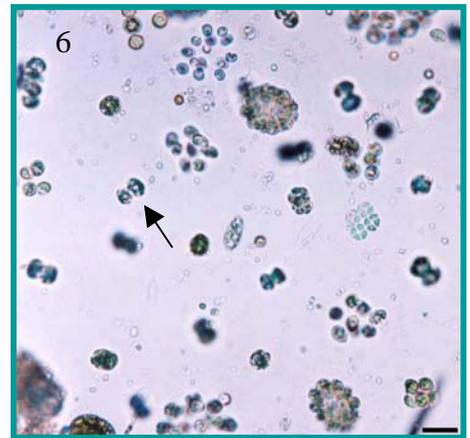
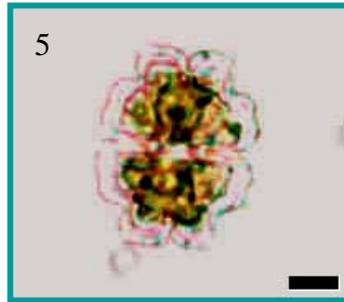
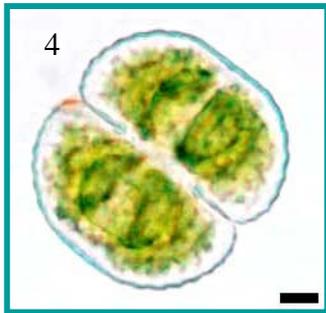
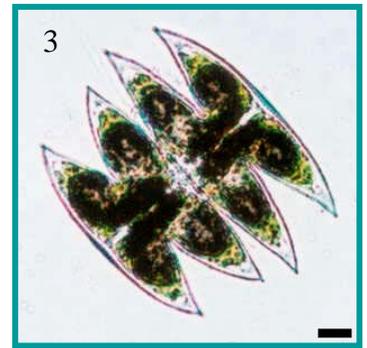
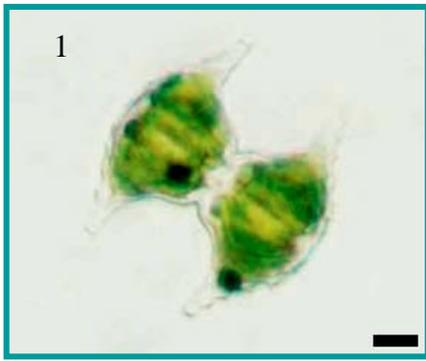
Prancha III - 1. *Peridinium willei*; 2. *Peridinales*; 3. Aspecto geral da lâmina (Escala = 50 µm);
 4. *Euglena acus*; 5. *Euglena oxyuris*; 6a e 6b. *Euglena rubida*; 7. *Phacus suecicus*; 8. *Phacus longicauda*
 Escala = 10 µm



Prancha IV - 1. *Trachelomonas acanthophora*; 2. *Trachelomonas armata* var. *armata*; 3. *Trachelomonas volvocinopsis*; 4. *Strombomonas fluviatilis* var. *levis*; 5. *Pandorina morum*; 6. *Eudorina illinoisensis* (com lugol); 7. *Pediastrum birradiatum* (com lugol); 8. *Dictyosphaerium ehrenbergianum*; 9. *Oocystis lacustris*; 10. *Ankistrodesmus bernardii*; 11. *Scenedesmus acuminatus*; 12. *Koliella longiseta*; 13. *Catena* sp. Escala = 10 µm



Prancha V - 1. *Gloeotila contorta* (com lugol); 2. *Gloeotilopsis planctonica*; 3. *Spirogyra* sp. 1; 4. *Spirogyra* sp. 2; 5. *Closterium kuetzingii*; 6. *Closterium* cf. *macilentum* (com lugol); 7. *Closterium gracile* (com lugol); 8. *Closterium moniliferum*; 9. *Pleurotaenium trabecula*
Escala = 10 µm



Prancha VI - 1. *Staurastrum margaritacerum* var. *margaritacerum*; 2. *Staurastrum* cf *punctulatum*; 3. *Micrasteria laticeps* var. *acuminata* (com lugol); 4. *Euastrum* cf *evolutum*; 5. *Cosmarium* cf *punctulatum*; 6. Aspecto geral da lâmina: dominância de *Cosmarium moniliforme* (Escala = 50 μ m); 7. *Bambusina brebissonii*; 8. *Hialotheca mucosa* Escala - 10 μ m

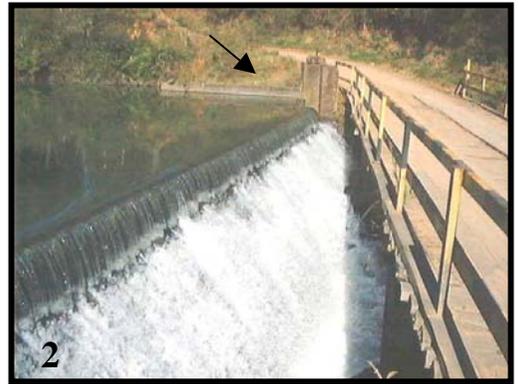


Figura 19 - Fotos dos mananciais abastecedores de São Bento do Sul

1. Rio Vermelho; 2. Barragem do rio Vermelho; 3. Barragem do rio Negrinho; 4. Barragem do rio Negrinho (período de estiagem); 5. Estação da 1ª ponte do rio Vermelho; 6. Estação da 2ª ponte do rio Vermelho; 7. Lagoa de piscicultura próxima ao rio Vermelho com florações de *Euglena cf rubida*