**Universidade de São Paulo
Faculdade de Saúde Pública**

**Transposição das águas do braço Taquacetuba da
represa Billings para a represa Guarapiranga:
aspectos relacionados à qualidade de água para
abastecimento**

Mayla Matsuzaki

**Tese apresentada ao Programa de Pós-
Graduação em Saúde Pública para
obtenção do título de Doutor em Saúde
Pública.**

Área de Concentração: Saúde Ambiental

**Orientador: Prof. Dr. José Luiz Negrão
Mucci**

**São Paulo
2007**

**Transposição das águas do braço Taquacetuba da
represa Billings para a represa Guarapiranga:
aspectos relacionados à qualidade de água para
abastecimento**

Mayla Matsuzaki

**Tese apresentada ao Programa de Pós-
Graduação em Saúde Pública para
obtenção do título de Doutor em Saúde
Pública.**

Área de Concentração: Saúde Ambiental

**Orientador: Prof. Dr. José Luiz Negrão
Mucci**

**São Paulo
2007**

É expressamente proibida a comercialização deste documento, tanto na sua forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano da tese.

Aos meus pais e irmãos,
por toda compreensão e carinho
Ao meu querido Carlos,
por todo apoio e amor sempre

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar agradeço a Deus por toda a força e fé que me motiva a seguir sempre em frente.

Ao amigo e Prof. Dr. José Luiz Negrão Mucci pela amizade, orientação, paciência, confiança e apoio diante de todas as dificuldades encontradas no decorrer do trabalho.

Ao Prof. Dr. Aristides Almeida Rocha, à Dra. Maria do Carmo Carvalho pelas sugestões e conselhos durante o exame de qualificação e construção do trabalho.

A todos os professores da Faculdade de Saúde Pública pelos ensinamentos, especialmente ao Prof. Dr. Carlos Celso do Amaral e Silva, Prof. Dr. Roque Passos Piveli, Prof^a. Dra Denise Navas Pereira e Prof^a. Dra. Wanda Maria Risso Günther.

Às colegas do Departamento de Saúde Ambiental, Solange, Silvana, Maria do Carmo e Mariana pelo estímulo todos esses anos.

À Dra. Maria Inês Zanoli Sato, Dra. Marta Condé Lamparelli, Dra. Maria do Carmo Carvalho e Dra. Elayse Maria Hachich pela atenção, incentivo e auxílio no desenvolvimento do trabalho.

À Dra. Maria Sílvia Romitelli pela sugestão do tema e por toda compreensão e amizade.

À querida amiga Marcina pelos ensinamentos, carinho e apoio sempre.

A todos os amigos da Secretaria de Meio Ambiente e da CETESB pelo afeto, alto astral, força e amizade ao longo desses três anos de convívio, em especial: Valéria, Alexandra, Archimedes, Patrícia, Celina,

Raquel, Célia, Maria Silvia, Bete Kono, Luciana, Beto, Helena, Ana Cristina, Camila, Carla, Renata, Wagner, Dani, Carol, Ana Xavier, Adolfo, Luís Carlos, Marília, Neusa, Malu, Maria Alice, Silvia, Marisa K, Marisa Ponzio, Chico, Maria Cristina, Teresinha, Cristiane, Adriana, Paulo Henrique, Riso, Verinha e Alexandre Pansani.

À Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo - SABESP pela disponibilização dos dados essenciais para a realização do trabalho.

Aos engenheiros da SABESP Armando P. Flores, Sérgio Kian, Ana Lúcia Silva e à bióloga Lígia Marino pela atenção, fornecimento dos dados e solução de dúvidas.

A todos os funcionários da Faculdade de Saúde Pública, em especial ao Sérgio, Andrade, Ângela, Márcia e Vânia pela competência e auxílio.

Ao Carlos Alberto, meu querido companheiro e amigo que sempre esteve ao meu lado nos momentos mais difíceis e também nos mais felizes, pelas críticas e sugestões, e principalmente por todo seu amor e dedicação.

Aos meus pais Sinji e Mariko pela vida, pelos ensinamentos e oportunidades oferecidas, incentivo e pelo amor incondicional.

Aos meus irmãos Karin, Fábio e Marcos pela amizade, companheirismo e apoio constante.

Aos meus avós pela lição de vida e coragem.

Aos meus tios, tias, e primos pelo carinho e incentivo em todos os momentos.

Enfim a todas as pessoas que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho.

O que vale na vida não é o ponto de partida
e sim a caminhada,
Caminhando e semeando,
no fim terás o que colher.
(Cora Coralina)

RESUMO

Matsuzaki M. Transposição das águas do Braço Taquacetuba da Represa Billings para a Represa Guarapiranga: aspectos relacionados à qualidade de água para abastecimento [tese de doutorado]. São Paulo: Faculdade de Saúde Pública da USP; 2007.

Objetivo. O Sistema Produtor Taquacetuba-Guarapiranga consiste na transposição das águas do Braço Taquacetuba da Represa Billings para a Represa Guarapiranga, e tem por objetivo incrementar o suprimento de água à população da Região Metropolitana de São Paulo. Diante dos problemas potenciais à saúde pública envolvidos na operação desse sistema foi realizado um estudo com o objetivo de avaliar os aspectos sanitários das águas da Represa Guarapiranga após a transposição das águas.

Metodologia. Este trabalho foi desenvolvido a partir de dados secundários obtidos junto a SABESP, correspondentes ao período de monitoramento de março de 2001 a fevereiro de 2003, em pontos localizados nas represas Guarapiranga e Billings. Foram analisados os dados das seguintes variáveis ambientais, biológicas e toxicológica: pluviosidade, temperatura da água e do ar, turbidez, pH, nutrientes, *E. coli*, contagens de células de cianobactérias, e concentrações de microcistinas. Para a análise dos dados foi aplicado o coeficiente de correlação de Spearman. **Resultados.** Foram verificadas densidades elevadas de *Microcystis*, *Cylindrospermopsis* e *Oscillatoriales* nos períodos de maior pluviosidade. As variáveis que apresentaram correlações significativas com a densidade de cianobactérias foram: temperatura, pH, turbidez, nutrientes e microcistinas. No período de estudo foram verificadas não conformidades em relação à Resolução CONAMA 357/05, para águas classe 2, principalmente quanto aos teores de fósforo e nitrogênio totais. **Conclusões.** Algumas variáveis ambientais favoreceram o desenvolvimento de cianobactérias potencialmente tóxicas nos reservatórios. A transposição das águas do braço Taquacetuba pode estar influenciando a

qualidade das águas da represa Guarapiranga, especialmente no que se refere às densidades de cianobactérias. Recomenda-se o contínuo monitoramento das águas destinadas ao abastecimento público, o desenvolvimento de pesquisas voltadas ao gerenciamento de risco associado às cianobactérias, e a revisão periódica dos planos de contingência.

Descritores: Cianobactérias. Reservatórios. Abastecimento de Água.

ABSTRACT

Matsuzaki M. Water Transposition from Billings reservoir's Taquacetuba branch to Guarapiranga Reservoir: Aspects related to water quality for water supply. [thesis]. São Paulo (BR): Public Health School. University of São Paulo. 2007.

Objective. The Taquacetuba-Guarapiranga productive system consists of water transposition from Billings reservoir's Taquacetuba branch to Guarapiranga Reservoir in order to increase water supply to the population in São Paulo Metropolitan Area. Due to the risks to public health involving such procedure, a study aiming to evaluate the sanitary aspects of Guarapiranga Reservoir water after the transposition was carried out. **Method.** The present work was based on secondary data obtained from SABESP in the period between March 2001 and February 2003, in sampling stations located in Guarapiranga and Billings Reservoirs. The environmental, biological and toxicological variables studied were: rainfall, water and air temperature, turbidity, pH, nutrients, *E. coli*, cyanobacterial cell counting and microcystin concentration. The results were analyzed using Spearman's correlation test. **Results.** High densities of *Microcystis*, *Cylindrospermopsis* and Oscillatoriales were obtained in periods of intense rainfall. The variables showing significant correlation to cyanobacteria density were: temperature, pH, turbidity, nutrients and microcystin. During the period studied herein, non-conformities to CONAMA's Resolution 357/05 for class 2 waters were verified, concerning total phosphorous and total nitrogen. **Conclusions.** Some environmental variables favored the development of potentially toxic cyanobacteria in the reservoirs. Water transposition from Taquacetuba branch may be influencing the water quality in Guarapiranga reservoir, mainly in what concerns cyanobacteria densities. It is recommended that a continuing monitoring of water used to public supply is performed, as well as

risk management related to cyanobacteria and the periodic revision of contingency plans.

Descriptors: Cyanobacteria, Reservoirs, Water supply.

ÍNDICE

1 INTRODUÇÃO	21
1.1 As Transposições Hídricas	22
1.2 O Sistema Produtor Taquacetuba-Guarapiranga	25
1.3 Qualidade das Águas e Cianobactérias	27
2 OBJETIVOS	34
2.1 Objetivo Geral	34
2.2 Objetivos Específicos	34
3 METODOLOGIA	35
3.1 Caracterização da Área de Estudo	35
3.1.1 Bacia Hidrográfica do Alto Tietê	35
3.1.2 Reservatório Guarapiranga	38
3.1.3 Reservatório Billings	40
3.1.4 Sistema Produtor Taquacetuba-Guarapiranga	41
3.2 Levantamento dos Dados	45
3.2.1 Pontos de Amostragem	46
3.2.2 Variáveis Ambientais	47
3.2.2.1 Parâmetro Climatológico - Precipitação	47
3.2.2.2 Parâmetros Físicos e Químicos	47
3.2.2.3 Parâmetros Biológicos	48
3.2.2.4 Parâmetro Toxicológico	48
3.3 Índice de Estado Trófico	49
3.4 Atendimento à Resolução Conama 357/05	50
3.5 Aplicação de Algicida na Represa Guarapiranga	50
3.6 Tratamento Estatístico dos Dados	50
3.7 Plano de Contingência para Cianobactérias	51
4 RESULTADOS	52
4.1 Variáveis Ambientais	52
4.1.1 Parâmetro Climatológico - Precipitação	52
4.1.2 Parâmetros Físicos e Químicos	53
4.1.3 Parâmetros Biológicos e Toxicológico	59

4.2	Aplicação de Algicida na Represa Guarapiranga	63
4.3	Atendimento à Resolução Conama 357/05	65
4.4	Análise Estatística dos Dados – Coeficiente de Correlação de Spearman (rs)	73
4.5	Índice de Estado Trófico	75
4.6	Plano de Contingência para Cianobactérias	76
5	DISCUSSÃO	77
5.1	Variáveis Ambientais	77
5.2	As Cianobactérias e as Variáveis Ambientais	86
5.3	Cianobactérias e Saúde Pública	97
5.4	Planos de Contingência	106
6	CONCLUSÕES	118
7	RECOMENDAÇÕES	120
8	REFERÊNCIAS	122
ANEXOS		
	Anexo A – Quadros, tabelas e figuras	139
	Anexo B - Plano de Contingência para ocorrência de cianobactérias no Sistema Produtor Taquacetuba/Guarapiranga – SABESP	172

Lista de Figuras

Figura 1.	Imagem de satélite da área dos reservatórios Billings e Guarapiranga na Região Metropolitana de São Paulo (escala 1:100.000).	36
Figura 2.	Mapa da Bacia do Alto Tietê e suas sub-bacias.	37
Figura 3.	Uso e ocupação do solo no entorno da represa Guarapiranga.	39
Figura 4.	Imagem aérea da Represa Billings.	41
Figura 5.	Captação de água no Braço Taquacetuba no reservatório Billings para transposição para o reservatório Guarapiranga.	44
Figura 6.	Detalhe da estrutura de captação e estação de recalque das águas do Braço Taquacetuba do Reservatório Billings.	44
Figura 7.	Imagem aérea da várzea do rio Parelheiros (Represa Guarapiranga), nas proximidades do local de lançamento das águas transpostas.	45
Figura 8.	Local de lançamento das águas transpostas do reservatório Billings na Represa Guarapiranga.	45
Figura 9.	Localização dos pontos de amostragem selecionados na represa Billings e Guarapiranga. A seta indica o local de transposição das águas.	46
Figura 10.	Precipitação média mensal a partir de dados da estação pluviométrica Parelheiros/SP (DAEE, 2006), no período de março/01 a fevereiro/03. (http://www.daee.sp.gov.br/hidrometeorologia/bancodados.htm)	52

Figura 11.	Variação da temperatura do ar nos pontos de coleta, no período de março/2001 a fevereiro/2003.	57
Figura 12.	Variação da temperatura da água nos pontos de coleta, no período de março/2001 a fevereiro/2003.	57
Figura 13.	Variação das concentrações de fósforo reativo solúvel nos pontos de coleta, no período de março/2001 a fevereiro/2003.	58
Figura 14.	Variação das concentrações de nitrogênio albuminóide nos pontos de coleta, no período de março/2001 a fevereiro/2003.	58
Figura 15.	Variação das concentrações de carbono orgânico total nos pontos de coleta, no período de março/2001 a fevereiro/2003.	59
Figura 16.	Variação do número de <i>E. coli</i> nos pontos de coleta, no período de março/2001 a fevereiro/2003.	62
Figura 17.	Variação das concentrações de microcistinas na água nos pontos de coleta, no período de março/2001 a fevereiro/2003.	63
Figura 18.	Variação do número de células de <i>Cylindrospermopsis</i> e <i>Microcystis</i> e quantidades de sulfato de cobre aplicado na Represa Guarapiranga – ponto GU 101, no período de março/2001 a fevereiro/2003.	64
Figura 19.	Variação do número de células de Oscillatoriales e quantidades de sulfato de cobre aplicado na Represa Guarapiranga – ponto GU 101, no período de março/2001 a fevereiro/2003.	64

Figura 20.	Variação da turbidez das águas nos pontos de coleta, no período de março/2001 a fevereiro/2003.	65
Figura 21.	Variação do pH das águas nos pontos de coleta, no período de março/2001 a fevereiro/2003.	66
Figura 22.	Variação das concentrações de fósforo total nos pontos de coleta, no período de março/2001 a fevereiro/2003.	66
Figura 23.	Variação das concentrações de nitrogênio total nos pontos de coleta, no período de março/2001 a fevereiro/2003.	67
Figura 24.	Variação das concentrações de nitrogênio amoniacal no ponto GU 101, no período de março/2001 a fevereiro/2003.	68
Figura 25.	Variação das concentrações de nitrogênio amoniacal no ponto GU 104, no período de março/2001 a fevereiro/2003.	68
Figura 26.	Variação das concentrações de nitrogênio amoniacal no ponto GU 213, no período de março/2001 a fevereiro/2003.	69
Figura 27.	Variação das concentrações de nitrogênio amoniacal no ponto BL 105, no período de março/2001 a fevereiro/2003.	69
Figura 28.	Variação das concentrações de nitrato nos pontos de coleta, no período de março/2001 a fevereiro/2003.	70
Figura 29.	Variação das concentrações de nitrito nos pontos de coleta, no período de março/2001 a fevereiro/2003.	70
Figura 30.	Variação do número de células de <i>Cylindrospermopsis</i> nos pontos de coleta, no período de março/2001 a fevereiro/2003.	71

Figura 31.	Variação do número de células de <i>Microcystis</i> nos pontos de coleta, no período de março/2001 a fevereiro/2003.	72
Figura 32.	Variação do número de células de cianobactérias Oscillatoriales nos pontos de coleta, no período de março/2001 a fevereiro/2003.	72
Figura 33.	Índice de Estado Trófico para fósforo total nos pontos de coleta.	75
Figuras 34 (a-c).	Diagramas de dispersão entre o número de células de <i>Cylindrospermopsis</i> e as variáveis ambientais (turbidez, pH e fósforo total), no ponto GU101.	161
Figuras 34 (d-f).	Diagramas de dispersão entre o número de células de <i>Cylindrospermopsis</i> e as variáveis ambientais (nitrogênio albuminóide, nitrato e carbono orgânico total), no ponto GU101.	162
Figuras 35 (a-c).	Diagramas de dispersão entre o número de células de <i>Microcystis</i> e as variáveis ambientais (temperatura do ar, turbidez e fósforo total), no ponto GU101.	163
Figura 35 (d).	Diagrama de dispersão entre o número de células de <i>Microcystis</i> e nitrogênio albuminóide, no ponto GU101.	164
Figura 35 (e).	Diagrama de dispersão entre o número de células de <i>Microcystis</i> e as concentrações de microcistinas, no ponto GU101.	164
Figuras 36 (a-c).	Diagramas de dispersão entre o número de células de <i>Cylindrospermopsis</i> e as variáveis ambientais (turbidez, pH, fósforo total), no ponto GU104.	165

- Figuras 36 Diagramas de dispersão entre o número de células de 166
(d-f). *Cylindrospermopsis* e as variáveis ambientais (nitrogênio
albuminóide, nitrato, carbono orgânico total), no ponto
GU104.
- Figuras 37 Diagramas de dispersão entre o número de células de 167
(a-c). *Microcystis* e as variáveis ambientais (turbidez, pH e
fósforo total), no ponto GU104.
- Figura 37 Diagrama de dispersão entre o número de células de 168
(d) *Microcystis* e nitrogênio albuminóide, no ponto GU104.
- Figura 37 Diagrama de dispersão entre o número de células de 168
(e). *Microcystis* e as concentrações de microcistinas, no ponto
GU104.
- Figuras 38 Diagramas de dispersão entre o número de células de 169
(a-b). *Cylindrospermopsis* e *Microcystis*, e o pH no ponto
GU213.
- Figuras 39 Diagramas de dispersão entre o número de células de 170
(a-b). *Cylindrospermopsis* e a temperatura da água e do ar, no
ponto BL105.
- Figuras 40 Diagramas de dispersão entre o número de células de 171
(a-c). *Microcystis* e as variáveis ambientais (temperatura da
água, turbidez, pH), no ponto BL105.

Lista de Tabelas

Tabela 1.	Coeficiente de correlação de Spearman (r_s) entre o número de células de <i>Cylindrospermopsis</i> e <i>Microcystis</i> , e as variáveis ambientais no ponto de coleta GU 101.	154
Tabela 2.	Coeficiente de correlação de Spearman (r_s) entre o número de células de <i>Cylindrospermopsis</i> e <i>Microcystis</i> , e as variáveis ambientais no ponto de coleta GU 104.	154
Tabela 3.	Coeficiente de correlação de Spearman (r_s) entre o número de células de <i>Cylindrospermopsis</i> e <i>Microcystis</i> , e as variáveis ambientais no ponto de coleta GU 213.	155
Tabela 4.	Coeficiente de correlação de Spearman (r_s) entre o número de células de <i>Cylindrospermopsis</i> e <i>Microcystis</i> , e as variáveis ambientais no ponto de coleta BL105.	155
Tabela 5.	Coeficiente de correlação de Spearman (r_s) entre o número de células de <i>Microcystis</i> e as concentrações de microcistinas detectadas nos pontos de coleta.	156
Tabela 6.	Níveis de alerta e procedimentos propostos em protocolos internacionais para cianobactérias em águas de abastecimento.	157

Lista de Quadros

Quadro 1.	Características da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos – UGRHI 6.	35
Quadro 2.	Dados de precipitação diária na estação pluviométrica Parelheiros/SP (DAEE, 2006) e respectivos valores de precipitação média mensal, mínima e máxima, no período de março/2001 a fevereiro/2003.	141
Quadro 3.	Variáveis físicas, químicas, toxicológica e biológicas da água no ponto GU101, no período de março/2001 a fevereiro/2003.	143
Quadro 4.	Variáveis físicas, químicas, toxicológica e biológicas da água no ponto GU104, no período de março/2001 a fevereiro/2003.	144
Quadro 5.	Variáveis físicas, químicas, toxicológica e biológicas da água no ponto GU213, no período de março/2001 a fevereiro/2003.	145
Quadro 6.	Variáveis físicas, químicas, toxicológica e biológicas da água no ponto BL 105, no período de março/2001 a fevereiro/2003.	146
Quadro 7.	Quantidades de algicida aplicado (sulfato de cobre), em toneladas, na Represa Guarapiranga, no período de 2001 a 2003.	147
Quadro 8.	Índices de Estado Trófico para fósforo total nos pontos de coleta, no período de março/2001 a fevereiro/2003.	148

- Quadro 9. Densidade total de cianobactérias, e densidades de 149
Microcystis, *Cylindrospermopsis* e *Oscillatoriales* no
ponto GU 101, no período de março/2001 a
fevereiro/2003.
- Quadro 10. Densidade total de cianobactérias, e densidades de 150
Microcystis, *Cylindrospermopsis* e *Oscillatoriales* no
ponto GU 104, no período de março/2001 a
fevereiro/2003.
- Quadro 11. Densidade total de cianobactérias, e densidades de 151
Microcystis, *Cylindrospermopsis* e *Oscillatoriales* no
ponto GU 213, no período de março/2001 a
fevereiro/2003.
- Quadro 12. Densidade total de cianobactérias, e densidades de 152
Microcystis, *Cylindrospermopsis* e *Oscillatoriales* no
ponto BL 105, no período de março/2001 a
fevereiro/2003.

1 INTRODUÇÃO

Do total da água existente no mundo cerca de 97,5% se encontram nos oceanos, restando apenas 2,5% de água doce. Desses, 1,75% se encontram em calotas e geleiras polares, restando 0,75% dessa água podendo ser considerada aproveitável.

O problema da escassez de água está relacionado à distribuição desigual do recurso nas regiões, ao crescimento desordenado das demandas e principalmente pelos processos de degradação da sua qualidade, a partir da década de 1950 (REBOUÇAS, 1999).

O desenvolvimento acelerado de novas tecnologias e os novos processos produtivos, aliados às aglomerações de populações nos grandes centros urbanos e industriais acarretaram ao longo dos anos, a degradação da qualidade da água com prejuízos à saúde pública, economia e ao meio ambiente.

Na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) verifica-se uma baixa disponibilidade hídrica por habitante, apesar dos índices pluviométricos na faixa de 1.400 mm por ano. Dois importantes fatores interferem nessa situação: a localização da RMSP em região de cabeceira e o fato de que esta representa o maior aglomerado urbano do país, hoje abrigando uma população em torno de 17,8 milhões de habitantes, com uma taxa de crescimento populacional de 1,4 % ao ano (FUSP/CBH-AT, 2002).

A contínua expansão populacional assim como a existência de um pólo industrial significativo aumenta o consumo de água. Os mananciais encontram-se superexplorados e várias regiões da metrópole são frequentemente submetidas a esquemas de rodízio no abastecimento. (SMA, 2002).

Dados do Relatório Final do Plano da Bacia do Alto Tietê (FUSP/CBH-AT, 2002) indicam que a área urbanizada da RMSP ocupa aproximadamente 37% da área dessa bacia, com tendência a expansão da mancha urbana para as zonas periféricas da cidade ocupadas principalmente pela população de baixa renda. Tal expansão desordenada agrava a degradação ambiental, especialmente nas áreas de proteção de mananciais e de várzeas.

Ainda segundo o relatório antes mencionado, a Bacia do Alto Tietê encontra-se em condições extremamente críticas em termos da utilização dos recursos hídricos, devido a uma série de fatores de estresse, tais como, a escassez de água, o comprometimento dos mananciais de superfície, a desorganização da exploração e a ameaça ao manancial subterrâneo, o comprometimento da qualidade das águas superficiais, a disposição inadequada de resíduos sólidos (lixo), a impermeabilização do solo e a ocupação indevida das várzeas.

O consumo total de água dessa bacia excede a produção hídrica. A produção de água para abastecimento público é de 63,1 m³/s, dos quais 31 m³/s são importados da Bacia do rio Piracicaba, e 2,0 m³/s são importados de outras reversões menores dos rios Capivari e Guaratuba. A bacia ainda consome 2,6 m³/s para irrigação, e o setor industrial é atendido pela rede pública e por abastecimento próprio, utilizando água subterrânea (FUSP/CBH-AT, 2002).

1.1 AS TRANSPOSIÇÕES HÍDRICAS

Na tentativa de minimizar os problemas associados à escassez de água em várias regiões de todo o mundo, desde a antiguidade o homem vem desenvolvendo diferentes estratégias, tais como a formação de

reservatórios com a implantação de barragens, sistemas de aquedutos, reservação de água em cisternas, transposições hídricas, entre outras.

As transposições hídricas, ou também denominadas reversões de bacias, transferência de água, diversões ou derivações hídricas tem sido realizadas em várias partes do mundo para a minimização ou atenuação dos efeitos relacionados à baixa disponibilidade hídrica em determinadas regiões, transferindo-se águas de uma bacia hidrográfica com excedentes hídricos para outra, com escassez ou estresse hídrico (THORNTON et al., 1996; GODOY, 2000). Vale ressaltar que no presente estudo, será abordada a transferência de vazões internas à bacia hidrográfica principal, mas entre ecossistemas diversos em sub-bacias diferentes. Tal abordagem justifica-se em função dos aspectos de saúde pública envolvidos, como será descrito posteriormente.

A utilização de águas transferidas iniciou-se com os egípcios há cerca de três mil anos a.C. Dentre os vários países que se utilizam de transposições hídricas, tais como Canadá, México, Peru, Equador, China e países do continente europeu, africano e oriente médio, destacam-se os Estados Unidos com um maior número de projetos desenvolvidos (GODOY, 2000). Em geral, os inúmeros projetos visam implantar e incrementar a irrigação de áreas com baixa disponibilidade hídrica, abastecer cidades, aumentar a produção de energia elétrica, entre outros, promovendo o desenvolvimento regional e melhorando as condições de vida das populações.

Na avaliação do projeto de transposição Sul-Norte da China, SHAO et al. (2003) identificaram que poderiam ocorrer problemas ambientais e sanitários tanto na bacia doadora como na receptora, tais como eutrofização, salinização e proliferação de endemias. Por outro lado, na região Norte do país a disponibilidade de água era crucial para o desenvolvimento econômico, industrialização e melhoria dos padrões de vida da população.

No Brasil são poucos os projetos de transposição hídrica, os quais visam, principalmente, o abastecimento público e a agricultura irrigada. Citam-se também os projetos de interligação de canais naturais por meio de transposições de bacias para o transporte fluvial (GODOY, 2000).

Atualmente, o projeto de Transposição da Bacia do rio São Francisco tem causado polêmica e conflitos entre especialistas, setores do governo, Organizações Não Governamentais – ONGs, população afetada pela implantação do empreendimento e sociedade em geral. De acordo com o projeto, a água captada na bacia seria transferida para abastecer rios e açudes do Nordeste Setentrional que apresentam um déficit hídrico durante o período de estiagem. Seriam beneficiados os estados do Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba e Pernambuco (BIO, 2004).

Na Região Metropolitana de São Paulo a maior parte das transferências de água de larga escala tem como objetivo o abastecimento público. Cabe lembrar a transferência, desde a década de 70, de águas de boa qualidade da bacia do rio Piracicaba para a bacia do Alto Tietê, que por um lado propiciou o desenvolvimento econômico da metrópole paulistana, mas por outro limitou o crescimento da bacia doadora. Com base nas taxas de crescimento demográfico e de desenvolvimento econômico da região estima-se que a médio e longo prazo serão necessárias outras reversões de bacias de forma a contribuir ao suprimento de água da metrópole para demanda futura (GODOY, 2000).

Segundo GODOY (2000) podem ser verificados diversos impactos ou alterações decorrentes da transferência de água de um corpo hídrico para outro, ao se proceder a uma transposição de bacia:

- significativo aumento do volume d'água no corpo receptor, alterando sua dinâmica fluvial, ribeirinha e hidrossedimentológica;
- introdução de características intrínsecas a um determinado meio em outro novo, principalmente as de natureza biológica e química, não

necessariamente compatíveis com o primeiro em termos ecológicos e sanitários (BRANCO, 1999);

- criação de ambiente lântico, com implicações na qualidade da água e no ecossistema aquático, no caso de formação de reservatórios;
- disponibilização de água com suprimento regularizado na bacia receptora, propiciando o desenvolvimento econômico, tanto de áreas rurais quanto urbanas; e,
- interferências com ecossistemas e com a população local.

1.2 O SISTEMA PRODUTOR TAQUACETUBA-GUARAPIRANGA

Com o objetivo de regularizar o abastecimento de água da RMSP, a Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo - SABESP iniciou em 1996 o Programa Metropolitano de Água – PMA, que contemplava uma série de obras com o objetivo de atingir a meta estabelecida, garantindo o suprimento de água na região até o ano 2000 (KUSSAMA et al., 1997).

Uma das obras prioritárias da SABESP consistiu na implantação do Sistema Produtor Taquacetuba-Guarapiranga que, visava à transposição das águas do Braço Taquacetuba da Represa Billings para a Represa Guarapiranga para incrementar o suprimento de água à população. Segundo o Plano Integrado de Aproveitamento e Controle dos Recursos Hídricos das Bacias Alto Tietê, Piracicaba e Baixada Santista (HIDROPLAN, 1995b), o aporte de água do reservatório Billings poderia variar de 1,7 a 4,5 m³/s para o abastecimento público.

A escolha desse braço da Represa Billings deveu-se aos seguintes fatores: a proximidade da Represa Guarapiranga e dos setores a serem atendidos, a boa qualidade das águas, um volume útil de 67 milhões de metros cúbicos e descarga regularizada de 1,7 m³/s (EPASC/SABESP,

1997). Com as obras, seriam beneficiados os seguintes setores, por meio das Estações de Tratamento de Água - ETAs do Alto da Boa Vista e Teodoro Ramos: Santo Amaro, Chácara Flora, Americanópolis, Cidade Vargas, Jabaquara, Ipiranga, Brooklin, Vila América, Vila Madalena, Capão Redondo, Capela do Socorro, Campo Baixo, Parelheiros, Bororé, Varginha, Colônia Velha, Vila Mascote, Araguava, Pirajussara, Interlagos, Shangri-lá e o município de Taboão da Serra.

Outra razão para a escolha desse braço da Billings seria o fato de que o mesmo se encontra bem afastado do corpo principal sem, portanto, a presença indesejável de grande quantidade de lodo do fundo. As condições topográficas e geológicas das margens, o acesso e a área já desmatada também foram considerados na escolha do local para a instalação do sistema de captação e recalque.

Em agosto de 2000 foi concedida, pela Secretaria do Meio Ambiente, a Licença Ambiental de Operação para a primeira fase do Sistema Produtor Taquacetuba-Guarapiranga, que correspondia à transferência de uma vazão máxima de 2,0 m³/s de água bruta. Em novembro do mesmo ano, a SABESP solicitou, em caráter emergencial, o incremento de 2,0 m³/s totalizando 4,0 m³/s no bombeamento da Billings para a Guarapiranga.

De acordo com o Parecer Técnico nº01/97/ER/DA/DD elaborado pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – CETESB (1997), com a transposição poderiam ocorrer impactos à biota aquática e à saúde pública associados à possibilidade da ressuspensão dos sedimentos contaminados no reservatório Billings e à introdução de organismos não existentes, como a alga tóxica *Cylindrospermopsis raciborskii*, na Represa Guarapiranga. Devido à má qualidade das águas da Represa Billings, deveriam ser tomadas precauções em termos de remoção de elementos e compostos que pudessem trazer danos maiores ao reservatório do

Guarapiranga ou causar efeitos extremamente negativos à saúde dos consumidores.

Segundo o Plano Integrado de Aproveitamento e Controle dos Recursos Hídricos das Bacias Alto Tietê, Piracicaba e Baixada Santista (HIDROPLAN,1995a), a transposição das águas do braço Taquacetuba diretamente para a Represa Guarapiranga, sem a remoção de fósforo e algas, tornaria a utilização do manancial para abastecimento de água praticamente impossível.

1.3 QUALIDADE DAS ÁGUAS E CIANOBACTÉRIAS

Para BRANCO (1999) “não basta que uma população disponha de água em quantidade: é necessário que essa água se caracterize por um determinado padrão mínimo de qualidade”.

A qualidade da água é influenciada por uma série de fatores naturais (biológicos, geológicos, hidrogeológicos, meteorológicos e topográficos) e antrópicos (represamentos, derivações do fluxo, captações, drenagens de várzeas, poluição).

De acordo com a Resolução nº. 357, de 17 de março de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA (BRASIL, 2005), a classe de qualidade das águas é definida como “um conjunto de condições e padrões de qualidade de água necessários ao atendimento dos usos preponderantes, atuais ou futuros”. A Resolução define ainda, a condição de qualidade das águas como “a qualidade apresentada por um segmento de corpo d’água, num determinado momento, em termos dos usos possíveis com segurança adequada, frente às Classes de Qualidade”.

Os padrões de qualidade de água referem-se a certo número de parâmetros capazes de refletir, direta ou indiretamente, a presença efetiva

ou potencial de algumas substâncias ou microorganismos que possam comprometer a qualidade da água do ponto de vista de sua estética e de sua salubridade. Para garantir salubridade, a água não deve apresentar organismos patogênicos ou substâncias químicas em concentrações tóxicas ou que possam se tornar nocivas à saúde pelo uso continuado da água (BRANCO, 1999).

O tratamento da água que teve a sua qualidade degradada pelas atividades antrópicas é cada vez mais complexo e difícil.

Segundo REBOUÇAS (1999), as águas captadas de bacias hidrográficas não protegidas não são confiáveis para o abastecimento público, pelo fato de meramente atender aos poucos parâmetros de qualidade estabelecidos pelos padrões gerais de qualidade ambiental, ou de potabilidade para águas de consumo humano.

A progressiva deterioração dos ecossistemas aquáticos tem sido relatada há muitos anos no Brasil e em diversos países. Uma das mais importantes formas de poluição aquática está associada à entrada de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, que enriquecem o meio e aceleram o fenômeno natural da eutrofização.

A entrada desses nutrientes nos ambientes juntamente com condições climáticas favoráveis aceleram o crescimento de algas e plantas aquáticas, que por sua vez causam efeitos altamente deletérios para a qualidade da água podendo limitar os usos do corpo d'água, tais como abastecimento público, atividades recreacionais e industriais.

Outros fatores como o aumento da temperatura e a liberação de cargas internas de sedimentos de fundo por meio da desestratificação da coluna d'água e baixas concentrações de oxigênio dissolvido no fundo,

também tornam o ambiente extremamente favorável à ocorrência de intensas florações de algas.

Algas planctônicas ou fitoplâncton são organismos autotróficos, presentes livremente na coluna d'água. Tem importante papel na cadeia alimentar e na ciclagem de nutrientes, assim como na produção de oxigênio dissolvido na água. Mudanças na estrutura da comunidade fitoplanctônica, especialmente a ocorrência de certas espécies, podem afetar diretamente a qualidade da água e interferir na utilização do reservatório (PADOVESI-FONSECA & PHILOMENO, 2004).

Um dos mais importantes grupos de algas planctônicas, do ponto de vista ecológico e sanitário, é o das cianobactérias ou algas azuis. Tais organismos podem ser unicelulares, filamentosos e coloniais, geralmente envolvidos por uma bainha mucilagínosa bem desenvolvida; possuem os pigmentos ficocianina, ficoeritrina e clorofila *a* dispersos pelo citoplasma. Algumas espécies possuem acinetos ou células de resistência; heterocitos utilizados para a fixação de nitrogênio da atmosfera; e vacúolos gasosos ou aerotopos utilizados para o deslocamento na coluna d'água (SMITH, 1987; WETZEL, 1993; MUR et al., 1999).

De acordo com a Portaria nº. 518, de 25 de março de 2004 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004), assim como, a Resolução nº. 357, de 17 de março de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA (BRASIL, 2005), as cianobactérias são: “microorganismos procarióticos autotróficos, também denominados como cianofíceas (algas azuis), capazes de ocorrer em qualquer manancial superficial especialmente naqueles com elevados níveis de nutrientes (nitrogênio e fósforo), podendo produzir toxinas com efeitos adversos a saúde”.

As populações dessas algas crescem a cada ano e uma vez estabelecida uma floração no verão torna-se muito difícil reverter tal

fenômeno. Essas populações parecem estar aumentando acompanhando a elevação das temperaturas globais (FALCONER & HUMPAGE, 2005).

Com o aumento da população humana, a demanda por água tem resultado na captação do recurso em corpos d'água com cianobactérias, e consequentemente apresentando risco à saúde dos consumidores (FALCONER & HUMPAGE, 2005).

Eventos de florações de cianobactérias têm ocorrido frequentemente em reservatórios utilizados para abastecimento. De acordo com FALCONER & HUMPAGE (2005), os principais reservatórios que abastecem Brisbane na Austrália tem apresentado populações substanciais de *Cylindrospermopsis raciborskii*. Outros exemplos são os reservatórios de São Paulo, no Brasil, e de Lodz, na Polônia, que apresentaram grandes florações de *Microcystis aeruginosa* no verão.

As florações de cianobactérias, também conhecidas como *blooms*, podem causar gosto e odor desagradáveis na água, além de alterar o equilíbrio ecológico do ecossistema aquático (BRIAND et al., 2003; BITTENCOURT-OLIVEIRA & MOLICA, 2003). Entretanto, o maior problema relacionado a essas florações é a produção de cianotoxinas, ou toxinas intracelulares, por algumas espécies de cianobactérias. Tais toxinas são liberadas na água naturalmente, com a senescência das células ou com a lise celular provocada pela aplicação de sulfato de cobre para o controle de florações (BEYRUTH, 1996; THORNTON et al., 1996).

Muitos estudos indicam que as toxinas de cianobactérias têm causado o envenenamento humano nas Américas, Ásia, Europa e Austrália, e a morte de gado, animais domésticos e silvestres em todo o mundo (MATTHIENSEN et al., 1999; PORFÍRIO et al., 1999; CODD, 2000; OUDRA et al., 2001; BRIAND et al., 2003; KOTUT et al., 2006).

As cianotoxinas podem ser classificadas pelas suas propriedades químicas ou toxicológicas. De acordo com CODD et al. (1999a) e SIVONEN & JONES (1999), do ponto de vista toxicológico, pode-se classificá-las em hepatotoxinas (microcistinas e nodularinas), neurotoxinas (anatoxinas, homoanatoxina e saxitoxinas), citotoxinas (cilindrospermopsinas), e dermatotoxinas (lingbiatoxina-A, aplisiatoxinas e lipopolissacarídeos).

Muitos trabalhos têm discutido os efeitos potenciais à saúde humana e aos animais pela ação das cianotoxinas produzidas por algumas espécies de cianobactérias pertencentes aos seguintes gêneros: *Microcystis*, *Anabaena*, *Planktothrix* (*Oscillatoria*), *Nostoc*, *Hapalosiphon*, *Anabaenopsis*, *Nodularia*, *Aphanizomenon*, *Lyngbya*, *Schizothrix*, *Cylindrospermopsis*, *Umezakia* (KAYA, 1996; SIVONEN & JONES, 1999; DOW & SWOBODA, 2000; BOUVY et al., 2001; YUNES et al., 2003; MONTAGNOLLI et al., 2004; FALCONER & HUMPAGE, 2005). Os efeitos relatados são problemas hepáticos causados por hepatotoxinas, neurológicos causados por neurotoxinas, distúrbios gastrointestinais, reações respiratórias e alérgicas causadas por dermatotoxinas, e inibição da síntese protéica relacionada às citotoxinas.

As hepatotoxinas podem causar hemorragia hepática e morte por parada respiratória, com sintomas como fraqueza, palidez, extremidades frias, respiração ofegante, desmaios, vômito e diarreia. Especificamente sobre as microcistinas suspeita-se que a exposição contínua dos seres humanos a níveis subletais dessa toxina possa promover o desenvolvimento de tumores (CODD, 2000).

As neurotoxinas agem como bloqueadores musculares, podendo causar tonturas, respiração ofegante, contrações musculares em animais e morte por parada respiratória. A anatoxina-a, uma neurotoxina organofosfatada, pode causar hipersalivação em animais com morte devido à inibição da acetilcolinesterase. As saxitoxinas, descritas como

neurotoxinas carbamato-alcalóides, causam envenenamento com paralisia pelo consumo de mariscos contaminados (Codd, 2000).

As dermatotoxinas podem provocar reações alérgicas e intensa irritação da pele com dermatites de vários graus de severidade (Sivonen & Jones, 1999).

Cabe ressaltar também o risco potencial de intoxicação humana pelo consumo de animais, como peixes e moluscos, contendo toxinas bioacumuladas em seus tecidos (Magalhães et al., 2001). A avaliação de risco em relação às toxinas frente à saúde da população necessita da identificação das taxas de exposição (Codd et al., 1999b).

No Brasil, um surto de intoxicação humana em Caruaru (PE) resultante da presença de doses letais de hepatotoxinas (microcistinas) na água utilizada no sistema de hemodiálise, causou a morte de 76 pessoas imunodeprimidas e dependentes do tratamento (Pouria et al., 1998; Carmichael et al., 2001).

Muitos estudos realizados no Brasil relatam a ocorrência de cianobactérias tóxicas em reservatórios de abastecimento público, lagos e lagoas naturais (Bouvy et al., 2000; Minillo et al., 2000; Sant'Anna & Azevedo, 2000; Matsuzaki et al., 2004; Sant'Anna et al., 2004).

As florações de cianobactérias potencialmente tóxicas têm sido tratadas no processo de análise de riscos, que consiste basicamente na identificação, avaliação e gerenciamento dos riscos. Desse modo, em um evento de floração, caso seja identificado risco significativo deverão ser tomadas medidas para o estabelecimento de um programa de monitoramento, a formulação de planos de contingência, gerenciamento no suprimento de água e controle da poluição, e também a participação estratégica e sistema de informação a população. Os planos e ações

preventivas deverão ter como objetivo evitar e cessar as florações, assim como assegurar respostas imediatas à ocorrência desses eventos. Na prática, o gerenciamento de riscos causados por cianobactérias contempla: planos de gerenciamento preventivo, planos de contingência e planos em situações de emergência (BARTRAM et al., 1999).

Diante da problemática e da complexidade envolvendo a presença de cianobactérias potencialmente tóxicas nas águas utilizadas, especialmente, para abastecimento público e recreação, o presente trabalho se propõe a analisar os aspectos sanitários das águas da Represa Guarapiranga após a transposição das águas do braço Taquacetuba, assim como apresentar uma proposta de plano de contingência em caso de florações de cianobactérias.

2 OBJETIVOS

O presente trabalho tem os seguintes objetivos

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar, a partir de dados secundários obtidos junto a SABESP, os aspectos sanitários das águas da Represa Guarapiranga após a transposição das águas do braço Taquacetuba.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar a qualidade sanitária das águas e o atendimento à legislação pertinente;
- Verificar a correlação entre o número de células de cianobactérias potencialmente tóxicas e as variáveis ambientais;
- Discutir problemas relacionados à saúde pública, no que diz respeito aos usos múltiplos da Represa Guarapiranga;
- Avaliar as medidas adotadas pela SABESP para o monitoramento da qualidade da água da Represa Guarapiranga;
- Propor medidas de controle da qualidade da água da Represa Guarapiranga.

3 METODOLOGIA

3.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

3.1.1 Bacia Hidrográfica do Alto Tietê

A Bacia do Alto Tietê corresponde à Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos – UGRHI 6 (SÃO PAULO, 1991) e abrange a parte superior do rio Tietê, desde as suas cabeceiras até a barragem do Reservatório de Pirapora. Os 34 municípios integrantes dessa bacia são: Arujá, Barueri, Biritiba-Mirim, Caieiras, Cajamar, Carapicuíba, Cotia, Diadema, Embu, Embu-Guaçu, Ferraz de Vasconcelos, Francisco Morato, Franco da Rocha, Guarulhos, Itapecerica da Serra, Itapevi, Itaquaquetuba, Jandira, Mairiporã, Mauá, Mogi das Cruzes, Osasco, Pirapora do Bom Jesus, Poá, Ribeirão Pires, Rio Grande da Serra, Salesópolis, Santana de Parnaíba, Santo André, São Bernardo do Campo, São Caetano do Sul, São Paulo, Suzano e Taboão da Serra (Figura 2).

As principais características dessa UGRHI são indicadas no Quadro 1 a seguir.

Quadro 1. Características da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos – UGRHI 6.

Área de drenagem	5.985 km ²
Constituintes principais	rios Tietê, Claro, Paraitinga, Biritiba-Mirim, Jundiá e Taiaçupeba-Mirim; rios Embu-Guaçu e Embu-Mirim; rio Cotia; rios Baquirivu-Guaçu, Tamanduateí, Pinheiros e Juqueri, e córregos Aricanduva e Cabuçu de Baixo.
Reservatórios	Billings; Rio Grande; Rio das Pedras; Ribeirão do Campo; Ponte Nova; Paraitinga; Biritiba; Jundiá; Taiaçupeba; Pedro Beicht; Cachoeira da Graça; Juqueri ou Paiva Castro, Edgard de Souza, Pirapora e Guarapiranga.

Fonte: CETESB (2005)

De acordo com dados do Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo (CETESB, 2005), a Bacia do Alto Tietê possui a mais alta densidade populacional do Estado englobando a maior região metropolitana do país (Figura 1). As porções norte e sul dessa bacia estão protegidas pela Lei de Proteção aos Mananciais – 898/75 e 1172/76, onde estão localizados os reservatórios destinados ao abastecimento público. Os usos da água nessa bacia são: abastecimento público e industrial, recepção de efluentes domésticos e industriais, geração de energia, pesca, irrigação e recreação. E as principais atividades, serviços e indústrias encontradas são: metalúrgicas, farmacêuticas, automobilísticas, químicas, têxteis, entre outras.

Fonte: MIRANDA & COUTINHO (2004)

Figura 1. Imagem de satélite da área dos reservatórios Billings e Guarapiranga na Região Metropolitana de São Paulo (escala 1:100.000).

Figura 2. Mapa da Bacia do Alto Tietê e suas sub-bacias.

3.1.2 Reservatório Guarapiranga

A Represa Guarapiranga está inserida na Bacia do Alto Tietê, sub-bacia Guarapiranga, cuja área de drenagem é de 702 km². Localiza-se na porção sudoeste da Região Metropolitana de São Paulo, compreendendo parte dos territórios dos municípios de São Paulo e Embu, a totalidade territorial de Itapequerica da Serra e Embu-Guaçu, e porções relativamente pouco extensas e pouco habitadas dos municípios de Juquitiba, São Lourenço da Serra e Cotia. Ao norte delimita-se com as bacias dos rios Pinheiros e Tietê, a leste com a bacia do reservatório Billings, a oeste com a bacia do rio Cotia, e ao sul com a Serra do Mar (FUSP/CBH-AT, 2002).

O relevo é variado com elevações da ordem de 730 m na região do reservatório ao norte, atingindo 900 m de altitude em alguns pontos da divisa com a bacia do rio Cotia e a Serra do Mar. O clima predominante na região é subtropical de altitude (COBRAPE, 1994).

Dentre os afluentes desse reservatório destacam-se: rio Parelheiros, ribeirão Itaim, rio Embu-Guaçu, rio Embu-Mirim, ribeirão Itupu, ribeirão Guavirutuba, rio Bonito, córrego São José e córrego Tanquinho.

A precipitação média na sub-bacia do Guarapiranga corresponde a 1.528 mm (FUSP/CBH-AT, 2002). O regime de precipitação se caracteriza por um período seco, entre abril e setembro, e outro mais úmido, entre outubro e março (COBRAPE, 1994). A evaporação segue um regime constante ao longo do ano, variando entre 3,0 mm/dia em abril e 4,3 mm/dia em setembro.

Em relação ao uso e ocupação do solo, dados levantados em 2003 indicam que 59% da área total da sub-bacia encontrava-se alterado em função de atividades humanas: usos antrópicos (42%) e usos urbanos (17%). Os usos antrópicos incluíam as atividades agrícolas, campos

antrópicos, mineração, reflorestamento, solo exposto, indústrias e áreas de lazer. Já os usos urbanos compreendiam áreas com ocupação urbana de média a alta densidade, ocupação dispersa e condomínios (Figura 3). A sub-bacia possuía ainda em 37% do seu território vegetação remanescente da Mata Atlântica (WHATELY & CUNHA, 2006).

Fonte: Acervo de Ângela Garcia (2004)

Figura 3. Uso e ocupação do solo no entorno da Represa Guarapiranga.

O reservatório Guarapiranga possuía a função de regularizar a vazão da bacia hidrográfica e conduzir as águas para o rio Pinheiros, onde eram recalçadas para o reservatório Billings. Atualmente, a finalidade do reservatório é regularizar a vazão que é aduzida para a Estação de Tratamento de Água - ETA do ABV (Alto da Boa Vista) em São Paulo, além do controle de cheias e lazer (FUSP/CBH-AT, 2002).

O reservatório é o segundo maior produtor da RMSP, atendendo com vazões superiores a 12 m³/s cerca de três milhões de habitantes, 95% deles no município de São Paulo e 5% em Taboão da Serra (FUSP/CBH-AT, 2002).

O reservatório possui as seguintes características (LAMPARELLI et al., 2000):

- profundidade média = 7 m;
- área do espelho d'água = 34 km²;
- volume = 195×10^6 m³;
- tempo de residência médio= 4 meses

3.1.3 Reservatório Billings

O reservatório Billings localiza-se a oeste da cidade de São Paulo, a 23° 47' S e 46° e 40' W, e a uma altitude de 746 m. Foi formado pelo barramento do rio Grande apresentando área de drenagem de 560 km², área inundada máxima de 127 km², 1.200 hm³ de volume útil e tempo de retenção médio de 600 dias (CETESB, 2006). Localiza-se a sudeste da Região Metropolitana de São Paulo e apresenta como principais afluentes ou braços: Cocaia, Bororé, Taquacetuba, Pedra Branca e Capivari no lado sul e Guacuri, Grota Funda, Alvarengas, Rio Grande e Rio Pequeno ao norte (Figura 4).

A região do reservatório abrange as áreas dos municípios de São Paulo, Santo André, São Bernardo do Campo, Diadema, Ribeirão Pires e Rio Grande da Serra.

A referida represa foi construída em 1927 com a finalidade de alimentar a Usina Hidrelétrica Henry Borden no município de Cubatão, aproveitando os 720 m de queda na Serra do Mar. A partir da década de 50 essa represa passou a receber toda água disponível no Alto Tietê com a reversão por meio do canal do rio Pinheiros, atingindo cerca de 80 m³/s e possibilitando a duplicação da potência instalada em Cubatão que chegou a 880 MW (EPASC/SABESP, 1997). Além da principal função de geração de energia, o reservatório também é utilizado para contenção de cheias e

intrusão salina do rio Cubatão, abastecimento público, assim como para prática da pesca e atividades de lazer (CARVALHO, 2003).

A reversão das águas pelo canal do rio Pinheiros, e consequentemente a entrada de muitos nutrientes e produtos químicos, contribuiu com a aceleração da eutrofização e contaminação do reservatório (ROCHA, 1984). Com a publicação da Resolução Conjunta SMA/SES nº 03/92 (SÃO PAULO, 1992) foi restrito o bombeamento das águas do rio Pinheiros para a Represa Billings a situações de inundações nas bacias dos rios Tietê e Pinheiros. O objetivo foi impedir a entrada de dejetos e poluentes e contribuir com a gestão, recuperação e proteção dos recursos hídricos da bacia do Alto Tietê.

Fonte: Acervo da Secretaria do Meio Ambiente (2002)

Figura 4. Imagem aérea da Represa Billings.

3.1.4 Sistema Produtor Taquacetuba - Guarapiranga

Como anteriormente mencionado, o Sistema Produtor Taquacetuba-Guarapiranga trata-se de obra sob responsabilidade da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo – SABESP, e tem como

objetivo incrementar o abastecimento público com a transposição das águas do Braço Taquacetuba da Represa Billings para a Represa Guarapiranga.

O empreendimento a ser implantado em duas etapas foi preliminarmente submetido ao licenciamento ambiental conduzido pelo Departamento de Avaliação de Impacto Ambiental – DAIA da Secretaria do Meio Ambiente – SMA. A seguir são apresentados os principais eventos do processo de licenciamento ambiental do Sistema Produtor Taquacetuba-Guarapiranga.

- Em 29/08/97 foi concedida a Licença Ambiental Prévia nº 000113 referente à primeira etapa ao Sistema Produtor Taquacetuba – Guarapiranga (captação, estação elevatória e adutora de água bruta).
- Em 27/11/97 foi concedida a Licença Ambiental de Instalação nº 0057 para a implantação da adutora de água bruta.
- Em 29/01/98 foi concedida a Licença Ambiental de Instalação nº 000061 para as obras de captação e estação elevatória de água bruta.
- Em 28/08/00 foi concedida a Licença Ambiental de Operação nº 00060 para a primeira etapa do Sistema Produtor Taquacetuba-Guarapiranga, com a transferência de uma vazão máxima de 2,0 m³/s.
- Em 03/10/00 foi encaminhada pela SABESP solicitação de autorização, em caráter emergencial e extraordinário, para a reversão de mais 2,0 m³/s, totalizando a vazão máxima de 4,0 m³/s, face ao grave risco de falta de água na RMSP, em função da severa estiagem e baixos níveis dos reservatórios.
- Em 15/10/01 a SABESP encaminhou pedido de licenciamento ambiental para a segunda etapa do Sistema Produtor Taquacetuba – Guarapiranga, que previa a ampliação em 2,0 m³/s na vazão transposta.

- Em maio/02 foi estabelecida a primeira versão do Plano de Contingência para ocorrências de cianobactérias no Sistema Billings/Guarapiranga.
- Em fevereiro/06 foi encaminhada pela SABESP a revisão do Plano de Contingência proposto.

Características do Empreendimento

O empreendimento está inserido nas bacias das Represas Billings e Guarapiranga pertencentes à Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos – UGRHI 6 (Bacia do Alto Tietê). As coordenadas geográficas dos pontos chaves do empreendimento são:

- Captação na Represa Billings: 23° 50' 20" S e 46° 39' 30" W
- Chegada na Represa Guarapiranga: 23° 44' 55" S e 46° 43' 30" W

Foram implantadas estruturas de captação, uma elevatória flutuante, uma elevatória em terra, 13,9 km de adutora de água sendo 8,3 km de transferência por gravidade com 80 m de diferença de cota, sistema de dissipação de energia e canal de afluência a várzea do rio Parelheiros, conforme pode ser visualizado nas figuras 7 e 8 a seguir (ANDRADE, 2005). A captação de água foi instalada na margem esquerda do braço Taquacetuba, afluente do lado sul da Represa Billings (Figura 5). O lago formado pelo Taquacetuba é um dos mais extensos e o local escolhido dista cerca de 6 km da entrada do braço, longe do corpo central da represa (EPASC/SABESP, 1997).

O sistema de captação consiste em uma estrutura flutuante permitindo o bombeamento de água a profundidades que evitam a ressuspensão de sedimentos da Represa Billings, assim como o afluxo de algas (Figura 6).

Fonte: Acervo da Secretaria do Meio Ambiente (2002)

Figura 5. Captação de água no Braço Taquacetuba no reservatório Billings para transposição para o reservatório Guarapiranga.

Fonte: Acervo da Secretaria do Meio Ambiente (2002)

Figura 6. Detalhe da estrutura de captação e estação de recalque das águas do Braço Taquacetuba do Reservatório Billings.

Fonte: Acervo da Secretaria do Meio Ambiente (2002)

Figura 7. Imagem aérea da várzea do rio Parelheiros (Represa Guarapiranga), nas proximidades do local de lançamento das águas transpostas.

Fonte: Acervo da Secretaria do Meio Ambiente (2002)

Figura 8. Local de lançamento das águas transpostas do reservatório Billings na Represa Guarapiranga.

3.2 LEVANTAMENTO DOS DADOS

Neste trabalho foram analisados os dados de qualidade das águas das Represas Billings e Guarapiranga, fornecidos pela SABESP. A partir das

planilhas da SABESP foram selecionados os resultados das coletas mensais correspondentes ao período de março de 2001 a fevereiro de 2003. A escolha desse período justifica-se pela maior consistência de dados verificada.

3.2.1 Pontos de Amostragem

Dentre os pontos de monitoramento da SABESP, foram selecionados aqueles considerados relevantes para a avaliação de eventuais alterações na qualidade da água da Represa Guarapiranga decorrentes da transposição de águas do braço Taquacetuba:

- Ponto GU 101** - captação de água para abastecimento público na Represa Guarapiranga;
- Ponto GU 104** - ponto localizado no meio da Represa Guarapiranga;
- Ponto GU 213** - ponto localizado no rio Parelheiros, afluente da Represa Guarapiranga, que recebe as águas transpostas da Represa Billings;
- Ponto BL 105** - captação de água no Braço Taquacetuba da Represa Billings para transposição para a Represa Guarapiranga.

Fonte: SABESP (2004)

Figura 9. Localização dos pontos de amostragem selecionados na Represa Billings e Guarapiranga. A seta indica o local de transposição das águas.

3.2.2 Variáveis Ambientais

3.2.2.1 Parâmetro climatológico - Precipitação

Foram analisados os dados da precipitação diária (mm) no período de março/2001 a fevereiro/2003. Esses dados foram gerados pela estação pluviométrica Parelheiros (E3-243) e obtidos no Departamento de Águas e Energia Elétrica – DAEE. A escolha dessa estação pluviométrica justifica-se pela proximidade da área de estudo. A partir desses dados foram calculadas as precipitações médias mensais do período de amostragem.

3.2.2.2 Parâmetros Físicos e Químicos

A partir das planilhas fornecidas pela SABESP foram selecionadas as seguintes variáveis: temperatura do ar e da água (°C), pH, turbidez (UNT), fósforo total (mg/L P), fósforo reativo solúvel (mg/L P), nitrogênio total (mg/L N), nitrogênio amoniacal (mg/L N), nitrogênio albuminóide (mg/L N), nitrato (mg/L N), nitrito (mg/L N), e carbono orgânico total (mg/L C). Neste trabalho foram analisados os resultados de amostras de água coletadas na camada superficial dos reservatórios. A metodologia de análise de cada parâmetro adotada pela SABESP é descrita a seguir.

Temperatura do ar e da água – A temperatura do ar e da água superficial foi obtida em campo, com o uso de um termômetro de mercúrio.

pH – A determinação do pH foi realizada de acordo com metodologia descrita na 20ª edição do Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA/AWWA/WEF, 1998).

Turbidez – A turbidez das águas foi obtida segundo método Nefelométrico descrito em APHA/AWWA/WEF (1998).

Nutrientes – As análises de fósforo total, fósforo reativo solúvel, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, nitrogênio albuminóide, nitrato, nitrito e carbono orgânico total foram realizadas de acordo com metodologia descrita em APHA/AWWA/WEF (1998).

3.2.2.3 Parâmetros Biológicos

Escherichia coli - As análises foram realizadas pelo método Colilert com o emprego de substrato cromogênico, conforme descrito na Seção 9223 da 20ª edição do Standard Methods for Examination of Water and Wastewater do APHA/AWWA/WEF (1998).

Cianobactérias - As análises do número de células de cianobactérias foram realizadas segundo metodologia descrita no Procedimento Operacional - Ensaio Hidrobiológico POP-MIC.001 (versão 01) da SABESP (2006). Foi utilizada uma câmara de Sedgwick-Rafter para a identificação e contagem, ao microscópio, das cianobactérias contidas nas amostras.

Ressalta-se que neste trabalho foram analisados os resultados expressos em número de células de cianobactérias (cél/mL), pelo enfoque sanitário das águas destinadas ao abastecimento e recreação.

3.2.2.4 Parâmetro Toxicológico

Microcistinas – Para detecção de microcistinas nas águas foi adotado o método ELISA (Enzyme Linked Immunosorbent Assay), descrito em HARADA et al. (1999). Foi utilizado o kit da empresa EnviroLogix Inc. – EP022 (QuantiPlate Kit for Microcystins), o qual detecta microcistinas por meio de anticorpos monoclonais.

3.3 ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO

Para verificar o estado trófico dos corpos d'água nos pontos de coleta foi calculado o Índice de Estado Trófico – IET de Carlson modificado, segundo LAMPARELLI (2004).

O IET médio é calculado a partir da média aritmética simples dos índices relativos ao fósforo total e a clorofila *a*, segundo a equação:

$$IET = [IET (PT) + IET (CL)] / 2$$

onde

$$IET (CL) = 10 \times (6 - ((0,92 - 0,34 \times (\ln CL))/\ln 2))$$

$$IET (PT) = 10 \times (6 - (1,77 - 0,42 \times (\ln PT)/\ln 2))$$

PT = concentração de fósforo total medida à superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$;

CL = concentração de clorofila *a* medida à superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$ e

ln = logaritmo natural.

No presente estudo o cálculo do IET foi adaptado, considerando a ausência de dados de clorofila *a*. Assim, o cálculo do IET limitou-se ao cálculo do IET para fósforo total, ou seja:

$$IET (PT) = 10 \times (6 - (1,77 - 0,42 \times (\ln PT)/\ln 2))$$

A proposta de LAMPARELLI (2004) estabeleceu ainda uma nova classificação de trofia, na qual foi introduzida uma nova classe, entre as classes eutrófica e a hipereutrófica, denominada supereutrófica. Os limites estabelecidos para as diferentes classes de trofia para reservatórios são:

Ultraoligotrófico:	$IET \leq 47$
Oligotrófico:	$47 < IET \leq 52$
Mesotrófico:	$52 < IET \leq 59$
Eutrófico:	$59 < IET \leq 63$
Supereutrófico:	$63 < IET \leq 67$
Hipereutrófico:	$IET > 67$

3.4 ATENDIMENTO A RESOLUÇÃO CONAMA 357/05

Para avaliar as condições sanitárias das águas das Represas Guarapiranga e Billings, foram realizadas comparações entre os valores de cada parâmetro físico, químico e biológico ao longo do período de estudo e os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05, para águas Classe 2.

3.5 APLICAÇÃO DE ALGICIDA NA REPRESA GUARAPIRANGA

A partir de planilhas fornecidas pela SABESP foram selecionados os dados de aplicação de algicida na Represa Guarapiranga durante o período de estudo (março/2001 a fevereiro/2003). No Quadro 7 (Anexo A) são indicadas as quantidades, em toneladas, do algicida utilizado (sulfato de cobre) para cada mês.

3.6 TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS

Com a finalidade de verificar as relações entre as variáveis físicas, químicas, toxicológica e as cianobactérias dos gêneros *Cylindrospermopsis* e *Microcystis*, aplicou-se o coeficiente de correlação de Spearman (r_s), gerado pela construção de gráficos de dispersão, segundo SIEGEL &

CASTELLAN JR (1988). Trata-se de um teste não-paramétrico, utilizado para medir a associação entre duas variáveis ordenadas. Os testes foram realizados na forma bicaudal, admitindo-se um nível de significância entre 95% e 99%. Foi utilizado o programa SPSS 14.0 for Windows para a realização dos testes.

3.7 PLANO DE CONTINGÊNCIA PARA CIANOBACTÉRIAS

Considerando a problemática da ocorrência de cianobactérias em reservatórios para abastecimento público e lazer, e a necessidade de minimizar os impactos potenciais à saúde humana causados pela proliferação desses organismos nas águas, foi realizada a avaliação do Plano de Contingência proposto pela SABESP, assim como uma revisão de protocolos internacionais sobre o tema, culminando em uma proposta de Plano apresentada no capítulo 5.4 deste trabalho.

4 RESULTADOS

4.1 VARIÁVEIS AMBIENTAIS

4.1.1 Parâmetro Climatológico - Precipitação

Os valores de precipitação diária fornecidos pelo DAEE (2006), assim como os valores médios, máximos e mínimos podem ser visualizados no Quadro 2 (Anexo A). Na Figura 10 a seguir são representados os valores da precipitação média mensal no período de estudo.

Figura 10. Precipitação média mensal a partir de dados da estação pluviométrica Parelheiros/SP (DAEE, 2006), no período de março/01 a fevereiro/03 (<http://www.daee.sp.gov.br/hidrometeorologia/bancodados.htm>).

A partir da observação do regime de precipitação e da variação da temperatura da água e do ar no período de monitoramento foram definidos, neste trabalho, dois períodos para a avaliação sazonal: um período seco, de abril a setembro, e um período chuvoso, de outubro a março.

4.1.2 Parâmetros Físicos e Químicos

A seguir são apresentados os resultados da análise de cada parâmetro físico e químico, agrupados por ponto de coleta. Os valores de cada parâmetro podem ser observados nos Quadros 3 a 6 (Anexo A), resultantes das planilhas fornecidas pela SABESP. Nas Figuras 11 a 15 e Figuras 20 a 29 estão representados os comportamentos de cada variável analisada por ponto de coleta, no período do monitoramento.

Ponto de coleta GU-101

A temperatura da água variou de 17 °C (julho e agosto/2002) a 29 °C (fevereiro/2003). E a temperatura do ar variou de 18 °C (maio/2002) a 28 °C (novembro/2001 e fevereiro/2003).

Foram registrados valores de pH entre 7,1 (maio e dezembro/2002) e 10,3 (novembro/2001).

Os valores de turbidez estiveram entre 2,8 UNT (abril/2002 e fevereiro/2003) e 33 UNT (outubro/2001).

Foram verificadas concentrações de fósforo total variando de 0,032 mg/L P (julho e setembro/2002) a 0,143 mg/L P (novembro/2001). As concentrações de fósforo reativo solúvel estiveram abaixo do limite de detecção do método ($<0,005$ mg/L P) em várias coletas, atingindo 0,017 mg/L P em janeiro/2002.

As concentrações de nitrogênio total não apresentaram grandes variações, partindo de 0,8 mg/L N (abril/2002) e chegando a 1,48 mg/L N (novembro e dezembro/2002). Foram verificados valores de nitrogênio amoniacal entre 0,03 mg/L N (fevereiro/2002) e 0,68 mg/L N (dezembro/2002). Os valores de nitrogênio albuminóide variaram de 0,17

mg/L N (maio/2002) a 1,0 mg/L N (fevereiro/2002). As concentrações de nitrato foram <0,1 mg/L N (novembro/2001 e fevereiro/2002) e chegaram a 0,93 mg/L N (julho/2002). Verificaram-se concentrações de nitrito entre 0,007 mg/L N (fevereiro/2002) e 0,203 mg/L N (novembro/2002).

As concentrações de carbono orgânico total variaram de 6,0 mg/L C (maio/2001) a 14,0 mg/L C (fevereiro e novembro/2002).

Ponto de coleta GU-104

Nesse ponto de coleta a temperatura da água variou entre 17,5 °C (julho/2002) e 27 °C (fevereiro/2003), enquanto os registros da temperatura do ar estiveram entre 16 °C (julho/2002) e 31 °C (fevereiro/2003).

O pH variou de 6,2 (agosto/2002) a 10,3 (novembro/2001).

A turbidez partiu de 2,4 UNT (fevereiro/2003) atingindo um pico de 251 UNT (fevereiro/2002).

Os valores de fósforo total estiveram entre 0,03 mg/L P (março/2001) a 0,576 mg/L P (fevereiro/2002). Foram verificadas concentrações de fósforo reativo solúvel <0,005 mg/L P (maioria dos meses) a 0,024 mg/L P (abril/2001).

As concentrações de nitrogênio total variaram de 0,76 mg/L N (novembro/2001) a 4,55 mg/L N (fevereiro/2002). Foram verificadas concentrações de nitrogênio amoniacal variando de 0,02 mg/L N (junho e novembro/2001) a 0,78 mg/L N (julho/2002). As concentrações de nitrogênio albuminóide estiveram entre 0,15 mg/L N (setembro/2002) e 4,48 mg/L N (fevereiro/2002). As concentrações de nitrato foram <0,1 mg/L N (novembro/2001 e fevereiro/2002) e chegaram a 0,77 mg/L N (julho/2001), e

os valores de nitrito variaram de 0,001 mg/L N (fevereiro/2002) a 0,237 mg/L N (novembro/2002).

Os valores de carbono orgânico total estiveram entre 6,0 mg/L C (junho/2002) e 15,0 mg/L C (novembro/2001).

Ponto de coleta GU-213

Foram verificadas temperaturas da água entre 17 °C (setembro/2002) e 26 °C (março e novembro/2001; abril/2002), enquanto a temperatura do ar apresentou variação de 17 °C (setembro/2001) a 32 °C (novembro/2001).

O valor de pH mais baixo registrado foi de 6,7 (junho/2001) e o mais alto foi de 9,8 (outubro/2001).

Os valores de turbidez variaram de 7 UNT (janeiro/2003) a 36 UNT (novembro/2002).

As concentrações de fósforo total variaram de 0,052 mg/L P (março/2001) a 0,175 mg/L P (setembro/2002), enquanto os valores de fósforo reativo solúvel estiveram entre <0,005 mg/L P (maioria dos meses) e 0,015 mg/L P (outubro/2001 e outubro/2002).

Foram verificados valores de nitrogênio total de 0,5 mg/L N (dezembro/2001) a 3,93 mg/L N (agosto/2001). As concentrações de nitrogênio amoniacal variaram de 0,02 mg/L N (outubro/2001) a 1,21 mg/L N (agosto/2001). Os valores de nitrogênio albuminóide observados variaram de 0,057 mg/L N (dezembro/2001) a 1,86 mg/L N (agosto/2001). As concentrações de nitrato estiveram abaixo do limite de detecção do método com valores <0,1 mg/L N (abril e outubro/2001; fevereiro/2002) e chegaram a 0,96 mg/L N (julho/2001), e os valores de nitrito variaram de 0,005 mg/L N (outubro/2001) a 0,099 (dezembro/2001).

As concentrações de carbono orgânico total (COT) variaram de 9,9 mg/L C (abril/2002) a 20,4 mg/L C (outubro/2002).

Ponto de coleta BL-105

A temperatura da água variou de 18 °C (julho e setembro/2001; julho/2002) e a 28 °C (março e outubro/2002), enquanto a temperatura do ar esteve entre 17 °C (setembro/2001 e setembro/2002) e 32 °C (outubro/2002).

Foram verificados valores de pH entre 7,9 (maio/2001) e 10,5 (outubro/2002).

A turbidez variou de 8 UNT (março e abril/2002) a 50 UNT (junho/2001).

Foram registrados valores de fósforo total de 0,029 mg/L P (março/2001) a 0,103 mg/L P (outubro/2002), enquanto as concentrações de fósforo reativo solúvel variaram de <0,005 mg/L P (maioria dos meses) a 0,028 mg/L P (outubro/2002).

As concentrações de nitrogênio total variaram de 0,34 mg/L N (dezembro/2001) a 2,43 mg/L N (setembro/2002). Os valores de nitrogênio amoniacal obtidos nas análises foram os menores variando de <0,02 mg/L N (maioria dos meses) a 0,14 mg/L N (maio/2001). Foram observados valores de nitrogênio albuminóide entre 0,28 mg/L N (dezembro/2001) e 1,94 mg/L N (setembro/2002). As concentrações de nitrato variaram de <0,1 mg/L N (maioria dos meses) a 1,04 mg/L N (julho/2001), enquanto as concentrações de nitrito variaram de <0,001 mg/L N (janeiro, março e outubro/2002) a 0,044 (maio/2002).

As concentrações de carbono orgânico total variaram de 9,0 mg/L C (abril/2002) a 27,0 mg/L C (outubro/2002).

Figura 11. Variação da temperatura do ar nos pontos de coleta, no período de março/2001 a fevereiro/2003.

Figura 12. Variação da temperatura da água nos pontos de coleta, no período de março/2001 a fevereiro/2003.

Figura 13. Variação das concentrações de fósforo reativo solúvel nos pontos de coleta, no período de março/2001 a fevereiro/2003.

Figura 14. Variação das concentrações de nitrogênio albuminóide nos pontos de coleta, no período de março/2001 a fevereiro/2003.

Figura 15. Variação das concentrações de carbono orgânico total nos pontos de coleta, no período de março/2001 a fevereiro/2003.

4.1.3 Parâmetros Biológicos e Toxicológico

Os valores desses parâmetros podem ser visualizados nos Quadros 3 a 6, e 9 a 12 (Anexo A).

Ponto de coleta GU-101

Os valores de *E. coli* variaram de <10 NMP/100 mL (maio e outubro/2002) a 226 NMP/100 mL (setembro/2002) (Figura 16).

O número total de células de cianobactérias variou de 4.435 cél/mL (julho/2002) a 844.142 cél/mL (novembro/2001), com porcentagem significativa dos gêneros *Microcystis* e *Cylindrospermopsis*. As cianobactérias da ordem Oscillatoriales também apresentaram porcentagem significativa em alguns meses de coleta.

Para a cianobactéria do gênero *Cylindrospermopsis* foi registrada uma grande variação do número de células de 45 cél/mL (março e agosto/2002) a 628.600 cél/mL (novembro/2001) (Figura 30). E para a cianobactéria *Microcystis* foram verificados 105 cél/mL (fevereiro/2003) a 354.417 cél/mL (setembro/2001) (Figura 31). Em relação às Oscillatoriales o número de células variou de 18 cél/mL (agosto/2002) a 335.122 cél/mL (janeiro/2002) (Figura 32).

Em relação ao Teste ELISA para microcistinas foram registradas concentrações abaixo do limite de detecção do método (abril e junho/2001; março, julho e novembro/2002; fevereiro/2003) a 1,5 µg/L (fevereiro/2002) (Figura 17).

Ponto de coleta GU-104

Os resultados de *E. coli* variaram de 80 NMP/100 mL (março/2001) a <10.000 NMP/100 mL (novembro/2001 e janeiro/2002) (Figura 16).

O número total de células de cianobactérias variou de 7.184 cél/mL (julho/2002) a 2.769.193 cél/mL (fevereiro/2002), com porcentagem significativa dos gêneros *Microcystis* e *Cylindrospermopsis*, seguidos em menor porcentagem das cianobactérias Oscillatoriales.

O número de células de *Cylindrospermopsis* variou de 36 cél/mL (junho/2002) a 580.179 cél/mL (novembro/2001) (Figura 30). E para *Microcystis* foram registrados números de células entre 210 cél/mL (janeiro/2003) e 2.672.634 cél/mL (fevereiro/2002) (Figura 31). Já para Oscillatoriales observou-se uma variação de 18,2 cél/mL (agosto/2002) a 385.376 cél/mL (janeiro/2002) (Figura 32).

Foram observadas concentrações de microcistinas abaixo do nível de detecção do método em vários meses de coletas a 8,243 µg/L (fevereiro/2002) (Figura 17).

Ponto de coleta GU-213

Foram verificados valores de *E. coli* entre 100 NMP/100 mL (agosto/2001) e 18.300 NMP/100 mL (fevereiro/2003) (Figura 16).

O número total de células de cianobactérias variou de 56.777 cél/mL (março/2002) a 840.923 cél/mL (junho/2001), com predominância dos gêneros *Microcystis* e *Cylindrospermopsis*. As cianobactérias Oscillatoriales também contribuíram com o número total de células de cianobactérias, porém em menor porcentagem.

O número de células de *Cylindrospermopsis* variou de 63 cél/mL (novembro/2001) a 780.034 cél/mL (abril/2001) (Figura 30), enquanto para *Microcystis* o número de células verificado esteve entre 6.021 cél/mL (março/2002) e 832.270 cél/mL (outubro/2001) (Figura 31). Para as cianobactérias da ordem Oscillatoriales verificou-se uma variação de 126 cél/mL (agosto/2001) a 261.589 cél/mL (dezembro/2002) (Figura 32).

Foram verificadas concentrações de microcistinas abaixo do nível de detecção do método em vários meses de coleta a 1,274 µg/L (setembro/2001) (Figura 17).

Ponto de coleta BL-105

Os valores de *E. coli* variaram de <1 NMP/100 mL (março, novembro e dezembro/2002; janeiro e fevereiro/2003) a 20 NMP/100 mL (novembro/2001) (Figura 16).

O número total de células de cianobactérias variou de 78.025 cél/mL (abril/2002) a 1.182.712 cél/mL (março/2001), com predominância dos gêneros *Microcystis* e *Cylindrospermopsis*. As cianobactérias Oscillatoriales também contribuíram com o número total de células de cianobactérias, porém em menor porcentagem.

O número de células de *Cylindrospermopsis* variou de 85 cél/mL (janeiro/2002) a 1.073.997 cél/mL (março/2001) (Figura 30), e de *Microcystis* variou de 20.288 cél/mL (maio/2001) a 507.453 cél/mL (outubro/2001) (Figura 31). Para Oscillatoriales observou-se uma variação de 37 cél/mL (agosto/2001) a 448.634 cél/mL (outubro/2002) (Figura 32).

Para microcistinas foram registradas concentrações abaixo do limite de detecção do método (fevereiro e março/2002) a 5,962 µg/L (agosto/2001) (Figura 17).

Figura 16. Variação do número de *E. coli* nos pontos de coleta, no período de março/2001 a fevereiro/2003.

Figura 17. Variação das concentrações de microcistinas na água nos pontos de coleta, no período de março/2001 a fevereiro/2003.

4.2 APLICAÇÃO DE ALGICIDA NA REPRESA GUARAPIRANGA

A partir da análise do número de células de cianobactérias e das quantidades de algicida aplicado na Represa Guarapiranga no período de março/2001 a fevereiro/2003 (Quadro 7 - Anexo A), verificou-se que nos períodos de aplicação de sulfato de cobre próximo ao ponto de captação (GU 101) houve um decréscimo acentuado do número de células de *Cylindrospermopsis* e *Microcystis*. Também verificou-se que nos períodos de suspensão da aplicação do algicida (julho/2001 a janeiro/2002) foram registrados números crescentes do número de células dessas cianobactérias naquele ponto (Figura 18). Para as cianobactérias da ordem Oscillatoriales foi observado comportamento semelhante (Figura 19).

Figura 18. Variação do número de células de *Cylindrospermopsis* e *Microcystis* e quantidades de sulfato de cobre aplicado na Represa Guarapiranga – ponto GU 101, no período de março/2001 a fevereiro/2003.

Figura 19. Variação do número de células de cianobactérias Oscillatoriales e quantidades de sulfato de cobre aplicado na Represa Guarapiranga – ponto GU 101, no período de março/2001 a fevereiro/2003.

4.3 ATENDIMENTO A RESOLUÇÃO CONAMA 357/05

Durante o período de estudo, os valores de turbidez das águas estiveram abaixo dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 (classe 2 = 100 UNT), com exceção da coleta de fevereiro/02 no ponto GU 104, que apresentou um pico atípico de 251 UNT, como pode ser verificado na Figura 20.

Figura 20. Variação da turbidez das águas nos pontos de coleta, no período de março/2001 a fevereiro/2003.

O pH das águas manteve-se na maior parte do tempo em conformidade com os limites estabelecidos pelo CONAMA (classe 2 = 6 a 9), em todos os pontos de coleta. No entanto, verificou-se que especialmente no período chuvoso os valores estiveram elevados em todos os pontos de amostragem, estando em desconformidade com o recomendado pelo CONAMA (Figura 21).

Em relação ao fósforo total foram verificadas concentrações acima dos limites preconizados na Resolução CONAMA 357/05 (classe 2 = 0,03

mg/L P) em todos os pontos de coleta, durante todo o período do monitoramento (Figura 22).

Figura 21. Variação do pH das águas nos pontos de coleta, no período de março/2001 a fevereiro/2003.

Figura 22. Variação das concentrações de fósforo total nos pontos de coleta, no período de março/2001 a fevereiro/2003.

Para Nitrogênio Total verificaram-se valores acima dos limites da Resolução CONAMA 357/05 (classe 2 = 1,27 mg/L N), especialmente nos pontos GU 213, GU 104 e BL 105 (Figura 23).

Figura 23. Variação das concentrações de nitrogênio total nos pontos de coleta, no período de março/2001 a fevereiro/2003.

Em relação às concentrações de nitrogênio amoniacal, observou-se que, em geral, os valores mantiveram-se em conformidade com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05, para águas classe 2 em todos os pontos de coleta durante todo o período de amostragem (Figuras 24 a 27).

Da mesma forma, os valores de nitrato e nitrito mantiveram-se muito abaixo dos limites estabelecidos (classe 2 = 10,0 mg/L N e 1,0 mg/L N, respectivamente), conforme mostram as Figuras 28 e 29.

Figura 24. Variação das concentrações de nitrogênio amoniacal no ponto GU 101, no período de março/2001 a fevereiro/2003.

Figura 25. Variação das concentrações de nitrogênio amoniacal no ponto GU 104, no período de março/2001 a fevereiro/2003.

Figura 26. Variação das concentrações de nitrogênio amoniacal no ponto GU 213, no período de março/2001 a fevereiro/2003.

Figura 27. Variação das concentrações de nitrogênio amoniacal no ponto BL 105, no período de março/2001 a fevereiro/2003.

Figura 28. Variação das concentrações de nitrato nos pontos de coleta, no período de março/2001 a fevereiro/2003.

Figura 29. Variação das concentrações de nitrito nos pontos de coleta, no período de março/2001 a fevereiro/2003.

Em relação ao número de células da cianobactéria *Cylindrospermopsis*, ao longo do período de estudo, observaram-se valores acima dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 (classe 2 = 50.000 cél/mL), em todos os pontos de coleta (Figura 30).

Figura 30. Variação do número de células de *Cylindrospermopsis* nos pontos de coleta, no período de março/2001 a fevereiro/2003.

Também para a cianobactéria *Microcystis* foram verificados valores acima dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 (classe 2 = 50.000 cél/mL), em todos os pontos de coleta (Figura 31).

Para a ordem Oscillatoriales observou-se valores acima dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 (classe 2 = 50.000 cél/mL), em todos os pontos de coleta (Figura 32).

Figura 31. Variação do número de células de *Microcystis* nos pontos de coleta, no período de março/2001 a fevereiro/2003.

Figura 32. Variação do número de células de cianobactérias Oscillatoriales nos pontos de coleta, no período de março/2001 a fevereiro/2003.

4.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS – COEFICIENTE DE CORRELAÇÃO DE SPEARMAN (r_s)

Ponto de coleta GU-101

Os resultados obtidos nas correlações entre o número de células de *Cylindrospermopsis* e *Microcystis*, e as variáveis físicas e químicas podem ser observados na Tabela 1, e nas Figuras 34(a-f) e 35(a-d) no Anexo A.

De acordo com os resultados, foram observadas correlações significativas entre o número de células de *Cylindrospermopsis* e vários parâmetros físicos e químicos, tendo sido obtidos coeficientes de correlação de 0,455 com a turbidez ($p < 0,05$); 0,414 com o pH ($p < 0,05$); 0,626 com o fósforo total ($p < 0,01$); 0,637 com nitrogênio albuminóide ($p < 0,01$); -0,643 com o nitrato ($p < 0,01$); e 0,526 com o carbono orgânico total ($p < 0,01$).

Ainda neste ponto de coleta foram observadas correlações significativas entre o número de células de *Microcystis* e algumas variáveis ambientais, tendo sido obtidos coeficientes de correlação de 0,727 com a turbidez ($p < 0,01$); -0,426 com a temperatura do ar ($p < 0,05$); 0,466 com o fósforo total ($p < 0,05$); e 0,460 com o nitrogênio albuminóide ($p < 0,05$). Na Tabela 5 e na Figura 35(e) (Anexo A) é indicado o coeficiente de correlação 0,611 entre o número de células de *Microcystis* e as concentrações de microcistinas ($p < 0,05$).

Ponto de coleta GU-104

Os resultados das correlações obtidas neste ponto de coleta podem ser observados na Tabela 02, e nas Figuras 36(a-f) e 37 (a-d) no Anexo A.

Foram observadas correlações significativas entre o número de células de *Cylindrospermopsis* e alguns parâmetros físicos e químicos, tendo

sido obtidos coeficientes de correlações de 0,657 com a turbidez ($p<0,01$); 0,684 com o pH ($p<0,01$); 0,707 com as concentrações de fósforo total ($p<0,01$); 0,686 com os teores de nitrogênio albuminóide ($p<0,01$); -0,461 com o nitrato ($p<0,05$); e 0,650 com o carbono orgânico total ($p<0,01$).

Também foram verificadas correlações significativas entre o número de células de *Microcystis* e algumas variáveis ambientais, tendo sido obtidos coeficientes de correlação de 0,681 com a turbidez ($p<0,05$); 0,406 com o pH ($p<0,01$); 0,500 com os teores de fósforo total ($p<0,05$); e 0,430 com o nitrogênio albuminóide ($p<0,05$). Foi obtido o coeficiente de 0,525 entre o número de células de *Microcystis* e as concentrações de microcistinas ($p<0,05$). Esse resultado é indicado na Tabela 5, e na Figura 37(e) (Anexo A).

Ponto de coleta GU-213

Neste ponto de coleta foram observadas correlações significativas entre o pH e o número de células de cianobactérias, tendo sido obtidos os coeficientes de -0,617 com *Cylindrospermopsis* ($p<0,01$); e 0,450 com o número de células de *Microcystis* ($p<0,05$). Tais resultados estão indicados na Tabela 3, e nas Figuras 38(a-b) (Anexo A).

Ponto de coleta BL-105

Foram verificadas correlações significativas entre o número de células de *Cylindrospermopsis* e as temperaturas da água e do ar, tendo sido obtidos os coeficientes de correlação de 0,458 e 0,412 ($p<0,05$), respectivamente.

Já para *Microcystis* os estudos indicaram correlações significativas entre o número de células e algumas variáveis ambientais, tendo sido

obtidos os coeficientes de correlação de -0,443 com a temperatura da água ($p < 0,05$); 0,449 com a turbidez ($p < 0,05$); e 0,503 com o pH ($p < 0,05$).

Os resultados das correlações nesse ponto são indicados na Tabela 4, e nas Figuras 39(a-b) e 40(a-c) (Anexo A).

4.5 ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO

O ponto GU 213 apresentou os maiores valores de IET para fósforo total, mantendo-se em estado hipereutrófico durante todo o período de análise. O ponto BL 105 apresentou comportamento semelhante, mas oscilando entre os níveis supereutrófico e hipereutrófico. Da mesma forma, os índices relativos aos pontos GU 101 e GU 104 indicaram ambientes supereutróficos a hipereutróficos, como pode ser visualizado na Figura 33 a seguir. No Quadro 8 (Anexo A) são apresentados os valores obtidos.

Figura 33. Índice de Estado Trófico para fósforo total nos pontos de coleta.

4.6 PLANO DE CONTINGÊNCIA PARA CIANOBACTÉRIAS

A proposta de Plano de Contingência da SABESP pode ser visualizada no Anexo B. Também são apresentadas as principais características dos protocolos internacionais para a ocorrência de cianobactérias na Tabela 6 (Anexo A).

5 DISCUSSÃO

5.1 VARIÁVEIS AMBIENTAIS

A análise de parâmetros climatológicos, físicos, químicos e biológicos da água constitui importante ferramenta em programas de monitoramento das águas. O uso pretendido para a água exigirá determinadas características de qualidade, ou seja, para cada uso os parâmetros deverão estar de acordo com os padrões de qualidade previamente estabelecidos.

As variáveis climatológicas de uma região influenciam diretamente o corpo d'água. Dentre essas variáveis, a precipitação é a principal responsável na dinâmica dos ecossistemas aquáticos, especialmente pelo carregamento de matéria orgânica e outros compostos da bacia de drenagem para os corpos hídricos.

A precipitação apresentou sazonalidade bem definida no período do monitoramento, com precipitação média no período seco (entre abril e setembro) variando de 0,45 mm a 3,18 mm, e no período chuvoso (de outubro a março) entre 2,77 mm e 10,80 mm. Tais resultados coincidiram com as temperaturas mais amenas registradas no período seco, e as temperaturas mais elevadas no período chuvoso.

A temperatura das águas superficiais é influenciada pela latitude, altitude, estação, hora do dia, circulação de ar, fluxo e profundidade do corpo d'água (CETESB, 2005). Por sua vez, a temperatura afeta os processos físicos, químicos e biológicos dos corpos d'água e, portanto, a concentração de muitas variáveis (CHAPMAN & KIMSTACH, 1996).

Outra importante variável na avaliação da qualidade da água é o pH. Tal parâmetro influencia muitos processos químicos e biológicos dentro do

corpo d'água. Da mesma forma, variações no pH podem ser causadas pela respiração e fotossíntese de algas em águas eutróficas (CHAPMAN & KIMSTACH, 1996).

Os resultados indicaram que o pH manteve-se de neutro a alcalino em todos os pontos de coleta, com os maiores valores verificados no ponto BL 105 ao longo do período de estudo. Verificou-se também que os valores do pH foram ligeiramente maiores no período chuvoso, ultrapassando os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05. Em um estudo na Represa Guarapiranga realizado por BEYRUTH (1996), os elevados valores de pH registrados estiveram relacionados a alta densidade do fitoplâncton. Segundo HELLAWEEL (1989), a intensa atividade fotossintética de algas e plantas superiores pode elevar o pH acima de 8, 9 ou 10. Isso ilustra a interdependência do pH com o sistema carbonato, já que a redução dos níveis de dióxido de carbono como resultado da fotossíntese pode causar rápidas mudanças nos valores de pH.

A turbidez das águas é causada por sólidos em suspensão, tais como partículas inorgânicas (areia, silte, argila) e orgânicas (bactérias, plâncton em geral, etc) (CETESB, 2005). É utilizada como parâmetro de qualidade estética das águas para abastecimento público, e em águas naturais influencia as características do ecossistema presente (PIVELI & KATO, 2006).

De maneira geral, a turbidez das águas nas duas represas foi ligeiramente mais elevada no período chuvoso. Tais resultados indicam que, especialmente no ponto BL 105 (Represa Billings), a turbidez mais acentuada no período chuvoso, coincidente com o período de elevadas temperaturas, pode estar relacionada à entrada de material alóctone carregado pelas chuvas, assim como o maior desenvolvimento do fitoplâncton (SZAJUBOK, 2000). Segundo BRANCO (1986), a turbidez elevada das águas está diretamente relacionada às florações de algas.

O fósforo é um nutriente essencial para os organismos vivos e existe nos corpos d'água na forma dissolvida e particulada. É geralmente o nutriente limitante para o crescimento algal e, portanto, controla a produtividade primária do corpo d'água. Os esgotos domésticos, efluentes industriais e fertilizantes contribuem para elevar os níveis de fósforo nas águas superficiais, e estimular o processo de eutrofização (BALLANCE, 1996; CHAPMAN & KIMSTACH, 1996; PIVELI & KATO, 2006).

Neste estudo observou-se que as concentrações de fósforo total mantiveram-se elevadas acima do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05 para águas classe 2 em todos os pontos de coleta. Em relação ao ponto GU 213 as elevadas concentrações do nutriente podem estar associadas a entradas de cargas difusas no rio Parelheiros. No trabalho de ANDRADE (2005) verificou-se que as altas concentrações de fósforo total na área do rio Parelheiros foram atribuídas a entrada significativa de fontes difusas na várzea, tanto no período seco como no chuvoso, e a deficiência de afastamento de efluentes sanitários oriundos de ocupações irregulares na região. Também deve-se considerar que no período seco, a baixa taxa de precipitação pode ter contribuído para a concentração do nutriente nas águas.

Na Represa Billings as concentrações de fósforo total também estiveram muito acima dos limites do CONAMA para águas classe 2. No entanto, tais concentrações foram mais baixas que no local de disposição das águas transpostas na Guarapiranga (ponto GU 213). Segundo CARVALHO (2003), as baixas concentrações de fósforo verificadas na Billings ao longo dos últimos anos podem ser resultado da própria assimilação das algas ao longo do tempo, ou da diminuição da carga orgânica recebida, pela redução do bombeamento das águas do rio Pinheiros para o reservatório Billings (conforme Resolução Estadual SMA/SES nº 03/92). O Relatório de Qualidade de Águas Interiores da

CETESB (2002) apresentou registros da melhoria da qualidade das águas na Billings a partir da publicação da referida Resolução.

O nitrogênio é um macronutriente encontrado nas águas nas formas reduzidas, como nitrogênio orgânico e nitrogênio amoniacal, e nas formas oxidadas, como nitrito e nitrato. A principal fonte desse nutriente nas águas naturais são os esgotos sanitários. Geralmente associa-se a idade da poluição orgânica com as formas de nitrogênio, ou seja, concentrações elevadas de nitrogênio nas formas reduzidas indicam que o foco de poluição encontra-se próximo. Caso seja verificada a predominância das formas oxidadas, as descargas de esgotos provavelmente se encontram distantes. Os compostos de nitrogênio descarregados no meio aquático, juntamente com o fósforo e outros nutrientes, são responsáveis pelo processo de eutrofização das águas (CETESB, 2006; PIVELI & KATO, 2006).

Durante boa parte do período de monitoramento as concentrações de nitrogênio total estiveram acima do limite estabelecido pelo CONAMA, especialmente nos pontos GU 104, GU 213 e BL 105. Os resultados observados no ponto GU 213 corroboram com o trabalho de ANDRADE (2005), que sugere que as altas concentrações de nitrogênio total nos períodos secos e chuvosos podem estar associadas a entrada de cargas difusas na várzea do rio Parelheiros.

Já as concentrações de nitrogênio amoniacal mantiveram-se em conformidade com a Resolução CONAMA 357/05 durante todo o período de estudo. O nitrogênio amoniacal é padrão de classificação das águas naturais e padrão de emissão de esgotos. Por ser um composto muito tóxico à ictiofauna e provocar o consumo de oxigênio dissolvido na sua oxidação biológica, a concentração de nitrogênio amoniacal é um importante parâmetro de classificação das águas naturais, também utilizado na constituição de índices de qualidade das águas (CETESB, 2005).

Segundo CHAPMAN & KIMSTACH (1996) corpos d'água não poluídos apresentam baixas concentrações de amônia. Por outro lado, concentrações elevadas desse composto podem indicar poluição orgânica por esgoto doméstico, efluentes industriais e fertilizantes.

Verificou-se especialmente no ponto de coleta GU 213 os maiores valores de nitrogênio amoniacal, que podem estar associados à poluição orgânica no rio Parelheiros. Quanto à sazonalidade, os valores elevados de nitrogênio amoniacal no período seco podem estar relacionados à concentração do nutriente pela estiagem, ou seja, pela ausência do efeito diluidor das chuvas.

As concentrações elevadas de nitrogênio albuminóide indicam a presença de matéria orgânica não decomposta pela ação de microorganismos. Nesse sentido, os maiores valores de nitrogênio albuminóide encontrados nos pontos GU 213 e BL 105 indicam que as fontes de poluição orgânica encontram-se muito próximas desses pontos de coleta. Ainda nesses pontos, as concentrações mais elevadas verificadas no período seco reforçam a hipótese de entrada difusa de esgotos domésticos. O nitrogênio albuminóide juntamente com o nitrogênio amoniacal e o nitrito são indicadores de contaminação e de possíveis condições higiênico-sanitárias insatisfatórias (ALABURDA & NISHIHARA, 1998).

O nitrato é um nutriente essencial para plantas aquáticas. Em lagos, concentrações de nitrato acima de 0,2 mg/l $\text{NO}_3 - \text{N}$ tendem a estimular o crescimento de algas e indicam o potencial de eutrofização (CHAPMAN & KIMSTACH, 1996). É a forma mais oxidada dos compostos de nitrogênio, indicando a etapa final da decomposição da matéria orgânica. Também são fontes significativas os fertilizantes químicos em áreas cultivadas, e as descargas domésticas e industriais (BALLANCE, 1996). Do ponto de vista

sanitário, os nitratos são compostos tóxicos responsáveis pela metahemoglobina infantil, uma doença letal para crianças (CETESB, 2005).

No trabalho foram verificadas concentrações de nitrato abaixo dos limites estabelecidos pelo CONAMA (Resolução 357/05) em todo período de monitoramento. Em geral foram registrados maiores valores de nitrato no período de seca. GENTIL (2000) verificou que no período de seca, a desestratificação térmica foi responsável pela reoxigenação da coluna d'água no Lago das Garças (SP), favorecendo o processo de nitrificação, e consequentemente elevando as concentrações de nitrato e nitrito.

Segundo ESTEVES (1988), dentre as diferentes formas do nitrogênio, o nitrato, juntamente com o íon amônio, assume grande importância nos ecossistemas aquáticos, uma vez que ambos representam as principais fontes de nitrogênio para os produtores primários. Por sua vez, a distribuição e concentração de nitrato parecia estar relacionada com o grau de oxigenação da coluna d'água.

Nas águas naturais as concentrações de nitrito são usualmente muito baixas, 0,001 mg/l $\text{NO}_2\text{-N}$, e raramente mais altas que 1 mg/l $\text{NO}_2\text{-N}$. Altas concentrações de nitrito são geralmente indicativas de efluentes industriais e são frequentemente associadas a insatisfatória qualidade microbiológica da água (BALLANCE, 1996; CHAPMAN & KIMSTACH, 1996).

De acordo com ESTEVES (1988), o nitrito é encontrado em baixas concentrações especialmente em ambientes oxigenados. Em ambientes anaeróbios, podem-se encontrar altas concentrações deste íon. Em lagos eutróficos, durante o período de estratificação térmica ocorre o aumento da concentração desse íon no hipolímnio, como consequência, principalmente, da desnitrificação durante o período de anoxia do hipolímnio.

Foram registradas baixas concentrações de nitrito em todo o período de monitoramento, inferiores aos limites estabelecidos pelo CONAMA, sugerindo que, no período analisado, o nitrito foi rapidamente oxidado a nitrato. No período chuvoso, de temperaturas mais altas foram registrados os maiores valores desse íon, que podem estar relacionados com a maior carga orgânica em decomposição nos reservatórios, proveniente da bacia de drenagem.

O carbono orgânico total é definido como todo carbono presente na matéria orgânica, dissolvido ou em suspensão nas águas (BALLANCE, 1996). Segundo CHAPMAN & KIMSTACH (1996), em águas superficiais as concentrações de carbono orgânico total, são geralmente menores que 10 mg/L, e valores mais elevados indicam a presença de descargas domésticas e industriais. O carbono orgânico nas águas doces resulta diretamente da fotossíntese e indiretamente por matéria orgânica terrestre. Esse parâmetro pode ser utilizado como um indicador muito útil do grau de poluição, particularmente em comparações a montante e a jusante das fontes.

As concentrações de carbono orgânico total mais elevadas no período chuvoso, especialmente no ponto GU 213 (rio Parelheiros), sugerem a entrada de cargas difusas carregadas pela chuva naquele local.

As bactérias do grupo coliforme e *E.coli* são consideradas os principais indicadores de poluição por esgotos domésticos. Assumem importância como indicadores da possibilidade da existência de microorganismos patogênicos, responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica (BARTRAM & PEDLEY, 1996; CETESB, 2005; GREGUI, 2005).

Os resultados mostraram que os pontos de coleta GU 104 e GU 213 apresentaram os maiores valores de *E.coli* tanto no período seco como no período chuvoso, reforçando a hipótese de entrada de carga orgânica difusa

na Represa Guarapiranga. ANDRADE (2005) observou resultados semelhantes no ponto localizado no rio Parelheiros. Nos demais pontos de monitoramento (GU 101 e BL 105), especialmente no ponto da Represa Billings os baixos valores de *E.coli* parecem indicar melhores condições sanitárias das águas. Os altos índices para *E.coli* na Represa Guarapiranga indicam a necessidade da implementação de redes coletoras e tratamento de esgotos para a preservação das águas superficiais.

A análise da qualidade das águas nos pontos de coleta nas Represas Guarapiranga e Billings revelou que os pontos GU 213 e BL 105 apresentaram comportamento muito semelhante, especialmente em relação aos nutrientes, indicando que a transposição da Billings pode estar influenciando a qualidade das águas da Represa Guarapiranga. No entanto, tais alterações na qualidade das águas não podem ser atribuídas exclusivamente às águas transpostas da Billings, visto que foram observados valores elevados, especialmente de nutrientes, no rio Parelheiros (ponto GU 213).

No processo de sucessão natural do ambiente aquático o ecossistema passa da condição de oligotrófico, ou seja, pobre em nutrientes, a mesotrófico e a eutrófico (rico em nutrientes). As atividades humanas tem acelerado esse processo natural de eutrofização em corpos d'água de todo o mundo. A eutrofização é acompanhada do enriquecimento da população biológica no ecossistema, muitas vezes, comprometendo os usos da água e levando a prejuízos econômicos, sociais e ambientais.

De acordo com Mason apud LAMPARELLI (2004), alguns dos efeitos em ecossistemas aquáticos decorrentes da eutrofização são: diminuição da biodiversidade e modificação da biota dominante, aumento da biomassa de plantas e animais, aumento da turbidez e da taxa de sedimentação, diminuição da vida útil de reservatórios, e a possibilidade de desenvolvimento de condições anóxicas. Os problemas associados ao uso

incluem as dificuldades no tratamento e suprimento da água, a diminuição dos valores estéticos e recreacionais, dificuldades no fluxo da água e navegação com o aumento da vegetação aquática, e o desaparecimento de espécies comercialmente importantes.

Nos reservatórios analisados os resultados do IET para fósforo total indicaram que no período de estudo, todos os pontos foram classificados como supereutróficos a hipereutróficos, segundo a nova classificação proposta por LAMPARELLI (2004). Esses novos índices propostos apresentam, segundo LAMPARELLI (2004), maior sensibilidade, aumentando a amplitude das classificações tróficas e a concordância entre as classificações obtidas com as concentrações de clorofila *a*, e as concentrações de fósforo total para um mesmo ambiente.

BEYRUTH (1996) e SZAJUBOK (2000), em estudos da comunidade fitoplanctônica da Represa Guarapiranga, classificaram o ponto GU 101 do presente estudo, como mesotrófico a eutrófico em relação à transparência (pelas aplicações de sulfato de cobre) e eutrófico quanto aos teores de fósforo. Ressalta-se que tais estudos utilizaram o Índice de Estado Trófico de Carlson modificado para ambientes tropicais, segundo TOLEDO JR et al. (1983).

Segundo CHAPMAN & KIMSTACH (1996), lagos eutróficos são ambientes que exibem altas concentrações de nutrientes e uma alta produção de biomassa associada, usualmente com baixa transparência.

Em ambientes aquáticos eutróficos a diversidade da comunidade fitoplanctônica diminui principalmente pela dominância das cianobactérias (DOKULIL & TEUBNER, 2000). As florações tóxicas de cianobactérias têm importante significado ecológico para o ambiente aquático, pois espécies suscetíveis às toxinas dessas algas podem ser reduzidas ou eliminadas da

cadeia trófica, levando ao desequilíbrio na comunidade aquática (ZAGATTO, 1998).

5.2 AS CIANOBACTÉRIAS E AS VARIÁVEIS AMBIENTAIS

Em ambientes eutrofizados e hipereutrofizados podem ocorrer florações de algas e macrófitas aquáticas. Nesse sentido, tais indicadores biológicos são frequentemente monitorados no processo de eutrofização.

Um dos maiores problemas enfrentados em reservatórios de abastecimento é a ocorrência de florações de cianobactérias tóxicas. No Brasil, muitos trabalhos relatam a ocorrência e distribuição desses organismos em lagoas costeiras, reservatórios de abastecimento e lagos naturais (BEYRUTH, 1996; MATTHIENSEN et al., 1999; TUCCI & SANT'ANNA, 2003; SANT'ANNA et al., 2004; CROSSETI & BICUDO, 2005; WOSIACK, 2005; COSTA et al., 2006; SOARES et al., 2006).

De acordo com CARMICHAEL (1996), a eutrofização estende e intensifica o período de dominância das cianobactérias no ambiente. Consequentemente o período de exposição das cianobactérias e suas toxinas à saúde humana é aumentado.

A freqüência de ocorrência de florações de cianobactérias tem aumentado acompanhando o ritmo da eutrofização dos ambientes aquáticos. Para controlar esses eventos é essencial a identificação e o entendimento dos parâmetros que afetam a produção de toxinas (DOW & SWOBODA, 2000).

No trabalho de VARDAKA et al. (2005) florações de cianobactérias foram observadas em muitos corpos d'água da Grécia, classificados como eutróficos, eutróficos-hipereutróficos, e oligo-mesotróficos, durante o período

de maiores temperaturas do ano. Em todos os corpos d'água analisados foram identificadas espécies produtoras de toxinas, muitas vezes dominantes e responsáveis pelas florações.

As cianobactérias podem ser encontradas em muitos sistemas aquáticos incluindo lagos tropicais e temperados, estuários e rios. No entanto, a composição das comunidades, a densidade e a distribuição vertical, são diferentes. Isto ocorre devido às condições climáticas e meteorológicas que influenciam a estratificação e mistura dos corpos d'água, assim como a disponibilidade de luz e nutrientes (OLIVER & GANF, 2000).

Segundo PAERL & TUCKER (1995), os fatores físicos são frequentemente muito importantes, capazes de determinar o estabelecimento e dominância de espécies em ecossistemas específicos. Fatores físicos como, por exemplo, tamanho e volume do sistema, tempo de retenção hidráulica, estabilidade da coluna d'água e transparência podem influenciar o desenvolvimento e a dominância das cianobactérias.

Temperatura

Neste trabalho observou-se que os valores de temperatura da água e do ar estiveram relacionados ao número de células de *Cylindrospermopsis* e *Microcystis* apenas no ponto BL 105, correspondente à captação de água no braço Taquacetuba da Billings para transposição na Represa Guarapiranga.

Tais resultados corroboram com o trabalho desenvolvido por SOUZA et al. (1998) no braço do rio Pequeno na Represa Billings, em que foi observada correlação positiva entre a temperatura da água e a densidade de *Cylindrospermopsis raciborskii*.

Em um estudo realizado no Reservatório Armando Ribeiro Gonçalves, no Estado do Rio Grande do Norte, COSTA et al. (2006) observaram

florescimentos tóxicos mistos de cianobactérias (*Cylindrospermopsis raciborskii*, *Microcystis panniformis*, *M. protocystis*, *M. novacekii*, *Aphanizomenon gracile*, *A. cf. manguinii* e *A. cf. issastschenkoï*), que representaram 90-100% da comunidade fitoplanctônica ao longo do período estudado. As águas desse reservatório apresentavam temperaturas entre 27° C e 29° C.

TUCCI & SANT'ANNA (2003) também registraram altas temperaturas da água durante as florações de *Cylindrospermopsis raciborskii* no Lago das Garças (SP). Segundo o trabalho de BOUVY et al. (2000) a temperatura consistiu em um dos mais importantes fatores correlacionados com a distribuição das espécies fitoplanctônicas, especialmente *Cylindrospermopsis*.

Para BRIAND et al. (2002) o principal fator limitante para a proliferação de *C. raciborskii* em uma lagoa no sul da França foi a temperatura da água durante a germinação dos acinetos e divisões celulares. Essa espécie tropical com alta tolerância é favorecida pelo aumento progressivo da temperatura da água durante a primavera, proliferando durante o verão e dominando a comunidade fitoplanctônica.

Na Região Nordeste do Brasil as mudanças climáticas ocorridas em 1997 pelo fenômeno El Niño favoreceram as condições ecológicas para o desenvolvimento das cianobactérias em muitos reservatórios. Fatores como redução do volume, estabilidade da coluna d'água (ausência de turbulência) e um longo tempo de retenção da água (ausência de renovação da água) nos reservatórios, aliados ao período de estiagem podem ter proporcionado condições ótimas de temperatura e radiação para a dominância do gênero *Cylindrospermopsis* (BOUVY et al., 2000).

Outras cianobactérias potencialmente tóxicas, tais como *Anabaena spiroides*, *Microcystis aeruginosa* e *M. wesenbergii* foram favorecidas pela

temperatura elevada e a baixa salinidade no estuário da Lagoa dos Patos (RS), o qual é utilizado para pesca e recreação pela população que vive às suas margens (FERREIRA et al., 2004).

Ressalta-se que, de acordo com as recentes previsões de alterações climáticas globais os ecossistemas aquáticos serão afetados sensivelmente. O aumento das temperaturas globais poderá promover, entre as mais diversas alterações: o favorecimento e dominância das cianobactérias sobre outras espécies da comunidade fitoplanctônica; a proliferação de espécies invasoras, tais como *C. raciborskii*; o aumento da turbidez das águas e da eutrofização; e o declínio da biodiversidade nos ecossistemas (MOOIJ et al., 2005).

pH

Verificou-se também a correlação entre os valores de pH da água e o número de células de cianobactérias. Em todos os pontos de coleta foi observada alguma correlação entre essa variável e o número de células de *Cylindrospermopsis* ou *Microcystis*, ou ambas. O pH alcalino das águas parece ter favorecido o crescimento de pelo menos um desses gêneros de cianobactérias nos pontos de coleta.

De fato, muitos estudos indicam a ocorrência de florações de cianobactérias em ambientes com pH alcalino, entre 8 e 9 (SOUZA et al., 1998; BOUVY et al., 2000; TUCCI & SANT'ANNA, 2003; WOSIACK, 2005, COSTA et al., 2006).

No trabalho de CARVALHO (2003), os altos valores de pH registrados na Represa Billings estiveram associados às concentrações do fitoplâncton e ao processo fotossintético pelas florações de cianobactérias.

Segundo YUNES et al. (2003), a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* prefere águas com pH alcalino em torno de 8,0, turbidez elevada, e elevados níveis de nutrientes.

Também foi observado um maior desenvolvimento das espécies *Microcystis aeruginosa*, *M. wesenbergii* e *Anabaena spiroides* em águas com pH maior que 7, no estuário da Lagoa dos Patos no Rio Grande do Sul (FERREIRA et al., 2004).

Turbidez

A partir das análises estatísticas verificou-se que a turbidez esteve correlacionada positivamente ao número de células das cianobactérias, nos pontos GU 101, GU 104 e BL 105.

TUCCI & SANT'ANNA (2003) também observaram altos valores de turbidez durante as florações de *C. raciborskii* no Lago das Garças (SP). No trabalho de WOSIACK (2005) a maior turbidez de superfície foi relacionada à elevada biomassa de cianobactérias, principalmente do gênero *Microcystis*. Segundo MUR et al. (1999), em águas eutróficas os valores elevados de turbidez são frequentemente associados a maior biomassa fitoplanctônica.

As cianobactérias são capazes de manter altas taxas de crescimento em ambientes com baixa luminosidade, apresentando, portanto, vantagens sobre outras espécies mais exigentes. Além disso, a capacidade de migração na coluna d'água de algumas espécies de cianobactérias também permite o aproveitamento de condições ótimas de luminosidade para o seu crescimento (MUR et al., 1999; BRIAND et al., 2002).

Nutrientes

Conforme citado anteriormente, o fósforo é o principal nutriente limitante da ocorrência de florações de cianobactérias em muitas regiões do mundo, embora os compostos de nitrogênio possam ser muitas vezes relevantes na determinação do número de cianobactérias presentes (MUR et al., 1999).

As correlações positivas entre as concentrações de fósforo total e o número de células de *Cylindrospermopsis* e *Microcystis* nos pontos GU 101 e GU 104 da Represa Guarapiranga indicaram que a proliferação dessas algas esteve associada à disponibilidade de fósforo. SZAJUBOK (2000) também verificou a ocorrência de correlação positiva do fósforo total com a densidade de cianobactérias, indicando que possivelmente essas algas desenvolvem-se melhor na presença de maiores quantidades de fósforo.

Já para a Represa Billings não foram observadas correlações significativas entre os teores de fósforo total e o número de células de *Cylindrospermopsis* e *Microcystis*. Entretanto, de acordo com dados recentes da CETESB (2005, 2006), o florescimento de cianobactérias nessa Represa, com a predominância dos gêneros *Cylindrospermopsis*, *Microcystis* e *Planktothrix*, está relacionado ao excesso de nutrientes, especialmente fósforo, e ao longo tempo de residência.

No trabalho não foram verificados valores significativos de fósforo reativo solúvel na água superficial, sendo que as concentrações do nutriente estiveram abaixo do nível de detecção do método. Segundo ESTEVES (1988), em lagos tropicais o metabolismo dos organismos vivos aumenta consideravelmente fazendo com que o fosfato reativo seja rapidamente assimilado e incorporado a sua biomassa. Esse é um dos motivos pelo qual a concentração de fosfato reativo é muito baixa (exceto em ambientes eutrofizados artificialmente), geralmente abaixo dos níveis de detecção dos

métodos analíticos empregados. Para MARGALEF (1983) as grandes proliferações de cianobactérias requerem altas concentrações iniciais de fosfato.

A ocorrência de florações de cianobactérias potencialmente tóxicas também pode ser explicada pela capacidade de migração dessas algas para o hipolímnio dos lagos, onde a concentração de fosfato é maior, possibilitando grandes vantagens competitivas sobre outras espécies (ESTEVES, 1988). Para BORMANS et al. (2004), as florações de *C. raciborskii* podem persistir por muitos meses pela reintrodução de nutrientes na coluna d'água, que se encontram disponíveis no hipolímnio anóxico.

Segundo o trabalho de CASTELO-BRANCO (1991), um dos fatores responsáveis para a dominância de *C. raciborskii* no Lago Paranoá foi o período prolongado de estratificação na época chuvosa, provocando a depleção de nutrientes do epilímnio.

Em relação aos compostos nitrogenados muitos trabalhos tem associado a ocorrência de florações de cianobactérias à disponibilidade de nitrogênio na forma do íon amônio (TUCCI & SANT'ANNA, 2003; RAMÍREZ & BICUDO, 2005). No entanto, neste trabalho não foram observadas correlações significativas entre essas variáveis. BOUVY et al. (2000) estudando a ocorrência de *Cylindrospermopsis* em 39 reservatórios tropicais no Brasil relatam que em concentrações baixas de amônia na água foi observada uma alta abundância de *C. raciborskii*. Da mesma forma, GENTIL (2000) associou as altas densidades de *C. raciborskii* na superfície aos menores valores de amônia registrados no Lago das Garças (SP).

Segundo ESTEVES (1988), na grande maioria dos lagos tropicais já estudados, não foi verificada uma relação muito forte entre a concentração de nitrogênio amoniacal e a produtividade, mas sim com a duração do período de estratificação térmica.

Neste estudo as correlações verificadas entre as concentrações de nitrogênio albuminóide e o número de células de cianobactérias nos pontos GU 101 e GU 104 sugerem a associação entre o crescimento desses gêneros e à poluição orgânica.

Da mesma forma, as correlações negativas encontradas entre o número de células de *Cylindrospermopsis* e as concentrações de nitrato nos pontos GU 101 e GU 104 sugerem que a diminuição dos teores de nitrato estaria relacionada ao aumento do número de células de *Cylindrospermopsis*, ou seja, essa cianobactéria estaria consumindo preferencialmente o nitrato. No trabalho de RAMÍREZ & BICUDO (2005), foi observado que na amostragem realizada na primavera a diminuição dos teores de nitrogênio (nitrogênio total, amoniacal, nitrato e nitrito) no Lago das Garças esteve relacionada à ocorrência de floração de *Microcystis* registrada no período.

Segundo ESTEVES (1988), dentre as diferentes formas do nitrogênio, o nitrato, juntamente com o íon amônio, assume grande importância nos ecossistemas aquáticos, uma vez que ambos representam as principais fontes de nitrogênio para os produtores primários. Por sua vez, a distribuição e concentração de nitrato estaria relacionada com o grau de oxigenação da coluna d'água.

De acordo com MUR et al. (1999), a limitação ao nitrogênio pode prejudicar as espécies não fixadoras e pode constituir fator crítico para o estabelecimento de outras espécies do fitoplâncton. As espécies fixadoras, tais como *Cylindrospermopsis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Nodularia* e *Nostoc* dominam em ambientes com baixas concentrações de nitrogênio inorgânico dissolvido pela capacidade de fixar nitrogênio atmosférico. No entanto, esse processo de fixação consome muita energia e requer maior luminosidade.

Outros autores citam que a ordem de preferência das fontes de nitrogênio observada para as cianobactérias seria: nitrogênio amoniacal > nitrato > nitrogênio atmosférico (TANDEAU DE MARSAC & HOUMARD, 1993 apud OLIVER & GANF, 2000).

As cianobactérias são capazes de competir com outras espécies fitoplanctônicas em condições limitantes de nitrogênio e fósforo, por apresentarem uma maior afinidade por esses nutrientes, além da capacidade de estocar fósforo. Dessa forma, baixas relações N:P podem favorecer o desenvolvimento de florações de cianobactérias (PAERL & TUCKER, 1995; BEYRUTH, 1996; MUR et al., 1999).

SMITH (1983) apud PAERL & TUCKER (1995) estudando 17 lagos no mundo concluiu que as florações de cianobactérias tendiam a declinar em lagos onde as razões NT:PT eram maiores que 29, sugerindo que a manipulação dessas razões poderiam controlar o desenvolvimento das florações. Tal hipótese é consistente com o fato de que certos gêneros de cianobactérias são capazes de fixar nitrogênio atmosférico, promovendo certa vantagem competitiva em baixas razões N:P.

Em contrapartida, no trabalho de BOUVY et al. (2000) não foram observadas correlações entre a alta porcentagem de *C. raciborskii* e a razão N:P, que apresentou valor muito elevado (N:P = 104,7).

Quanto aos teores de carbono orgânico total, as correlações observadas entre esse nutriente e a densidade (em número de células) de *Cylindrospermopsis* nos pontos GU 101 e GU 104 indicam que o crescimento desse gênero de cianobactéria esteve associado à disponibilidade de carbono orgânico nas águas.

Vale ressaltar neste estudo uma outra observação importante em relação à sazonalidade das variáveis nos pontos de coleta. A partir da

análise gráfica verificou-se que os pontos GU 213 e BL 105 apresentaram comportamento sazonal muito semelhante para alguns dos parâmetros analisados, dentre os quais se destacam os teores de nutrientes, e em especial o número de células de *Cylindrospermopsis*, *Microcystis* e *Oscillatoriales*. O mesmo ocorreu nos pontos GU 101 e GU 104. Do exposto, entende-se que as águas transpostas da Billings podem ter interferido na qualidade das águas da Guarapiranga, principalmente em relação ao desenvolvimento das cianobactérias.

De acordo com PADISÁK (2000), o sucesso de *C. raciborskii* em lagos de todo o mundo pode ser atribuído a múltiplos fatores, em especial:

- migração na coluna d'água,
- alta tolerância ao sombreamento (baixa luminosidade),
- alta afinidade com amônia,
- capacidade de fixar de nitrogênio atmosférico,
- alta afinidade com fósforo e capacidade de estocagem,
- habilidade de mobilizar fontes internas de fósforo,
- resistência à herbivoria,
- tolerância à salinidade,
- número elevado de acinetos (com dispersão por aves e rios).

Dentre esses fatores verificou-se, neste trabalho, que o gênero *Cylindrospermopsis* esteve relacionado à baixa luminosidade (alta turbidez) e a alta afinidade com o fósforo.

Para OLIVER & GANF (2000) a dominância de cianobactérias é favorecida por temperaturas elevadas da água, baixas razões NT:PT, baixas concentrações de dióxido carbono, regulação da flutuação, baixa herbivoria pelo zooplâncton, e pela capacidade de estocar fósforo.

As florações de cianobactérias dependem ainda do tempo de retenção longo e da baixa turbulência nos corpos d'água (MUR et al., 1999).

Da mesma forma, os estudos de BRANCO & SENNA (1994) concluíram que fatores, tais como, altas temperaturas, estratificação térmica, elevado pH, capacidade de migração, presença de heterocito, depleção de nutrientes no epilímnio, ausência de herbivoria pelo zooplâncton e o longo tempo de retenção foram responsáveis pela dominância de *Cylindrospermopsis raciborskii* no reservatório Paranoá. Por outro lado, a espécie *Microcystis aeruginosa* foi favorecida pelas elevadas concentrações de compostos nitrogenados associados à poluição orgânica, diminuição das densidades de *C. raciborskii*, elevada temperatura da água, luminosidade, e a alta alcalinidade das águas.

Segundo SOUZA et al. (1998), a dominância de *C. raciborskii* observada no braço do rio Pequeno da Represa Billings foi favorecida pelas condições naturais do local, assim como a capacidade dessa espécie de migrar na coluna d'água e fixar nitrogênio atmosférico.

No trabalho de BEYRUTH (1996) verificou-se que, em geral, as florações de cianobactérias ocorreram simultaneamente aos períodos de queda de gás carbônico, disponibilidade de nutrientes e aumento de pH. Outros fatores que parecem ter favorecido a ocorrência dessas florações foram a baixa intensidade luminosa promovida por sombreamento, temperaturas adequadas e elevadas densidades fitoplanctônicas prévias, especialmente de clorofíceas. A sulfatação também influenciou nessas florações reduzindo a competição, e liberando grandes quantidades de nutrientes na coluna d'água favorecendo as cianobactérias não fixadoras de nitrogênio atmosférico.

De acordo com DOKULIL & TEUBNER (2000), a dominância de cianobactérias é geralmente causada por uma multiplicidade de fatores, tais como a concentração de nutrientes, morfometria dos corpos hídricos, a temperatura das águas, a disponibilidade de luminosidade, e as condições

de turbulência. Os mesmos autores ainda afirmam que a dominância de cianobactérias não depende somente dos teores de nutrientes, mas também das espécies envolvidas. Características ecológicas e fisiológicas, assim como a competição entre as espécies e as interações com outros níveis tróficos devem ser consideradas.

Para OLIVER & GANF (2000), as principais cianobactérias responsáveis por formar *blooms* possuem vacúolos gasosos. A ocorrência de florações é frequentemente associada à turbulência reduzida que permite a migração e flutuação das cianobactérias nas camadas superficiais do corpo d'água. Por outro lado, essas florações superficiais ocorrem somente se houver uma população de cianobactérias pré-existente, e sua severidade depende, em parte, do tamanho da população.

A flutuação das cianobactérias que possuem vacúolos gasosos permite o aproveitamento da luminosidade na superfície da água, maior eficiência na obtenção de gás carbônico, e na competição com outras espécies por promover o sombreamento, aproveitando-se dos nutrientes liberados por elas (BEYRUTH, 1996).

5.3 CIANOBACTÉRIAS E SAÚDE PÚBLICA

As florações de cianobactérias têm sido relatadas há anos e por muitas décadas os envolvidos no abastecimento de água têm se deparado com os problemas causados nos processos de tratamento das águas incluindo obstrução de filtros, aumento nos custos de desinfecção, e problemas de odor e sabor. As florações ainda prejudicam as atividades recreacionais, tais como esportes aquáticos e pesca (OLIVER & GANF, 2000; WILLAME et al., 2005).

A exposição humana às cianobactérias pode ocorrer pelo contato primário com as águas nas atividades recreativas, ingestão oral, inalação, via intravenosa (no tratamento por hemodiálise) e pela ingestão de peixes e moluscos com toxinas bioacumuladas em seus tecidos (KUIPER-GOODMAN et al., 1999; MAGALHÃES et al., 2001; MOHAMED et al., 2003).

No Estado de São Paulo foram relatados casos de intoxicações e morte de animais associados a florações de cianobactérias nos municípios de São Paulo, Araras, Bauru, Porto Feliz, Piracicaba, Valinhos e Indaiatuba (BEYRUTH et al., 1992). Também no município de São Paulo, um surto de gastroenterite na população abastecida pelas águas da Represa Guarapiranga foi associado à presença da cianobactéria *Anabaena solitaria* (MUCCI, 1998).

Conforme indicado anteriormente, de acordo com suas propriedades toxicológicas, as cianotoxinas podem ser classificadas em hepatotoxinas (microcistinas e nodularinas), neurotoxinas (anatoxinas, homoanatoxina e saxitoxinas), citotoxinas (cilindrospermopsinas) e dermatotoxinas (lingbiatoxina-A, aplisiatoxinas e lipopolissacarídeos - LPS). Dentre as hepatotoxinas, destacam-se as microcistinas como as toxinas mais comumente estudadas com cerca de 60 variantes estruturais conhecidas, produzidas principalmente em florações do gênero *Microcystis*. Essa cianobactéria também é responsável pela produção de lipopolissacarídeos dermatotóxicos (Codd et al., 1999a; SIVONEN & JONES, 1999).

As microcistinas e nodularinas possuem alta estabilidade química e solubilidade nas águas, o que possibilita sua persistência no ambiente, consequentemente aumentando as taxas de exposição humana (SIVONEN & JONES, 1999). Em mamíferos a exposição aguda a altas doses dessas hepatotoxinas pode causar morte por hemorragia hepática ou insuficiência hepática. Exposições orais contínuas a baixas doses de microcistinas têm mostrado injúrias crônicas ao fígado, além da possibilidade de

carcinogênese e promoção de tumores (KUIPER-GOODMAN et al., 1999, DOW & SWOBODA, 2000).

Os estudos de FUJIKI et al. (1996) revelaram que a alta incidência de câncer de fígado diagnosticada na população de uma província da China, estaria relacionada à exposição crônica às microcistinas e nodularinas presentes na água para abastecimento.

Os altos níveis de microcistinas e toxicidades quantificados durante a ocorrência de florações de *Microcystis aeruginosa* parecem estar associados a algumas formas coloniais planctônicas dessa espécie (MINILLO et al., 2000). Segundo o trabalho de ZNACHOR et al. (2006), há uma forte correlação entre as concentrações de microcistinas e o biovolume de *M. aeruginosa* em 18 reservatórios da República Tcheca, utilizados para abastecimento e recreação.

Também em lagos europeus, FROMME et al. (2000) identificaram correlações significativas entre os níveis de microcistinas e a biomassa de *Microcystis* e *Planktothrix*, avaliada pelo biovolume e clorofila *a*.

Neste trabalho foi verificada a maior concentração de microcistinas, correspondente a 8,243 µg/L (fevereiro/2002), no ponto GU 104 da Represa Guarapiranga. No ponto BL 105 da Represa Billings também foi verificado o maior valor para a cianotoxina, correspondente a 5,962 µg/L (agosto/2001). A partir da análise estatística verificou-se a correlação positiva entre o número de células de *Microcystis* e as concentrações de microcistinas nos pontos GU 101 e GU 104, confirmando os resultados citados na literatura. Principalmente no braço Taquacetuba (BL 105) foram observadas concentrações dessa toxina acima de 1,0 µg/L, em cerca de 25,0% do período analisado.

Em florações do gênero *Cylindrospermopsis* são comumente identificadas toxinas de diferentes propriedades toxicológicas, tais como cilindrospermopsinas, lipopolissacarídeos e saxitoxinas ou também denominadas PSP's – “paralytic shellfish poisons” (SIVONEN & JONES, 1999). A espécie *Aphanizomenon flos-aquae* também parece ser responsável pela produção de cilindrospermopsinas em lagos europeus (PREUßEL et al., 2006).

As neurotoxinas saxitoxinas/PSP podem causar envenenamento e morte por parada respiratória em exposições agudas, especialmente pelo consumo de alimentos (moluscos e peixes) com as toxinas bioacumuladas. Já as cilindrospermopsinas podem causar surtos de hepatoenterite, e danos aos rins, intestino, baço e coração (Codd et al., 1999a; Kuiper-Goodman et al., 1999). No trabalho de Falconer & Humpage (2005) as cilindrospermopsinas foram consideradas promotoras potenciais de tumores, após a exposição de cobaias a doses subletais.

No Brasil e América do Sul foi identificada pela primeira vez, no trabalho de LAGOS et al. (1999), a ocorrência de saxitoxinas (ou PSP) produzidas pela cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii*. As cepas dessa cianobactéria, isoladas de um lago no município de Amparo e do Braço Taquacetuba, afluente do reservatório Billings, mostraram-se extremamente tóxicas nos bioensaios realizados. Segundo Zagatto (1998), essa neurotoxina demonstrou ser muito estável a altas temperaturas e variações do pH.

As densidades elevadas de *Cylindrospermopsis* e *Microcystis* observadas nas Represas Guarapiranga e Billings indicam os problemas potenciais à saúde pública relacionados às florações tóxicas dessas cianobactérias. Nos estudos da comunidade fitoplanctônica da Represa Guarapiranga realizados em anos anteriores (1991 a 1992, 1994 a 1997), dentre as cianobactérias potencialmente tóxicas, foram identificados os

gêneros *Anabaena*, *Oscillatoria* e *Microcystis*. Entretanto, tais estudos não citam a ocorrência de densidades elevadas de *Microcystis* e *Cylindrospermopsis* no ponto de captação (GU 101) da referida represa (BEYRUTH, 1996; SZAJUBOK, 2000).

De acordo com dados da CETESB (2006) o diagnóstico do Reservatório Billings pelo índice da comunidade fitoplanctônica para reservatórios (ICF_{RES}) indicou qualidade ruim. Esse resultado se deve principalmente a dominância dos seguintes gêneros de cianobactérias: *Microcystis*, *Cylindrospermopsis* e *Planktothrix*, algas consideradas potencialmente tóxicas, que ocorrem em grandes concentrações geralmente em ambientes eutróficos ou hipereutróficos.

Ainda segundo a CETESB (2004, 2006), a má qualidade das águas, em alguns meses, no Braço Parelheiros da Represa Guarapiranga está relacionada à presença de *Microcystis*, *Cylindrospermopsis* e *Planktothrix*. Cabe lembrar que esse braço da Guarapiranga recebe contribuição do Reservatório Billings, por meio da transposição das águas do braço Taquacetuba.

Diante dos riscos potenciais à saúde pública relacionados às cianobactérias é indispensável o monitoramento contínuo dos mananciais e corpos d'água, assim como o conhecimento dos processos de eutrofização e desenvolvimento de florações, e a produção e ação das cianotoxinas.

No Brasil, especial atenção tem sido dada nos últimos anos em relação às cianobactérias e seus efeitos. Um dos maiores avanços na área foi a publicação da Portaria nº. 518 de 25 de março de 2004 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004), que estabeleceu em seu artigo 2º a obrigatoriedade do monitoramento de cianobactérias e cianotoxinas pelos órgãos responsáveis pela operação do sistema de abastecimento de água.

Outro avanço foi o estabelecimento dos limites de densidade de cianobactérias, segundo a classificação dos corpos d'água, com a publicação da Resolução nº. 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA (BRASIL, 2005).

Neste trabalho ressalta-se que as densidades de cianobactérias, tanto para *Microcystis* e *Cylindrospermopsis*, como para as cianobactérias Oscillatoriales estiveram acima dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05, para águas classe 2 (50.000 cél/mL), especialmente nos pontos de coleta GU 213 (rio Parelheiros) e BL 105 (Braço Taquacetuba). O número de células de *Microcystis* manteve-se acima dos limites da Resolução CONAMA 357/05 em cerca de 46% e 62% do período analisado, respectivamente, no rio Parelheiros (GU 213) e no braço Taquacetuba (BL 105). Nos pontos de captação (GU 101) e meio da Represa Guarapiranga (GU 104) esses valores corresponderam a 12,5% e 8%, coincidentes com o período de suspensão da aplicação do algicida na Guarapiranga.

Para *Cylindrospermopsis* também verificou-se um número de células elevado, especialmente no período de suspensão da aplicação de sulfato de cobre na Represa Guarapiranga. Nos pontos de captação (GU 101) e meio dessa Represa (GU 104) o número de células de *Cylindrospermopsis* manteve-se acima dos limites da Resolução CONAMA 357/05, em aproximadamente 17% do período de análise. Já nos demais pontos analisados (GU 213 e BL 105) esse valor foi de 37,5%.

Para as cianobactérias da ordem Oscillatoriales o número de células ultrapassou os limites estabelecidos pelo CONAMA em cerca de 17% e 21% do período de análise, respectivamente, no ponto de captação da SABESP (GU 101) e no meio da Represa Guarapiranga (GU 104). No ponto de coleta no rio Parelheiros (GU 213), assim como no braço Taquacetuba da Billings (BL 105) o número de células de Oscillatoriales manteve-se acima dos limites do CONAMA em 29% e 50% do período de análise.

Ressalta-se que a análise do número de células de Oscillatoriales foi realizada neste trabalho considerando o potencial tóxico de alguns gêneros de cianobactérias pertencentes a essa ordem, em especial o gênero *Planktothrix*. Cabe lembrar que a ocorrência desse gênero tem sido relatada nas Represas Guarapiranga e Billings desde 2003, pela CETESB (2004, 2005 e 2006). Na Billings esse gênero tem sido responsável, juntamente com *Cylindrospermopsis* e *Microcystis*, pelas altas densidades de cianobactérias.

Em um reservatório do semi-árido brasileiro foram verificadas densidades de cianobactérias acima dos limites estabelecidos pela Portaria 518/04 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004) e pela Organização Mundial da Saúde (BARTRAM et al., 1999). As altas concentrações de saxitoxinas e microcistinas coincidentes com as florações de *C. raciborskii* e *Microcystis spp*, indicaram a predominância de espécies potencialmente tóxicas no reservatório (COSTA et al., 2006).

Os resultados do trabalho de SOARES et al. (2006) indicam a importância do monitoramento contínuo da qualidade de água dos mananciais utilizados para abastecimento público, assim como a necessidade do monitoramento da eficiência dos sistemas de tratamento dessas águas, especialmente nos centros de hemodiálise. Tal estudo indicou que em quatro clínicas de hemodiálise do Rio de Janeiro foram detectadas concentrações de microcistinas nas amostras de água após tratamento pela osmose reversa.

Embora as cianotoxinas ocorram naturalmente, sua presença e abundância são em grande parte, influenciadas e potencializadas pela ação humana. A exposição humana às cianotoxinas pode ser minimizada pela limitação do desenvolvimento de densidades de cianobactérias, ou pela

adoção de barreiras durante o tratamento de água para abastecimento e durante as atividades de contato primário.

Para o controle de florações de algas em reservatórios são comumente utilizados algicidas, tais como sulfato de cobre e peróxido de hidrogênio. Segundo BEYRUTH (1996) a sulfatação das águas constitui uma medida paliativa emergencial, não satisfatória, havendo urgência na aplicação de métodos mais eficientes e menos arriscados no controle algáceo, assim como a necessidade de impedir o desenvolvimento de florações tóxicas. A mesma autora observou que na Represa Guarapiranga os aumentos das densidades de cianobactérias ocorreram após as mortandades elevadas de algas verdes, devido a causas naturais ou em consequência da aplicação do sulfato de cobre para o controle das florações. A maior disponibilidade de nutrientes nas águas propiciou o desenvolvimento massivo de espécies oportunistas indesejáveis, tais como as cianobactérias potencialmente tóxicas e resistentes ao sulfato de cobre. Nesse sentido, o controle das florações por algicidas deve-se restringir aos períodos de menor biomassa de algas, permitindo a aplicação de doses mais baixas, e dessa forma causando menor impacto sobre a comunidade biótica (BEYRUTH, 2000).

A aplicação de algicidas para o controle de florações de cianobactérias potencialmente tóxicas deve ser evitada visto que podem ser liberadas grandes quantidades de toxinas na água pela lise das células. Muitos dos incidentes à saúde humana associados às cianotoxinas têm sido relacionados ao tratamento impróprio dos reservatórios pelo uso de sulfato de cobre (FALCONER et al., 1999; HUDREY et al., 1999).

Segundo a Portaria 518/04 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004), é vedado o uso de algicidas para o controle do crescimento de cianobactérias ou qualquer intervenção no manancial que provoque lise das células desses microorganismos, quando a densidade das cianobactérias exceder 20.000

cél/mL (ou 2 mm³/L de biovolume), sob pena de comprometimento da avaliação de riscos à saúde associados às cianotoxinas.

O controle da biomassa no início do período chuvoso poderia prevenir seu aumento, com a diminuição da disponibilidade dos nutrientes na coluna d'água pela remoção por diluição, decantação ou transporte horizontal (BEYRUTH, 1996). DOKULIL & TEUBNER (2000) também sugerem que a biomassa das cianobactérias nos ambientes pode ser controlada com a redução dos níveis de fósforo abaixo de 50 µg P l⁻¹, embora a dominância das mesmas ainda seja possível.

Para BORMANS et al. (2004), as florações de cianobactérias potencialmente tóxicas poderiam ser controladas pela manipulação da velocidade da água nos reservatórios.

Segundo LAMPARELLI (2004), ambientes com maior fluxo de água tendem a apresentar uma menor produtividade fitoplanctônica. Nesse sentido, as regras operativas de reservatórios, como o controle do volume armazenado e a velocidade de saída, poderiam resultar em diferentes densidades de algas, mesmo com a manutenção das fontes de nutrientes.

Em um estudo conduzido ao longo de sete anos em um lago em Amsterdã, foi observada a redução significativa das florações de *Microcystis* com a instalação e operação de um sistema artificial de aeração (JUNGO et al., 2001). Segundo os autores, esse sistema reduziria o custo do tratamento da água para abastecimento e os problemas à saúde pública, com a eliminação dessas cianobactérias nos mananciais.

5.4 PLANOS DE CONTINGÊNCIA

O gerenciamento de riscos à saúde humana envolve a prevenção e a minimização das florações de cianobactérias, o emprego do tratamento de água adequado, o controle de atividades recreacionais, e a adoção de planos de contingência (BARTRAM et al., 1999).

De acordo com CODD et al. (2004), as ações necessárias para desenvolver e implementar um adequado gerenciamento de riscos para cianobactérias são:

- a) Avaliação da situação (com a formulação de ações de emergência e planos de contingência);
- b) Avaliação das prioridades de ação;
- c) Identificação das opções potenciais de controle de curto e longo prazo;
- d) Avaliação econômica das opções de controle tecnicamente possíveis;
- e) Avaliação ambiental das opções de controle tecnicamente e economicamente possíveis;
- f) Seleção das opções de controle;
- g) Incorporação das opções de controle em um Plano de Ação;
- h) Implementação do Plano de Ação (monitoramento, análise, documentação, e comunicação);
- i) Monitoramento da eficácia do Plano de Ação; e,
- j) Modificação do Plano de Ação, se necessário.

Diante da ocorrência crescente de cianobactérias nos reservatórios para abastecimento e recreação, a Organização Mundial da Saúde apresentou alguns valores de referência para essas algas a serem utilizados em programas de monitoramento (BARTRAM et al., 1999). Foram estabelecidos três níveis de alerta e as orientações a serem seguidas após a identificação de cianobactérias no corpo d'água:

Nível de vigilância

A partir da detecção de uma colônia ou 5 filamentos da cianobactéria em 1 mL da amostra de água, o monitoramento teria frequência semanal.

Nível de Alerta 1

Contagens de cianobactérias maiores que 2.000 cél/mL (0,2 mm³/L de biovolume) ou 1,0 µg/L de clorofila *a*. Nessas condições seria realizada a análise de toxinas e consulta às autoridades de saúde.

Nível de Alerta 2

Contagens superiores a 100.000 cél/mL (10 mm³/L de biovolume) ou 50 µg/L de clorofila *a*. Sugere-se o tratamento de água avançado e eficiente, ou a utilização de fonte alternativa de água.

Ainda de acordo com a Organização Mundial da Saúde (FALCONER et al., 1999) foi estabelecido o valor limite de 1,0 µg/L de microcistinas na água tratada destinada ao abastecimento.

A proposta descrita pelo órgão de saúde e meio ambiente de Queensland, Austrália (EHU, 2001), baseia-se no protocolo da Organização Mundial da Saúde, adotando os mesmos níveis de alerta estabelecidos.

No Brasil, a Portaria 518/04 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004) estabeleceu alguns critérios em relação ao Plano de Monitoramento de cianobactérias em mananciais superficiais para abastecimento público. Segundo essa Portaria, o monitoramento de cianobactérias na água do manancial, no ponto de captação, deverá obedecer:

- ✓ frequência mensal, quando o número de cianobactérias não exceder 10.000 cél/mL (ou 1 mm³/L de biovolume); e,
- ✓ frequência semanal, quando o número de células exceder 10.000 cél/mL (ou 1 mm³/L de biovolume).

Além disso, foi exigida a análise semanal de cianotoxinas na água na saída do tratamento e nas entradas das clínicas de hemodiálise e indústrias de injetáveis, quando o número de células exceder 20.000 cél/mL (ou 2 mm³/L de biovolume) durante o monitoramento. Essa análise semanal poderia ser dispensada em caso de não comprovação da toxicidade na água bruta, por meio da realização semanal de bioensaios em camundongos. As cianotoxinas a serem analisadas na água tratada e seus respectivos valores máximos permitidos (VMP) são: microcistinas (1,0 µg/L), cilindrospermopsinas (15,0 µg/L) e saxitoxinas (3,0 µg/L de equivalentes STX/L).

Para CODD et al. (1999a, 2004), considerando o potencial carcinogênico das microcistinas, e a quantidade de água utilizada no tratamento de dependentes da hemodiálise, o valor limite para microcistinas na água tratada poderia ser menor que 1,0 µg/L. Cabe lembrar aqui o episódio ocorrido em Caruaru com o óbito de 76 pessoas imunodeprimidas, onde a concentração estimada de microcistinas na água utilizada nas diálises era de aproximadamente 19,5 µg/L, ou seja, 19,5 vezes mais alta que o limite estabelecido pela Organização Mundial da Saúde (CARMICHAEL et al., 2001).

Especificamente para cilindrospermopsinas alguns estudos sugerem o valor limite de 1,0 µg/L da cianotoxina na água tratada para abastecimento (HUMPAGE & FALCONER, 2003; FALCONER & HUMPAGE, 2006), considerando o efeito citotóxico e o potencial de carcinogenicidade.

De acordo com o Protocolo de Gerenciamento da Qualidade das Águas de Abastecimento da Nova Zelândia (MH, 2005), foram sugeridos os seguintes níveis de alerta para cianobactérias:

Nível de Vigilância

A partir da detecção de uma colônia ou 5 filamentos da cianobactéria em 10 mL da amostra de água, o monitoramento teria frequência semanal.

Nível de Alerta 1

Contagens acima de 2.000 cél/mL (0,2 mm³/L de biovolume) ou 1 µg/L de clorofila *a*.

Nível de Alerta 2

Contagens superiores a 50.000 cél/mL (5 mm³/L de biovolume) ou 25,0 µg/L de clorofila *a*, ou concentrações de toxinas acima do Valor Máximo Permitido.

Para WATZIN et al. (2006), os valores de concentração de clorofila *a* não são bons indicadores da densidade de cianobactérias potencialmente tóxicas na água. O sistema de alerta proposto pelo autor para o monitoramento de cianobactérias apresentava os seguintes limites:

Nível de Vigilância

Contagens acima de 2.000 cél/mL.

Nível de Alerta 1

Contagens acima de 4.000 cél/mL.

Nível de Alerta 2

Concentração de microcistinas superior a 1,0 µg/L.

O Plano de Contingência proposto por NANCARROW & WOOD (2000) para o Comitê Regional da Costa Sul da Austrália, apresenta os procedimentos a serem adotados para cada um dos seguintes níveis de alerta, estabelecidos a partir da identificação de cianobactérias na água bruta:

Nível de Alerta Baixo (Vigilância)

Contagens de cianobactérias entre 500 e 2.000 cél/mL.

Nível de Alerta Moderado (1)

Contagens de cianobactérias entre 2.000 e 15.000 cél/mL, ou odor e sabor nas águas.

Nível de Alerta Alto (2)

Contagens de cianobactérias acima de 15.000 cél/mL.

O Departamento de Saúde da Tasmânia - Austrália (DPIW, 2000) também sugere níveis de alerta semelhantes à proposta anterior (NANCARROW & WOOD, 2000). A diferença verificada relaciona-se às diferentes ações a serem adotadas verificando-se a ocorrência de florações tóxicas e não tóxicas, em densidades acima de 50.000 cél/mL.

De acordo com esses protocolos, em se verificando densidades elevadas de cianobactérias ou concentrações de toxinas significativas nas

águas brutas, deverá ser adotado o tratamento avançado das águas, no intuito de remover as toxinas. Alguns métodos, tais como a adsorção com carbono ativado e a oxidação parecem ser eficientes na remoção de microcistinas. No entanto, muito pouco é conhecido sobre a remoção de neurotoxinas e cilindrospermopsinas. Nesse sentido, o monitoramento das etapas de tratamento e da qualidade da água tratada é especialmente importante em florações de cianobactérias potencialmente produtoras dessas toxinas (FALCONER et al., 1999).

Plano de Contingência – SABESP

A primeira versão do Plano de Contingência para ocorrências de cianobactérias no Sistema Billings-Guarapiranga foi apresentada pela SABESP em maio/2002. Após a análise de dados do monitoramento no período de 2000 a 2005 foram propostas algumas alterações nesse plano. Em linhas gerais, o Plano revisado pela SABESP previa:

Pontos de monitoramento

- Represa Billings: BL 102, BL 103 e BL 105C*
- Represa Guarapiranga: GU 107, GU 104 e GU 101C*

* amostra composta (superfície + meio da coluna d'água + fundo)

Frequência de amostragem

- Semanal: pontos GU 101C e GU 107,
- Quinzenal: pontos GU 107 e BL 105, ou
- Mensal: pontos BL 102 e BL 103

Níveis de alerta

a) Represa Guarapiranga

Alerta 1 – contagem de 500 a 20.000 cél/mL de cianobactérias (ou percepção de odor característico na água bruta no ponto GU 101C)

Alerta 2 – contagem de 20.000 a 100.000 cél/mL de cianobactérias (em duas amostras consecutivas). Serão adotadas as seguintes medidas:

- aumento da frequência do monitoramento a ser realizado duas vezes por semana no ponto GU 101;
- determinação de microcistinas semanalmente nos pontos GU 107 e GU 101C, e quinzenalmente no ponto GU 104;
- determinação de cilindrospermopsinas e saxitoxinas mensalmente no ponto GU 101C. (Caso seja constatada a presença dessas toxinas ou a presença de mais de 20.000 cél/mL).

Quando o nível de alerta 2 estiver instalado nos pontos GU 101 e/ou GU 104 serão adotadas as seguintes providências no processo de tratamento da água bruta:

- redução da pré-cloração e adoção de medidas que minimizem a lise celular;
- aplicação de carvão ativado em pó na Estação Elevatória (caso seja confirmada a presença de microcistinas);
- utilização da inter-cloração na Estação de Tratamento de Água;
- determinação de cianotoxinas na água final considerando os limites recomendados pela Portaria 518/2004;
- comunicação da Secretaria Estadual de Saúde se necessário (concentrações de cianotoxinas acima dos limites recomendados).

Alerta 3 – contagem acima de 100.000 cél/mL de cianobactérias no ponto GU 101. Serão adotadas as seguintes medidas:

- testes para toxinas na água bruta:
 - Bioensaios com camundongos semanalmente (limites: DL50 < 500 mg cél P.S./kg);
 - Determinação de microcistinas (Teste ELISA) semanalmente (limites: 5,0 µg/L);
 - Determinação de cilindrospermopsinas e saxitoxinas semanalmente (limites: 1,5 µg/L e 3,0 µg/L, respectivamente).

- testes para toxinas na água tratada:
 - Determinação de microcistinas (método semi-quantitativo) diariamente (limites: 1,0 µg/L);
 - Determinação de microcistinas (ELISA) semanalmente se necessário (limites: 1,0 µg/L);
 - Determinação de cilindrospermopsinas e saxitoxinas semanalmente (limites: 1,5 µg/L e 3,0 µg/L, respectivamente).

Se confirmada a presença de cianotoxinas superiores aos limites estabelecidos se procederá à comunicação da Secretaria Estadual de Saúde e será realizada reunião extraordinária e emergencial com as equipes da Secretaria do Meio Ambiente, CETESB, SABESP e Secretaria Estadual de Saúde.

b) Represa Billings

Nos períodos em que ocorrer a transposição serão realizadas amostragens quinzenais no ponto BL 105C, e mensais nos pontos BL 102 e BL 103. Nos períodos de suspensão da transposição será mantido o monitoramento mensal no ponto BL 105C.

Alerta 1 – contagem de 100.000 a 300.000 cél/mL de cianobactérias (ou percepção de odor característico na água bruta). A frequência do monitoramento será semanal no ponto BL 105C.

Alerta 2 – contagem de 300.000 a 600.000 cél/mL de cianobactérias (em duas amostras consecutivas). Serão adotadas as seguintes medidas:

- aumento da frequência do monitoramento a ser realizado duas vezes por semana no ponto BL 105;
- determinação de microcistinas semanalmente no ponto BL 105, e quinzenalmente nos pontos BL 102 e BL 103;
- realização de bioensaios com camundongos e determinação de cilindrospermopsinas e saxitoxinas quinzenalmente no ponto BL 105C. (Caso seja verificada a dominância de outras cianobactérias produtoras de toxinas, com exceção de *Microcystis* e *Plankthotrix*).

Alerta 3 – contagem acima de 600.000 cél/mL de cianobactérias no ponto BL 105C. Serão realizados testes para toxinas:

- Bioensaios com camundongos semanalmente (limites: DL50 < 100 mg cél P.S./kg);
- Determinação de microcistinas (ELISA) duas vezes por semana (limites: 10,0 µg/L);
- Determinação de cilindrospermopsinas e saxitoxinas quinzenalmente (limites: 3,0 µg/L e 6,0 µg/L, respectivamente).

Se confirmada a presença de cianotoxinas superiores aos limites estabelecidos, a SABESP reduzirá para 2,0 m³/s ou suspenderá o bombeamento, e comunicará a Secretaria do Meio Ambiente e a CETESB para a realização de reunião extraordinária e emergencial com a Secretaria Estadual de Saúde.

Plano de Contingência - proposta

Considerando a proposta de Plano de Contingência da SABESP, os protocolos e valores de referência internacionais (NANCARROW & WOOD, 2000; DPIW, 2000; EHU, 2001; HUMPAGE & FALCONER, 2003; CODD et

al., 2004; MH, 2005; FALCONER & HUMPAGE, 2006; WATZIN et al., 2006), assim como a legislação brasileira pertinente ao assunto (BRASIL, 2004 e 2005), e os resultados observados neste trabalho, são apresentadas a seguir algumas sugestões para o Plano de Contingência da SABESP.

Represa Guarapiranga

Em relação aos limites do Nível de Alerta 2 do Plano de Contingência da SABESP sugere-se que os mesmos sejam reduzidos para 20.000 a 50.000 cél/mL, considerando que o número de células de *Cylindrospermopsis*, *Microcystis* e Oscillatoriales contribuíram com a densidade elevada de cianobactérias totais nos pontos de coleta. Ressalta-se que em 42% a 46% das amostras nos pontos de coleta GU 104 e GU 101 foram verificadas elevadas densidades de células dos gêneros *Cylindrospermopsis* e *Microcystis* no total de células de cianobactérias. Ressalta-se que as cianobactérias Oscillatoriales também contribuíram com a densidade elevada de cianobactérias totais no ponto GU 104 (em 42% das amostras).

Além disso, neste estudo foram verificadas correlações significativas entre o número de células de *Microcystis* e as concentrações de microcistinas na Represa Guarapiranga.

Essa proposta de redução dos valores do Nível de Alerta 2 também baseou-se em informações colhidas em alguns protocolos internacionais, que estabeleceram limites até 15.000 cél/mL ou 50.000 cél/mL (DPIW, 2000; NANCARROW & WOOD, 2000; MH, 2005).

Sendo assim, com a redução dos limites do Nível de Alerta 2, o Nível de Alerta 3 seria alcançado quando a densidade de cianobactérias ultrapassasse 50.000 cél/mL, no ponto de captação de água bruta.

Sugere-se também a análise semanal de saxitoxinas no ponto GU 101C (caso seja constatada a presença dessas toxinas ou a presença de mais de 20.000 cél/mL), considerando as densidades elevadas de *Cylindrospermopsis* nas amostras e os efeitos citotóxicos.

Para cilindrospermopsinas, apesar de até o momento não ter sido comprovada a ocorrência dessas toxinas em reservatórios no Brasil, sugere-se também a análise com frequência semanal (caso seja constatada a presença dessas toxinas ou a presença de mais de 20.000 cél/mL), considerando o potencial de carcinogenicidade das mesmas (HUMPAGE & FALCONER, 2003; FALCONER & HUMPAGE, 2006).

Da mesma forma, levando-se em conta os problemas à saúde relacionados à eventual presença de cilindrospermopsinas, sugere-se a adoção do valor limite de 1,0 µg/L da toxina na água tratada (HUMPAGE & FALCONER, 2003; FALCONER & HUMPAGE, 2006). As análises dessa toxina teriam frequência semanal.

Uma medida de emergência citada nos protocolos internacionais e que poderia ser adotada, caso possível, diz respeito a utilização de fonte alternativa de água nas ocasiões em que o Nível de Alerta 3 é alcançado. A adoção dessa medida demanda extensos levantamentos e estudos na região.

Represa Billings

Os limites dos níveis de alerta estabelecidos para a Represa Billings são considerados muito altos, quando são feitas comparações com os protocolos internacionais.

Por outro lado, verifica-se que as densidades de cianobactérias totais nessa represa são normalmente muito altas, com mediana de

aproximadamente 270.000 cél/mL, e variação de 78.025 cél/mL a 1.182.712 cél/mL no ponto BL 105, no período de estudo. Outra questão importante a ser mencionada consiste no fato de que as águas da transposição não são diretamente utilizadas para o abastecimento, ou seja, as águas captadas no braço Taquacetuba da Represa Billings são transferidas para o corpo da Represa Guarapiranga, para suprir a demanda.

Entretanto, considerando que:

- a represa vem apresentando um acelerado processo de eutrofização;
- não foram relatadas florações de *Cylindrospermopsis* no ponto de captação (GU 101) da Represa Guarapiranga, em período anterior à transposição (BEYRUTH, 1996; SZAJUBOK, 2000); e,
- o gênero *Planktothrix* tem se tornado dominante na Represa Billings, juntamente com outros gêneros potencialmente tóxicos como *Cylindrospermopsis* e *Microcystis* (CETESB, 2006),

entende-se que os níveis de alerta estabelecidos para a Represa Billings devam ser utilizados com maior cautela até que sejam realizadas mais pesquisas sobre o assunto.

A partir do exposto são propostos os seguintes limites:

Nível de Alerta 1 – contagem até 100.000 cél/mL de cianobactérias

Nível de alerta 2 – contagem de 100.000 a 300.000 cél/mL de cianobactérias

Nível de Alerta 3 – contagem acima de 300.000 cél/mL de cianobactérias

6 CONCLUSÕES

O presente trabalho permite concluir:

- De acordo com os teores de fósforo total, as Represas Guarapiranga e Billings podem ser classificadas como supereutróficas a hipereutróficas.
- Os teores de nutrientes nas represas demonstram as não conformidades aos padrões de qualidade para águas classe 2, estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05.
- Os altos valores de nutrientes e *E. coli*, especialmente no rio Parelheiros indicam a poluição orgânica difusa na região, alertando para a necessidade da implementação de redes coletoras e tratamento de esgotos.
- O período chuvoso favoreceu a disponibilidade de nutrientes para os consumidores primários.
- Algumas variáveis ambientais, tais como temperatura, pH, turbidez, fósforo total, nitrogênio albuminóide e nitrato influenciaram o desenvolvimento das cianobactérias *Microcystis* e *Cylindrospermopsis*.
- As densidades de cianobactérias estiveram acima dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05, para águas classe 2.
- Os gêneros *Microcystis* e *Cylindrospermopsis* foram os principais responsáveis pelas densidades elevadas de células de cianobactérias, seguidos pela ordem Oscillatoriales.

- A concentração de microcistinas esteve correlacionada ao número de células de *Microcystis*.
- As florações de *Microcystis* e *Cylindrospermopsis* nas Represas Guarapiranga e Billings indicam os problemas potenciais à saúde pública relacionados ao abastecimento da população e atividades recreativas.
- A sulfatação influenciou o desenvolvimento de cianobactérias na Represa Guarapiranga. No entanto, a aplicação do algicida deve ser evitada durante as florações de cianobactérias, visto que podem ser liberadas grandes quantidades de toxinas na água pela lise das células.
- A transposição das águas do braço Taquacetuba pode estar influenciando a qualidade das águas da Represa Guarapiranga, especialmente em relação às concentrações de nutrientes e densidades de cianobactérias potencialmente tóxicas.
- Os limites dos níveis de alerta estabelecidos no Plano de Contingência da SABESP podem ser considerados elevados, baseando-se nos protocolos e valores de referência internacionais, e os resultados observados neste trabalho. Nesse sentido, o estabelecimento de níveis de alerta mais restritivos se faz necessário, até que sejam realizadas maiores pesquisas sobre o assunto.

7 RECOMENDAÇÕES

Com base nas conclusões deste trabalho, recomenda-se:

- O controle de fontes difusas de poluição e o tratamento de esgotos gerados nas bacias Guarapiranga e Billings.
- O reflorestamento ciliar e a preservação de remanescentes florestais no entorno das bacias Guarapiranga e Billings.
- O monitoramento contínuo da qualidade das águas das represas, especialmente no que diz respeito à ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas.
- A proposição de fonte alternativa de água para abastecimento, caso seja necessária a paralisação do bombeamento das águas do braço Taquacetuba.
- A realização de estudos sobre a ocorrência de florações de cianobactérias potencialmente tóxicas em águas para abastecimento e recreação, e as vias de intoxicação.
- Estudos sobre cianotoxinas, especialmente saxitoxinas e cilindrospermopsinas em águas de abastecimento, para verificar os limites máximos permissíveis.
- Pesquisas envolvendo o gerenciamento de riscos relacionados a cianobactérias, com o desenvolvimento de planos de contingência adequados a realidade local e regional.

- A revisão periódica dos planos de contingência baseada nos resultados do monitoramento da qualidade das águas.
- O monitoramento, assim como, o desenvolvimento de tecnologias eficazes na remoção das cianotoxinas nos sistemas de tratamento de água, especialmente em clínicas de terapia intravenosa.

8 REFERÊNCIAS

Alaburda J & Nishihara L. Presença de compostos de nitrogênio em águas de poços. *Revista de Saúde Pública*. 1998; 32 (2): 160-165.

Andrade AAS. Análise da eficiência da várzea do ribeirão Parelheiros na melhoria de qualidade das águas que afluem à represa do Guarapiranga, São Paulo [dissertação de mestrado]. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos - USP; 2005.

APHA, AWWA, WEF - American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. 20th ed. Washington, DC: APHA, AWWA, WPCF; 1998.

Ballance R. Physical and Chemical Analyses. In: Bartram J & Ballance R, editors. *Water Quality Monitoring: a practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes*. London: E & FN Spon/WHO; 1996, p. 108-196.

Bartram J & Pedley S. Microbiological Analyses. In: Bartram J & Ballance R, editors. *Water Quality Monitoring: a practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes*. London: E & FN Spon/WHO; 1996, p. 229-255.

Bartram J, Burch M, Falconer IR, Jones G & Kuiper-Goodman T. Situation Assessment, Planning and Management. In: Chorus I & Bartram J, editors. *Toxic Cyanobacteria in Water: a guide to their public health consequences, monitoring and management*. London: E & FN Spon/WHO; 1999, p. 183-210.

Beyruth Z. Comunidade fitoplanctônica da represa de Guarapiranga: 1991-92. Aspectos ecológicos, sanitários e subsídios para reabilitação da

qualidade ambiental [tese de doutorado]. São Paulo: Faculdade de Saúde Pública – USP; 1996.

Beyruth Z. Periodic disturbances, trophic gradient and phytoplankton characteristics related to cyanobacterial growth in Guarapiranga Reservoir, São Paulo State, Brazil. *Hydrobiologia*; 2000, 424: 51-65.

Beyruth Z, Sant'Anna CL, Azevedo MTP, Carvalho MC & Pereira HASL. Toxic algae in freshwater of São Paulo State. In: *Algae and environment: a general approach*. São Paulo: SBFic; 1992, p.53-60.

BIO - Revista Brasileira de Saneamento e Meio Ambiente. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES; 2004, XIV: 31.

Bittencourt-Oliveira MC & Molica R. Cianobactéria invasora – Aspectos moleculares e toxicológicos de *Cylindrospermopsis raciborskii* no Brasil. *Revista Biotecnologia, Ciência e Desenvolvimento*. 2003; 30:82-90.

Bormans M, Ford PW, Fabbro L & Hancock G. Onset and persistence of cyanobacterial blooms in a large impounded tropical river, Australia. *Marine and Freshwater Research*. 2004; 55: 1-15.

Bouvy M, Falcão D, Marinho M, Pagano M & Moura A. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. *Aquatic Microbial Ecology*. 2000; 23:13-27.

Bouvy M, Pagano M & Troussellier M. Effects of a cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) on bacteria and zooplankton communities in Ingazeira reservoir (northeast Brazil). *Aquatic Microbial Ecology*. 2001; 25:215-227.

Branco CWC & Senna PAC. Factors influencing the development of *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Microcystis aeruginosa* in the Paranoa reservoir, Brasília, Brazil. *Algological Studies*. 1994; 75:85-96.

Branco SM. Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária. São Paulo: CETESB; 1986.

Branco SM. Água, meio ambiente e saúde. In: Rebouças AC; Braga B; Tundisi JG, organizadores. Águas doces no Brasil – capital ecológico, uso e conservação. São Paulo: Instituto de Estudos Avançados da USP/Academia Brasileira de Ciências/Escrituras; 1999, p.227-247.

Brasil. Portaria MS nº. 518, de 25 de março de 2004. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*. Brasília, 26 mar 2004; Seção I, p. 266.

Brasil. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*. Brasília, 18 mar 2005; Seção I.

Briand JF, Robillot C, Quiblier-Llobéras C, Humbert JF, Couté A & Bernard C. Environmental context of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) blooms in a shallow pond in France. *Water Research*. 2002; 36: 3183-3192.

Briand JF, Jacquet S, Bernard C & Humbert JF. Health hazards for terrestrial vertebrates from toxic cyanobacteria in surface water ecosystems. *Vet. Res*. 2003; 34: 361-377.

Carmichael WW. Toxic *Microcystis* and the environment. In: Watanabe MF, Harada K, Carmichael WW & Fujiki H, editors. Toxic *Microcystis*. Florida: CRC Press; 1996. p. 1 – 11.

Carmichael WW, Azevedo SMFO, An JS, Molica RJR, Jochimsen EM, Lau S, Rinehart KL, Shaw GR & Eaglesham GK. Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins. *Environmental Health Perspectives*; 2001. 109 (7): 663-668.

Carvalho MC. Comunidade fitoplanctônica como instrumento de biomonitoramento de reservatórios no Estado de São Paulo [tese de doutorado]. São Paulo: Faculdade de Saúde Pública da USP; 2003.

Castelo-Branco CW. A comunidade planctônica e a qualidade da água no Lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil [dissertação de mestrado]. Brasília: Departamento de Ecologia da UNB; 1991.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Parecer Técnico nº 01/97/ER/DA/DD. São Paulo; 1997.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo – 2001. São Paulo; 2002.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo - 2004. São Paulo; 2005.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo - 2005. São Paulo; 2006.

Chapman D & Kimstach. Selection of Water Quality Variables. In: Chapman D, editor. Water Quality Assessments – A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring. 2^a ed. London: E & FN Spon; 1996, p.74-133.

COBRAPE. Projeto Guarapiranga: Relatório consolidado dos estudos complementares relacionados à qualidade da água – análise e proposições. São Paulo; 1994.

Codd GA. Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritization of eutrophication control. Ecological Engineering. 2000; 16:51-60.

Codd GA, Bell SG, Kaya K, Ward CJ, Beattie KA & Metcalf JS. Cyanobacterial toxins, exposure routes and human health. Eur. J. Phycol. 1999a; 34: 405-415.

Codd GA, Metcalf JS & Beattie KA. Retention of *Microcystis aeruginosa* and microcystin by salad lettuce (*Lactuca sativa*) after spray irrigation with water containing cyanobacteria. Toxicon. 1999b; 37: 1181-1185.

Codd GA, Morrison LF & Metcalf JS. Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. Toxicology and Applied Pharmacology. 2004; 203 (3): 264-272.

Costa IAS, Azevedo SMFO, Senna PAC, Bernardo RR, Costa SM & Chellappa NT. Occurrence of toxin-producing cyanobacteria blooms in a Brazilian semiarid reservoir. Brazilian Journal Biology. 2006; 66(1B): 211-219.

Crossetti LO & Bicudo CEM. Structural and functional phytoplankton responses to nutrient impoverishment in mesocosms placed in a shallow

eutrophic reservoir (Garças Pond), São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia*. 2005; 541: 71-85.

DAEE – Departamento de Águas e Energia Elétrica. Banco de dados pluviométricos do estado de São Paulo [dados na internet]. São Paulo [acesso em 23 ago 2006]. Disponível em: <http://www.daee.sp.gov.br/hidrometeorologia/bancodados.htm>

Dokulil MT & Teubner K. Cyanobacterial dominance in lakes. *Hydrobiologia*. 2000; 438: 1-12.

Dow CS & Swoboda UK. Cyanotoxins. In: Whitton BA & Potts M, editors. *The ecology of cyanobacteria: their diversity in time and space*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers; 2000, p. 613-632.

DPIW – Department of Primary Industries, Water e Environment. Guidelines for the management of blooms of blue-green algae in freshwater in Tasmania [dados na internet]. Tasmânia. 2000 [acesso em 14 ago 2006]. Disponível em: <http://www.dpiw.tas.gov.au>

Environmental Health Unit – EHU. *Cyanobacteria in recreational and drinking waters*. Brisbane: 2001.

EPASC/SABESP. Relatório Ambiental Preliminar – RAP do Sistema Produtor Taquacetuba-Guarapiranga. São Paulo; 1997.

Esteves FA. *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Editora Interciência/FINEP; 1988.

Falconer I, Bartram J, Chorus I, Kuiper-Goodman T, Utkilen H, Burch M & Codd GA. Safe levels and safe practices. In: Chorus I & Bartram J, editors.

Toxic Cyanobacteria in Water: a guide to their public health consequences, monitoring and management. London: E & FN Spon/WHO; 1999.

Falconer IR & Humpage AR. Health risk assessment of cyanobacterial (blue-green Algal) toxins in drinking water. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2005; 2(1):43-50.

Falconer IR & Humpage AR. Cyanobacterial (blue-green algal) toxins in water supplies: cylindrospermopsins. *Environmental Toxicology*. 2006; 21: 299-304.

Ferreira AHF, Minillo A, Silva LM & Yunes JS. Ocorrência de *Anabaena spiroides* (cianobactéria) no estuário da Lagoa dos Patos (RS, Brasil) no verão-outono de 1998. *Atlântica-RioGrande*. 2004; 26(1):17-26.

Fromme H, Köhler A, Krause R & Führling D. Occurrence of cyanobacterial toxins microcystins and anatoxin-a – in Berlin water bodies with implications to human health and regulations. *Environmental Toxicology*. 2000; 15: 120-130.

Fujiki H, Sueoka E & Suganuma M. Carcinogenesis of microcystins. In: Watanabe MF, Harada K, Carmichael WW & Fujiki H, editors. *Toxic Microcystis*. Florida: CRC Press; 1996. p. 203-232.

FUSP – Fundação de Apoio à Universidade de São Paulo e CBH-AT - Comitê de Bacia do Alto Tietê. Plano da Bacia do Alto Tietê – Relatório Final. São Paulo; 2002.

Gentil RC. Variação sazonal do fitoplâncton de um lago subtropical eutrófico e aspectos sanitários, São Paulo, SP [dissertação de mestrado]. São Paulo: Faculdade de Saúde Pública da USP; 2000.

Godoy MA. Indicadores de sustentabilidade ambiental para análise de transposições hídricas [dissertação de mestrado]. São Paulo: Faculdade de Saúde Pública da USP; 2000.

Gregghi SQ. Avaliação da eficiência de métodos rápidos usados para detecção de coliformes totais e coliformes fecais em amostras de água, em comparação com a técnica de fermentação em tubos múltiplos [dissertação de mestrado]. Araraquara: Faculdade de Ciências Farmacêuticas da UNESP; 2005.

Harada K, Kondo F & Lawton L. Laboratory analysis of cyanotoxins. In: Chorus I & Bartram J, editors. Toxic Cyanobacteria in Water: a guide to their public health consequences, monitoring and management. London: E & FN Spon/WHO; 1999.

Hellawell JM. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management (Pollution Monitoring Series). London: Elsevier Applied Science; 1989.

Hespanhol I. Água e saneamento básico – uma visão realista. In: Rebouças AC; Braga B; Tundisi JG, organizadores. Águas doces no Brasil – capital ecológico, uso e conservação. São Paulo: Instituto de Estudos Avançados da USP/Academia Brasileira de Ciências/Escrituras; 1999, p.249-303.

HIDROPLAN. Plano integrado de aproveitamento e controle dos recursos hídricos das bacias Alto Tietê, Piracicaba e Baixada Santista: transposição Taquacetuba-Guarapiranga. São Paulo. 1995a.

HIDROPLAN. Plano integrado de aproveitamento e controle dos recursos hídricos das bacias Alto Tietê, Piracicaba e Baixada Santista: plano integrado. São Paulo. 1995b.

Hudrey S, Burch M, Drikas M & Gregory R. Remedial measures. In: Chorus I & Bartram J, editors. Toxic Cyanobacteria in Water: a guide to their public health consequences, monitoring and management. London: E & FN Spon/WHO; 1999.

Humpage AR & Falconer IR. Oral toxicity of the cyanobacterial toxin cylindrospermopsin in male swiss albino mice: determination of No Observed Adverse Effect Level for deriving a drinking water guideline value. Environmental Toxicology. 2003; 18: 94-103.

Jungo E, Visser PM, Stroom J & Mur LR. Artificial mixing to reduce growth of the blue-green alga *Microcystis* in Lake Nieuwe Meer, Amsterdam: evaluation of 7 years of experience. Water Science and Technology: Water Supply. 2001; 1(1): 17-23.

Kaya K. Toxicology of microcystins. In: Watanabe MF, Harada K, Carmichael WW & Fujiki H, editors. Toxic *Microcystis*. Florida: CRC Press; 1996, p. 175-202.

Kotut K, Ballot A & Krienitz L. Toxic cyanobacteria and their toxins in standing waters of Kenya: implications for water resource use. Journal of Water and Health. 2006; 4(2): 233-245.

Kuiper-Goodman T, Falconer I & Fitzgerald J. Human health aspects. In: Chorus I & Bartram J, editors. Toxic Cyanobacteria in Water: a guide to their public health consequences, monitoring and management. London: E & FN Spon/WHO; 1999.

Kussama AC, Rocha AA, Batalha BHL, Ferrari I, Garcia M & Tomita NY. Interligação Braço do rio Taquacetuba, na Billings, com o Reservatório do Guarapiranga: alternativas de produção e riscos à saúde pública. Revista do Instituto de Engenharia. São Paulo. 1997; 520: 38-50.

Lagos N, Onodera H, Zagatto PA, Andrinolo D, Azevedo SMFQ & Oshima Y. The first evidence of paralytic shellfish toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*, isolated from Brazil. *Toxicon*. 1999; 37: 1359-1373.

Lamparelli MC, Carvalho MC & Souza RCR. Water and sediment quality as a response to nutrients and metals (Al, Fe and Cu) in Guarapiranga Reservoir, São Paulo, Brazil. *Verh. Internat. Verein. Limnol*. 2000; 27: 3199-3205.

Lamparelli MC. Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. [tese de doutorado]. São Paulo: Instituto de Biociências da USP; 2004.

Magalhães VF, Soares RM & Azevedo SMFO. Microcystin contamination in fish from the Jacarepaguá (Rio de Janeiro, Brazil): ecological implication and human health risk. *Toxicon*. 2001; 39: 1077-1085.

Margalef R. *Limnologia*. Barcelona: Omega; 1983.

Matsuzaki M, Mucci JLN & Rocha AA. Comunidade fitoplanctônica de um pesqueiro na cidade de São Paulo. *Revista de Saúde Pública*. 2004; 38 (5): 679-686.

Matthiensen A, Yunes JS & Codd GA. Ocorrência, distribuição e toxicidade de cianobactérias no Estuário da Lagoa dos Patos, RS. *Revista Brasileira de Biologia*. 1999; 59(3): 361-376.

Minillo A, Ferreira AHF, Yogui GT & Yunes JS. Concentrações de microcistinas e toxicidade nas formas coloniais de *Microcystis aeruginosa* de florações no Estuário da Lagoa dos Patos, RS. In: Espíndola ELG, Botta-Paschoal CMR, Rocha O, Bohrer MBC, Oliveira-Neto AL de, editores. São

Carlos: Ecotoxicologia: perspectivas para o século XXI. RiMA; 2000, p.521-536.

Miranda EE & Coutinho AC. Brasil Visto do Espaço. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite; 2004. [atualizado em 8 jun 2004; acesso em 26 jan 2005]. Disponível em: <http://www.cdbrasil.cnpm.embrapa.br/>

MH - Ministry of Health. Draft guidelines for drinking water quality management for New Zealand [dados na internet]. Wellington. 2005 [acesso em 14 ago 2006]. Disponível em: <http://www.moh.govt.nz/water>

Mohamed ZA, Carmichael WW & Hussein AA. Estimation of microcystins in the freshwater fish *Oreochromis niloticus* in an Egyptian fish farm containing a *Microcystis* bloom. Environmental Toxicology. 2003; 18: 137-141.

Montagnolli W, Zamboni A, Luvizotto-Santos R & Yunes JS. Acute effects of *Microcystis aeruginosa* from the Patos lagoon estuary, southern Brazil, on the microcrustacean *Kalliapseudes schubartii* (Crustacea:Tanaidacea). Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 2004; 46:463-469.

Mooij WM, Hülsmann S, Domis LNDS, Nolet BA, Bodelier PLE, Boers PCM, Pires MD, Gons HJ, Ibelings BW, Noordhuis R, Portielje R, Wolfstein K & Lammers EHRR. The impact of climate change on lakes in the Netherlands: a review. Aquatic Ecology. 2005; 39: 381-400.

Mucci JLN. Aplicação dos Sistemas de Informações Geográficas (SIG) no monitoramento da qualidade da água de reservatórios – Represa Guarapiranga [projeto de pesquisa – USP]. São Paulo; 1998.

Mur LR, Skulberg OM & Utkilen H. Cyanobacteria in the environment. In: Chorus I & Bartram J, editors. Toxic Cyanobacteria in Water: a guide to their

public health consequences, monitoring and management. London: E & FN Spon/WHO; 1999, p. 25-54.

Nancarrow S & Wood J. Algal contingency plan – Metropolitan / South Coast Regional Algal Coordination Committee. Parramata: Sydney South Coast Region; 2000.

New Zealand. Draft guidelines for drinking water quality management for New Zealand [dados na internet]. 2005. Wellington [acesso em 23 ago 2006]. Disponível em: <http://www.drinkingwater.co.nz/external/documents.asp>

Oliver RL & Ganf GG. Freshwater Blooms. In: Whitton BA & Potts M, editors. The ecology of cyanobacteria: their diversity in time and space. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers; 2000, p. 149-194.

Oudra B, Loudiki M, Sbiyyaa B, Martins R, Vasconcelos V & Namikoshi N. Isolation, characterization and quantification of microcystins (heptapeptides hepatotoxins) in *Microcystis aeruginosa* dominated bloom of Lalla Takerkoust Lake – Reservoir (Morocco). Toxicon. 2001; 39: 1375 – 1381.

Padisák J. Taxonomy, evolution and ecology of planktonic cyanoprokaryotes, with the example of *Cylindrospermopsis raciborskii*. In: 2nd Seminar of Ecology “Diversity in lentic freshwater ecosystems and management of water resources”; 17-24 sept 2000; Palermo, IT. Palermo: Istituto Italo-Russo di Formazione e Ricerche Ecologiche; 2000 [acesso em 14 ago. 2006]. Disponível em: <http://www.unipa.it/istitutoitalorusso>

Padovesi-Fonseca C & Philomeno MG. Effects of algicide (copper sulfate) application on shortterm fluctuations of phytoplankton in Lake Paranoá, Central Brazil. Brazilian Journal Biology. 2004; 64(4):819-826.

Paerl HW & Tucker CS. Ecology of blue-green algae in aquaculture ponds. *Journal of the World Aquaculture Society*. 1995; 26(2):109-131.

Piveli RP & Kato MT. Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos. São Paulo: ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental; 2006.

Porfírio Z, Ribeiro MP, Estevam CS, Houley RLS & Sant'Ana AEG. Hepatosplenomegaly caused by an extract of cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* bloom collected in the Manguaba Lagoon, Alagoas – Brazil. *Revista de Microbiologia*. 1999; 30: 278-285.

Pouria S, Andrade A, Barbosa J, Cavalcanti RL, Barreto VTS, Ward CJ, Preiser W, Poon GK, Neild GH & Codd GA. Fatal microcystin intoxication in haemodialysis unit in Caruaru, Brazil. *The Lancet*. 1998; 352: 21-26.

Preußel K, Stüken A, Wiedner C, Chorus I & Fastner J. First report on cylindrospermopsin producing *Aphanizomenon flos-aquae* (Cyanobacteria) isolated from two German lakes. *Toxicon*. 2006; 47:156-162.

Ramírez JJ & Bicudo CEM. Diurnal and spatial (vertical) dynamics of nutrients (N, P, Si) in four sampling days (summer, fall, winter and spring) in a tropical shallow reservoir and their relationship with the phytoplankton community. *Braz. J. Biol.* 2005; 65(1): 141-157.

Rebouças AC. Água doce no mundo e no Brasil. In: Rebouças AC; Braga B; Tundisi JG, organizadores. Águas doces no Brasil – capital ecológico, uso e conservação. São Paulo: Instituto de Estudos Avançados da USP/Academia Brasileira de Ciências/Escrituras; 1999, p. 1-36.

Rocha AA. A ecologia, os aspectos sanitários e de saúde pública da represa Billings na Região Metropolitana de São Paulo – uma contribuição à sua

recuperação [tese de livre-docência]. São Paulo: Faculdade de Saúde Pública da USP; 1984.

SABESP – Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. Relatório Ambiental Preliminar – RAP da 2ª etapa do Sistema Produtor Taquacetuba/Guarapiranga - Relatório Complementar. São Paulo; 2004.

SABESP – Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. Procedimento Operacional – Ensaio Hidrobiológico POP-MIC.001 (versão 1). São Paulo; 2006.

Sant'Anna CL & Azevedo MTP. Contribution to the knowledge of potentially toxic cyanobacteria from Brazil. *Nova Hedwigia*. 2000; 71 (3/4): 359-285.

Sant'Anna CL, Azevedo MTP, Senna PAC, Komárek J & Komárková J. Planktic cyanobacteria from São Paulo State, Brazil: Chroococcales. *Revista Brasileira de Botânica*. 2004; 27(2): 213-227.

São Paulo (Estado). Lei Estadual nº 7663 de 30.12.1991: que estabelece normas de orientação à Política Estadual de Recursos Hídricos bem como ao Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos. *Diário Oficial do Estado*.

São Paulo (Estado). Resolução Conjunta SMA/SES nº 03 de 04.09.1992: que suspendeu, por tempo indeterminado, o bombeamento das águas do rio Pinheiros para a represa Billings. *Diário Oficial do Estado*, São Paulo, 05 de out. 1992.

Secretaria do Meio Ambiente – SMA. Agenda 21 em São Paulo (1992-2002). São Paulo; 2002.

Shao X, Wang H & Wang Z. Interbasin transfer projects and their implications: a China case study. *Intl. J. River Basin Management*. 2003; 1(1): 05-14.

Siegel S & Castellan Jr NJ. *Nonparametric statistics for the behavioral sciences*. McGraw-Hill. 2nd ed. 1988.

Sivonen K & Jones G. *Cyanobacterial Toxins*. In: Chorus I & Bartram J, editors. *Toxic Cyanobacteria in Water: a guide to their public health consequences, monitoring and management*. London: E & FN Spon/WHO, 1999, p. 55-124.

Smith GM. *Botânica Criptogâmica*. Lisboa: Fundação Calouste Gulbekian; 4th ed; 1987. v. 1.

Soares RM, Yuan M, Servaites JC, Delgado A, Magalhães VF, Hilborn ED, Carmichael WW & Azevedo SMFO. Sublethal exposure from microcystins to renal insufficiency patients in Rio de Janeiro, Brazil. *Environmental Toxicology*. 2006; 21: 95-103.

Souza RCR, Carvalho MC & Truzzi AC. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Wolosz.) Seenaya and Subba Raju (Cyanophyceae) dominance and a contribution to the knowlegde of Rio Pequeno arm, Billings reservoir, Brazil. *Environmental Toxicology and Water Quality*. 1998; 13:73-81.

Szajubok ALFR. *O desenvolvimento da comunidade fitoplanctônica na represa Guarapiranga no período de 1994 a 1997 [dissertação de mestrado]*. São Paulo: Faculdade de Saúde Pública da USP; 2000.

Thornton J, Steel A & Rast W. *Reservoirs*. In: Chapman D, editor. *Water Quality Assessments – A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. 2^a ed. London: E & FN Spon; 1996, p. 371-411.

Toledo Jr AP, Talarico M, Chinez SJ & Garcia EG. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. Anais do 12º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária. 1983; 1-34.

Tucci A & Sant'Anna CL. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenaya & Subba Raju (Cyanobacteria): variação semanal e relações com fatores ambientais em um reservatório eutrófico, São Paulo, SP, Brasil. Revista Brasileira de Botânica. 2003; 26(1): 97-112.

Vardaka E, Moustaka-Gouni M, Cook CM & Lanaras T. Cyanobacterial blooms and water quality in Greek waterbodies. Journal of Applied Phycology. 2005; 17:391-401.

Watzin MC, Miller EB, Shambaugh AD & Kreider MA. Application of the WHO alert level framework to cyanobacterial monitoring of lake Champlain, Vermont. Environmental Toxicology. 2006; 21: 278-288.

Wetzel RG. Limnologia. Lisboa; Fundação Calouste Gulbekian. 2nd ed. 1993.

Whately M & Cunha PM. Guarapiranga 2005: como e porque São Paulo está perdendo este manancial. Resultados do diagnóstico socioambiental participativo da Bacia Hidrográfica Guarapiranga. São Paulo; Instituto Sócio Ambiental. 2006.

Willame R, Jurczak T, Iffly JF, Kull T, Meriluotto J & Hoffmann L. Distribution of hepatotoxic cyanobacterial blooms in Belgium and Luxembourg. Hydrobiologia. 2005; 551: 99-117.

Wosiack AC. Dinâmica da comunidade de cianobactérias da praia artificial de Entre Rios do Oeste, reservatório de Itaipu, PR [dissertação de mestrado]. Curitiba: UFPR; 2005.

Yunes JS, Cunha NT, Barros LP, Proença LAO & Monserrat JM. Cyanobacterial neurotoxins from southern brazilian frehwaters. Comments on Toxicology. 2003; 9:103-115.

Zagatto P. Toxicidade da alga *Cylindrospermopsis raciborskii* isolada do Reservatório Billings, Braço Taquacetuba. Relatório Técnico. São Paulo; CETESB. 1998.

Znachor P, Jurczak T, Komárkova J, Jezberová J, Mankiewicz J, Kastovská K & Zapomelová E. Summer changes in cyanobacterial bloom composition and microcystin concentration in eutrophic Czech reservoirs. Environmental Toxicology. 2006; 21: 236-243.

ANEXO A

QUADROS

Quadro 02. Dados de precipitação diária na estação pluviométrica Parelheiros/SP (DAEE, 2006) e respectivos valores de precipitação média mensal, mínima e máxima, no período de março/2001 a fevereiro/2003.

dia	mar/01	abr/01	mai/01	jun/01	jul/01	ago/01	set/01	out/01	nov/01	dez/01	jan/02	fev/02
1	0,20	0,10	0,10	0,20	0,20	0,10	0,10	0,00	0,00	17,10	0,10	5,50
2	0,10	21,70	0,10	0,10	0,20	0,00	0,00	11,90	0,40	0,10	2,70	0,60
3	0,20	0,20	0,00	0,10	0,00	0,10	0,00	0,20	0,60	0,10	3,50	14,50
4	13,50	0,20	0,00	0,20	0,00	0,20	0,00	0,00	0,70	0,00	0,00	3,10
5	16,20	0,10	5,60	0,10	0,00	0,10	0,20	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00
6	0,30	0,40	0,00	0,10	1,30	0,00	1,60	0,00	0,00	2,60	0,00	0,00
7	0,00	0,00	1,50	0,10	0,00	0,20	13,10	0,10	0,10	1,00	7,50	0,00
8	9,70	2,00	3,60	0,20	0,10	0,00	0,20	1,30	0,10	0,00	0,50	9,50
9	4,60	0,10	0,20	0,90	0,10	0,10	0,10	14,50	0,00	9,80	16,60	23,50
10	0,00	0,10	0,10	0,20	0,10	0,10	0,10	0,20	0,70	31,70	25,30	7,30
11	0,10	0,00	9,60	0,00	0,00	0,00	0,80	4,40	0,00	6,00	0,00	0,00
12	1,10	0,10	8,20	0,00	5,60	0,10	4,60	0,40	36,60	30,20	18,80	0,00
13	0,40	0,20	44,70	0,20	1,60	0,10	0,00	0,20	0,90	8,00	23,40	0,00
14	0,10	0,20	3,60	0,20	0,20	0,20	9,50	0,00	0,20	28,00	13,70	3,10
15	0,10	0,10	0,70	0,00	0,20	0,20	19,50	0,00	0,00	36,10	2,70	0,60
16	0,00	0,20	3,50	0,00	0,20	0,20	2,80	0,00	7,40	2,50	35,60	9,30
17	0,10	0,10	9,20	0,00	0,00	0,20	0,30	0,00	3,80	0,30	2,80	2,90
18	23,90	0,10	0,00	12,10	0,00	0,10	4,10	0,70	3,10	0,20	0,20	7,40
19	0,70	0,20	0,80	14,70	0,30	0,00	0,20	0,00	0,20	0,00	0,10	0,10
20	0,20	0,10	0,10	0,20	0,00	0,00	0,20	46,40	0,00	0,00	5,40	0,00
21	12,50	0,10	0,10	0,20	0,00	0,00	0,10	0,90	0,00	18,30	0,90	1,50
22	10,40	5,50	0,10	0,10	3,50	8,70	0,00	15,40	0,00	0,40	0,30	22,20
23	48,90	0,00	0,10	0,10	0,70	10,40	8,00	0,20	28,40	5,70	0,00	3,10
24	26,90	0,10	0,50	0,70	0,50	0,30	0,40	0,10	0,10	16,40	1,60	0,00
25	48,40	3,00	0,20	0,40	21,40	0,20	0,10	0,00	0,00	1,00	5,90	6,40
26	0,10	0,10	0,10	0,00	0,80	0,00	9,70	0,00	0,00	0,40	6,40	0,10
27	69,70	0,10	0,10	8,70	13,70	0,20	0,40	0,00	0,00	2,20	7,40	0,00
28	9,30	0,00	5,50	1,70	24,90	0,00	1,60	0,20	0,20	0,00	0,00	4,80
29	33,70	0,00	0,10	0,70	0,30	0,50	0,70	0,00	35,80	13,70	0,10	---
30	0,30	0,00	0,10	0,00	0,10	0,50	0,20	0,00	0,10	12,60	15,00	---
31	3,10	---	0,00	---	0,10	0,10	---	0,00	---	11,10	0,30	---
máx	69,70	21,70	44,70	14,70	24,90	10,40	19,50	46,40	36,60	36,10	35,60	23,50
mín	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
média	10,80	1,17	3,18	1,41	2,45	0,74	2,62	3,13	4,01	8,24	6,35	4,48
DP	17,63	4,04	8,23	3,64	6,13	2,37	4,72	9,06	10,22	10,82	9,13	6,42

(continua)

Quadro 02. Dados de precipitação diária na estação pluviométrica Parelheiros/SP (DAEE, 2006) e respectivos valores de precipitação média mensal, mínima e máxima, no período de março/2001 a fevereiro/2003.

(continuação)

dia	mar/02	abr/02	mai/02	jun/02	jul/02	ago/02	set/02	out/02	nov/02	dez/02	jan/03	fev/03
1	14,90	0,00	7,70	0,30	0,00	2,90	2,90	0,00	1,30	0,00	20,90	0,60
2	9,70	0,00	0,00	0,00	0,00	11,10	0,00	11,10	13,20	0,30	0,00	0,20
3	16,40	1,20	8,80	0,00	0,00	15,80	0,00	0,00	0,00	4,40	33,00	0,00
4	0,00	1,20	0,20	0,00	0,00	0,20	0,00	0,20	0,00	0,70	0,50	0,00
5	1,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,40	0,40	15,40	0,00
6	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	1,70	0,10	0,00	9,40	10,80	3,50	19,10
7	1,50	0,00	13,00	0,00	0,00	0,30	9,50	0,00	4,60	0,00	5,10	0,00
8	0,90	0,40	0,30	0,00	0,80	0,00	0,30	0,00	6,30	5,90	0,00	5,40
9	1,80	0,00	3,00	0,20	0,00	0,00	0,20	1,00	0,00	40,90	0,00	13,50
10	0,00	0,20	3,60	0,00	0,00	0,00	0,30	3,30	0,00	3,20	0,00	0,00
11	0,00	0,00	0,10	0,50	0,00	0,00	0,20	0,00	29,10	0,30	38,10	0,00
12	0,00	0,00	0,00	0,10	13,00	0,00	0,00	0,00	22,80	5,50	0,30	0,00
13	0,00	3,30	0,00	0,00	16,80	0,00	0,00	2,80	9,60	0,00	3,90	31,30
14	32,50	8,50	0,00	0,00	0,20	0,00	5,60	0,00	23,00	37,50	2,70	20,30
15	1,90	0,20	0,10	1,70	0,20	0,90	5,70	0,00	0,00	24,80	0,50	3,00
16	0,00	0,00	0,00	1,80	0,00	0,30	0,40	0,00	3,90	8,20	0,40	0,80
17	0,00	0,00	0,40	0,20	0,00	0,00	0,10	0,00	17,50	0,20	2,30	33,20
18	0,00	0,00	0,00	0,20	2,30	0,00	0,00	5,80	5,60	1,80	4,40	7,40
19	2,70	0,50	6,80	0,00	0,20	0,00	0,00	4,30	15,70	0,00	17,50	41,30
20	0,00	0,00	15,40	1,20	0,00	0,00	4,30	3,00	0,00	0,00	0,20	0,30
21	19,00	0,00	7,30	0,00	0,00	0,00	26,70	0,00	0,00	0,70	0,00	0,00
22	3,10	0,70	14,30	0,60	0,30	0,00	0,70	7,90	5,60	0,50	31,00	0,20
23	0,50	0,00	4,50	3,00	0,00	0,10	0,40	1,20	26,30	1,30	8,80	0,00
24	0,00	0,00	2,30	1,20	0,00	0,00	2,50	0,50	0,40	0,00	4,00	0,20
25	55,70	0,00	5,30	1,70	0,00	0,00	2,10	0,20	3,10	3,50	3,20	0,00
26	0,20	0,00	0,00	0,60	0,00	0,00	0,10	10,60	0,50	5,90	2,00	0,00
27	0,00	0,00	0,20	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	3,10	0,90	3,70	0,00
28	0,60	14,00	0,20	0,20	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	30,30	0,00
29	0,00	0,20	0,20	0,00	0,20	0,00	0,00	0,20	43,10	0,00	27,50	---
30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,30	0,00	22,00	0,90	0,00	0,20	---
31	0,00	---	0,00	---	0,00	0,00	---	11,70	---	0,00	12,30	---
máx	55,70	14,00	15,40	3,00	16,80	15,80	26,70	22,00	43,10	40,90	38,10	41,30
min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
média	5,25	1,01	3,03	0,45	1,10	1,21	2,07	2,77	8,41	5,09	8,76	6,31
DP	11,94	2,95	4,61	0,74	3,74	3,45	5,18	5,04	10,90	10,37	11,74	11,75

Quadro 3. Variáveis físicas, químicas, toxicológica e biológicas da água no ponto GU101, no período de março/2001 a fevereiro/2003.

PARÂMETROS	FÍSICOS E QUÍMICOS												TOXICOLÓGICO	BIOLÓGICOS		
														Microbiológico	Hidrobiológicos	
	Temperatura Água	Temperatura Ar	Turbidez	pH	Fósforo Total	Fósforo Reativo Solúvel	Nitrogênio Total	Nitrogênio Amoniacoal	Nitrogênio Albuminóide	Nitrogênio Nitrato	Nitrogênio Nitrito	Carbono Orgânico Total		Microcistinas	E. coli	Cylindrospermopsis
UNIDADE	° C		UNT	-	mg/L P	mg/L P	mg/L N					mg/L C	µg/L	NMP/100 mL	cel/mL	cel/mL
PADRÃO CONAMA 357/05	Classe 1		40	6 a 9	0,02*	-	1,27	3,7 (pH≤7,5) 2(7,5<pH≤8,0) 1(8,0<pH≤8,5) 0,5 (pH>8,5)	-	10,0	1,0	-	-	200	20.000	20.000
	Classe 2		100	6 a 9	0,03*	-	1,27	3,7 (pH≤7,5) 2(7,5<pH≤8,0) 1(8,0<pH≤8,5) 0,5 (pH>8,5)	-	10,0	1,0	-	-	1.000	50.000	50.000
mar/01	28	26	3,4	8,1	0,034	0,006	-	0,150	-	-	-	8	0,206	20	1637,2	636,2
abr/01	25	25	3,4	7,6	0,037	0,005	-	-	-	-	-	8	<0,1	-	986,6	1812,1
mai/01	20,0	19	4,2	7,3	0,042	<0,005	-	0,08	-	-	-	6	0,24	-	350,4	4049,3
jun/01	22,0	25	3,2	7,5	0,033	<0,005	-	0,04	-	-	-	9	<0,1	-	1242	17564,7
jul/01	18,0	19	7,5	8,4	0,052	<0,005	1,25	0,06	0,31	0,78	0,09	10	0,33	-	1206,5	21501,5
ago/01	19	22	7,5	7,4	0,107	<0,005	1,27	0,23	0,27	0,69	0,082	7	0,67	-	8462,5	30087,2
set/01	22	22	24	8,6	0,078	<0,005	1,12	0,06	0,53	0,48	0,044	10	1,27	10	31043,3	354417
out/01	23	21	33	9,6	0,078	0,006	1,28	0,16	0,94	0,13	0,056	13	1,51	10	19542,6	173468,8
nov/01	26	28	21,7	10,3	0,143	0,007	0,96	0,06	0,86	<0,10	0,042	17	0,35	20	628600	37081,8
dez/01	23	25	13,5	8,1	0,101	0,008	1,16	0,44	0,48	0,15	0,092	11	0,46	-	121136,4	90303,8
jan/02	25	26	20,4	9,4	0,083	0,017	0,85	0,05	0,54	0,17	0,087	13	0,11	86	65110,3	10570,8
fev/02	27	24	28	8,6	0,054	<0,005	1,04	0,03	1	<0,10	0,007	14	1,50	-	52447,5	262415
mar/02	27	31	4,7	7,6	0,054	<0,005	0,93	0,28	0,44	0,17	0,039	9	<0,1	-	45	8258,9
abr/02	25	26	2,8	7,4	0,046	<0,005	0,8	0,24	0,26	0,28	0,021	7	0,022	10	1335	1143,2
mai/02	20	18	3,98	7,1	0,033	<0,005	1,11	0,16	0,17	0,71	0,069	8	0,1	<10	60,5	6463,2
jun/02	21	26	4,5	8,2	0,035	0,010	1,2	0,1	0,33	0,69	0,079	10	-	10	90,7	5942,5
jul/02	17	21	3,36	7,7	0,032	<0,005	1,32	0,16	0,21	0,93	0,027	7	<0,1	121	75,6	3516,4
ago/02	17	19	3,74	7,7	0,033	<0,005	1,34	0,45	0,21	0,61	0,068	8	0,317	-	45	12466,5
set/02	18	21	3,3	7,3	0,032	<0,005	1,27	0,61	0,18	0,36	0,112	10	0,336	226	4830	6358
out/02	26	27	4,3	9,2	0,034	0,005	1,14	0,22	0,34	0,47	0,106	10	0,393	<10	453,6	211,7
nov/02	24	26	5,01	9,2	0,062	<0,005	1,48	0,33	0,36	0,59	0,203	14	<0,1	-	330	2798,1
dez/02	25	26	3,7	7,1	0,047	<0,005	1,48	0,68	0,28	0,48	0,045	9	0,166	121	555	300
jan/03	26	27	3,51	7,7	0,049	<0,005	1,21	0,37	0,43	0,32	0,09	10	0,223	-	3976,2	1135,7
fev/03	29	28	2,8	9,2	0,053	<0,005	1,34	0,14	0,37	0,8	0,034	11	<0,1	41	-	105

* para ambientes lênticos

Quadro 4. Variáveis físicas, químicas, toxicológica e biológicas da água no ponto GU104, no período de março/2001 a fevereiro/2003.

PARÂMETROS	FÍSICOS E QUÍMICOS												TOXICOLÓGICO	BIOLÓGICOS			
	Temperatura Água	Temperatura Ar	Turbidez	pH	Fósforo Total	Fósforo Realivo Solúvel	Nitrogênio Total	Nitrogênio Amoniacal	Nitrogênio Albuminóide	Nitrogênio Nitrato	Nitrogênio Nitrito	Carbono Orgânico Total		Microcistinas	Microbiológico	Hidrobiológicos	
															E. coli	Cylindrospermopsis	Microcystis
UNIDADE	° C		UNT	-	mg/L P	mg/L P	mg/L N					mg/L C	µg/L	NMP/100 mL	cel/mL	cel/mL	
PADRÃO CONAMA 357/05	Classe 1		40	6 a 9	0,02*	-	1,27	3,7 (pH≤7,5) 2(7,5<pH≤8,0) 1(8,0<pH≤8,5) 0,5 (pH>8,5)	-	10,0	1,0	-	-	200	20.000	20.000	
	Classe 2		100	6 a 9	0,03*	-	1,27	3,7 (pH≤7,5) 2(7,5<pH≤8,0) 1(8,0<pH≤8,5) 0,5 (pH>8,5)	-	10,0	1,0	-	-	1.000	50.000	50.000	
mar/01	26,5	26,5	3,3	7,8	0,030	-	0,920	0,180	0,400	0,330	0,003	9	<0,1	80	63	4445,8	
abr/01	25	26	3,2	7,4	0,037	0,024	-	0,030	-	-	-	8	<0,1	-	3112,3	795	
mai/01	22	22	4,3	7,2	0,042	-	0,910	0,100	0,240	0,510	0,061	8,0	0,116	-	63	330	
jun/01	20,5	20	3,7	7,5	0,043	<0,005	-	<0,02	-	-	-	8	0,206	-	126	4155	
jul/01	18	20	6,3	7,9	0,051	<0,005	1,41	0,18	0,39	0,77	0,07	10	<0,1	-	672	8805	
ago/01	20	19	7,0	7,4	0,075	0,005	1,34	0,34	0,28	0,66	0,070	8	0,677	<100	11592	11704,8	
set/01	22	22	8,9	8,8	0,060	<0,005	1,32	0,44	0,39	0,44	0,047	9	-	740	18711	175818,6	
out/01	22	21	15,95	8,7	0,090	<0,005	1,08	0,06	0,54	0,39	0,083	11	0,27	100	18541,3	16071	
nov/01	26	31	21,6	10,3	0,185	<0,005	0,76	0,02	0,71	<0,10	0,035	15	0,174	<10000	580179,6	29982,2	
dez/01	22	25	19,8	8,2	0,103	<0,005	1,21	0,23	0,73	0,17	0,088	12	<0,1	410	365746,8	23101,1	
jan/02	25	23	20,2	9,0	0,081	<0,005	1,07	0,05	0,74	0,19	0,091	12	0,614	<10000	109256,4	22904,5	
fev/02	26,5	27	251,0	10,0	0,576	<0,005	4,55	0,08	4,48	<0,10	0,001	13	8,243	310	61000	2672634,6	
mar/02	26	29	4,0	7,3	0,085	<0,005	0,88	0,30	0,33	0,19	0,059	9	<0,1	310	90,7	3356,3	
abr/02	26	25	2,50	7,3	0,036	<0,005	0,90	0,39	0,27	0,22	0,022	7	<0,1	<100	480	506,3	
mai/02	20	17	4,64	6,9	0,034	0,019	1,26	0,44	0,17	0,57	0,077	8	<0,1	860	90,7	5113,8	
jun/02	20	23	5,40	7,2	0,045	<0,005	0,91	0,11	0,18	0,57	0,064	6	0,464	<100	36,3	14627,1	
jul/02	17,5	16	5,81	7,3	0,050	<0,005	1,52	0,78	0,25	0,41	0,076	10	<0,1	520	287,3	6610,6	
ago/02	19	21	2,60	6,2	0,039	<0,005	1,26	0,43	0,23	0,55	0,050	8	0,74	520	-	14898,9	
set/02	19	21	4,00	7,6	0,057	<0,005	1,25	0,76	0,15	0,29	0,043	11	0,106	310	4267,7	6219,3	
out/02	26	28	4,10	9,0	0,074	<0,005	1,10	0,39	0,28	0,35	0,082	11	<0,1	<100	255	2355	
nov/02	25	26,5	5,30	8,7	0,068	<0,005	1,35	0,34	0,29	0,48	0,237	14	<0,1	836	710,6	4384,4	
dez/02	26	27	7,10	8,5	0,070	<0,005	1,42	0,5	0,45	0,42	0,053	11	0,2	4106	713,8	607,5	
jan/03	26	27	4,30	7,4	0,058	<0,005	1,07	0,31	0,38	0,31	0,075	10	<0,1	200	8000	210	
fev/03	27	31	2,40	8	0,045	<0,005	0,91	0,28	0,27	0,33	0,035	9	<0,1	<100	495	1950	

* para ambientes lênticos

Quadro 5. Variáveis físicas, químicas, toxicológica e biológicas da água no ponto GU213, no período de março/2001 a fevereiro/2003.

PARÂMETROS	FÍSICOS E QUÍMICOS												TOXICOLÓGICO	BIOLÓGICOS		
	Temperatura Água	Temperatura Ar	Turbidez	pH	Fósforo Total	Fósforo Reactivo Solúvel	Nitrogênio Total	Nitrogênio Amoniacal	Nitrogênio Albuminóide	Nitrogênio Nitrato	Nitrogênio Nitrito	Carbono Orgânico Total	Microcistinas	Microbiológico	Hidrobiológicos	
	° C		UNT	-	mg/L P	mg/L P	mg/L N					mg/L C	µg/L	NMP/100 mL	cel/mL	cel/mL
PADRÃO CONAMA 357/05	Classe 1		40	6 a 9	0,02*	-	1,27	3,7 (pH≤7,5) 2(7,5<pH≤8,0) 1(8,0<pH≤8,5) 0,5 (pH>8,5)	-	10	1,0	-	-	200	20.000	20.000
	Classe 2		100	6 a 9	0,03*	-	1,27	3,7 (pH≤7,5) 2(7,5<pH≤8,0) 1(8,0<pH≤8,5) 0,5 (pH>8,5)	-	10	1,0	-	-	1.000	50.000	50.000
mar/01	26	28	14	7,7	0,052	0,010	1,250	0,250	0,820	0,170	0,011	11,0	0,1	280	682.952	20.789
abr/01	25	29	17	7,4	0,090	0,006	1,200	0,420	0,770	<0,10	0,013	14,0	0,254	-	780.034	8.597
mai/01	21	27	31	7,1	0,129	<0,005	1,830	0,840	0,620	0,330	0,027	13,0	0,153	-	314.969	12.358
jun/01	22	25	9	6,7	0,100	<0,005	1,100	0,030	0,570	0,470	0,034	12,0	0,479	-	351.400	471.882
jul/01	19	25	17	7,7	0,129	<0,005	2,320	0,580	0,760	0,960	0,025	12,0	0,736	-	231	79.965
ago/01	21	24	19	8,7	0,124	<0,005	3,924	1,21	1,86	0,825	0,029	18,8	0,769	100	3.605	531.970
set/01	19	17	9,8	8,3	0,128	0,005	1,67	0,58	0,37	0,691	0,024	14,6	1,274	1090	294	185.907
out/01	23	27	14,8	9,8	0,142	0,015	0,84	0,02	0,812	<0,10	0,005	19,3	<0,1	2400	936	832.270
nov/01	26	32	12,3	9,5	0,116	0,006	0,73	0,11	0,495	0,114	0,012	14,8	0,304	2880	63	310.279
dez/01	24	26	12,6	8,3	0,102	<0,005	0,5	0,167	0,057	0,174	0,099	12,7	0,241	2260	85	166.455
jan/02	24	22	15,9	7,9		<0,005	0,876	0,225	0,512	0,126	0,013	16,1	<0,1	3590	1.344	481.232
fev/02	22	28	13,3	7,8	0,113	<0,005	0,7	0,16	0,53	<0,1	0,007	13,8	<0,1	520	975	110.848
mar/02	27	28	13,3	7,6	0,092	0,006	1,19	0,526	0,45	0,2	0,014	13,1	<0,1	2180	27.697	6.021
abr/02	26	28	8,2	7,4	0,103	<0,005	0,904	0,433	0,329	0,129	0,013	9,9	<0,1	300	30237	18505,5
mai/02	24,5	26	11,1	7,4	0,106	<0,005	1,275	0,442	0,405	0,401	0,027	13,8	0,656	410	151920	77934,4
jun/02	21,5	26	14	7,6	0,154	<0,005	1,615	0,581	0,535	0,48	0,019	12,9	0,308	148	40719,2	47749,5
jul/02	18	18	8,87	8	0,106	<0,005	1,325	0,303	0,517	0,491	0,014	12,9	0,284	1850	41600	418502,4
ago/02	20	23	11	7,9	0,107	0,005	0,99	0,255	0,564	0,149	0,022	13,7	0,691	1680	38300,2	16033,2
set/02	17	21	14	7,9	0,175	<0,005	1,585	0,496	0,812	0,264	0,013	18,5	0,445	1610	30500	26352
out/02	24	26	15	9,3	0,143	0,015	0,966	0,244	0,386	0,312	0,024	20,4	0,703	7890	71157,7	9207,2
nov/02	22	21	36	7,3	0,172	<0,005	1,642	0,74	0,628	0,248	0,026	14,8	<0,1	6010	34268,6	8451,2
dez/02	25	26	14	8	0,124	0,006	1,092	0,288	0,572	0,222	0,01	17,8	0,66	<1000	67635	16038
jan/03	23	25	7	7,1	0,087	<0,005	1,17	0,51	0,40	0,23	0,028	14,0	0,584	<1000	83227,5	19021,4
fev/03	25	30	23	7,4	0,085	<0,005	1,11	0,53	0,34	0,22	0,023	13,0	0,195	18.300	74448	24818

* para ambientes lênticos

Quadro 6. Variáveis físicas, químicas, toxicológica e biológicas da água no ponto BL105, no período de março/2001 a fevereiro/2003.

PARÂMETROS	FÍSICOS E QUÍMICOS												TOXICOLÓGICO	BIOLÓGICOS			
	Temperatura Água		Temperatura Ar	Turbidez	pH	Fósforo Total	Fósforo Relativo Solúvel	Nitrogênio Total	Nitrogênio Amoniacal	Nitrogênio Albuminóide	Nitrogênio Nitrato	Nitrogênio Nitríto	Carbono Orgânico Total	Microcistinas	Microbiológico	Hidrobiológicos	
															E. coli	Cylindrospermopsis	Microcystis
UNIDADE	° C		UNT	-	mg/L P	mg/L P	mg/L N					mg/L C	µg/L	NMP/100 mL	cel/mL	cel/mL	
PADRÃO CONAMA 357/05	Classe 1		40	6 a 9	0,02*	-	1,27	3,7 (pH≤7,5) 2(7,5<pH≤8,0) 1(8,0<pH≤8,5) 0,5 (pH>8,5)	-	10	1,0	-	-	200	20.000	20.000	
	Classe 2		100	6 a 9	0,03*	-	1,27	3,7 (pH≤7,5) 2(7,5<pH≤8,0) 1(8,0<pH≤8,5) 0,5 (pH>8,5)	-	10	1,0	-	-	1.000	50.000	50.000	
mar/01	27	28	19	9,1	0,029	0,005	1,02	<0,02	0,850	0,160	0,018	11	0,913	<2,2	1.073.997	53.074	
abr/01	26	28	24	9,0	0,054	<0,005	0,86	<0,02	0,850	<0,10	0,005	14	0,345	-	494.718	24.701	
mai/01	22	18,5	16	7,9	0,054	<0,005	0,81	0,14	0,330	0,300	0,043	13	0,202	-	482.865	20.288	
jun/01	21	21	50	8,9	0,069	<0,005	1,70	<0,02	1,210	0,460	0,038	10	1,089	-	370.535	231.164	
jul/01	18	22	28	9,0	0,078	<0,005	1,76	0,09	0,610	1,040	0,018	10	1,405	-	721	136.463	
ago/01	19	21	45	9,6	0,070	<0,005	1,69	0,09	0,790	0,790	0,021	11	5,962	<10	1.701	445.160	
set/01	18	17	18	8,9	0,062	<0,005	1,26	0,12	0,330	0,790	0,021	11	1,37	10	189	209.061	
out/01	20	22	31	10,1	0,077	<0,005	0,77	0,08	0,690	<0,10	0,003	13	1,463	<10	520	507.453	
nov/01	23	21	29	10,2	0,067	0,008	0,61	<0,02	0,610	<0,10	0,001	10	1,181	20	402	252.237	
dez/01	25	25	14	9,6	0,052	<0,005	0,34	0,05	0,280	<0,10	0,010	10	0,283	<10	169	137.941	
jan/02	23	21	21	9,4	0,032	<0,005	0,54	<0,02	0,540	<0,10	<0,001	14	0,2	<10	85	218.295	
fev/02	20	25	21,3	9,7	0,054	<0,005	0,59	0,02	0,560	<0,10	0,001	11	<0,1	<10	453,6	166047,5	
mar/02	28	28	8	9,2	0,042	<0,005	0,44	<0,02	0,330	0,110	<0,001	12	<0,1	<1	43800	47738,1	
abr/02	25	26	8	8,5	0,057	<0,005	0,36	<0,02	0,360	<0,10	0,003	9	0,122	<10	20359,6	41092,1	
mai/02	20	20	13	8,6	0,063	<0,005	0,97	0,06	0,480	0,380	0,044	10	0,555	<10	46200	58725	
jun/02	21	23	20	9,1	0,065	<0,005	1,00	0,05	0,510	0,420	0,025	11	0,548	<10	22274,6	134460,6	
jul/02	18	18	19	8,6	0,046	<0,005	0,98	0,02	0,550	0,380	0,021	10	0,554	<10	12094,8	86817,3	
ago/02	20	25	30	9,7	0,072	0,012	0,79	0,04	0,750	<0,10	0,002	15	0,278	<10	56497,5	138046,6	
set/02	19	17	26	8,7	0,102	<0,005	2,43	0,09	1,940	0,380	0,016	15	0,3	<10	35538,8	32383,5	
out/02	28	32	34	10,5	0,103	0,028	0,90	0,04	0,720	0,140	<0,001	27	0,444	<10	82417,5	37422	
nov/02	22	22	25	9,5	0,067	<0,005	0,72	0,02	0,570	0,120	0,007	13	0,984	<1	102805,8	36254,2	
dez/02	27	26	17	9	0,077	<0,005	0,92	0,11	0,610	0,160	0,042	14	0,719	<1	77274	48390,5	
jan/03	27	28	11	8,3	0,058	<0,005	0,70	<0,02	0,430	0,240	0,017	13	0,56	<1	176782,5	32683,5	
fev/03	26,5	26,5	16	8,7	0,077	0,014	0,67	0,05	0,500	0,100	0,012	12	0,196	<1	167311,4	82603,3	

* para ambientes lênticos

Quadro 7. Quantidades mensais de algicida aplicado (sulfato de cobre), em toneladas, na Represa Guarapiranga, no período de 2001 a 2003.

<i>Mês</i>	<i>2001</i>	<i>2002</i>	<i>2003</i>
Janeiro	41.50	0	0
Fevereiro	22.00	21.00	0
Março	35.00	33.50	0
Abril	34.50	26.00	0
Maio	12.00	16.50	0
Junho	17.00	0	0
Julho	0	0	0
Agosto	0	0	0
Setembro	0	0	27.00
Outubro	0	0	30.00
Novembro	0	0	21.00
Dezembro	0	0	45.00
<i>Total</i>	<i>162.00</i>	<i>97.00</i>	<i>123.00</i>

Fonte: SABESP

Quadro 8. Índices de Estado Trófico para fósforo total nos pontos de coleta, no período de março/2001 a fevereiro/2003.

<i>mês/ano</i>	<i>Ponto GU 101</i>	<i>Ponto GU 104</i>	<i>Ponto GU 213</i>	<i>Ponto BL 105</i>
mar/01	63,67	62,91	66,24	62,70
abr/01	64,18	64,18	69,57	66,47
mai/01	64,95	64,95	71,75	66,47
jun/01	63,49	65,09	70,20	67,96
jul/01	66,24	66,12	71,75	68,70
ago/01	70,61	68,46	71,51	68,04
set/01	68,70	67,11	71,70	67,31
out/01	68,70	69,57	72,33	68,62
nov/01	72,37	73,93	71,10	67,78
dez/01	70,26	70,38	70,32	66,24
jan/02	69,08	68,93	-	63,30
fev/02	66,47	80,81	70,94	66,47
mar/02	66,47	69,22	69,70	64,95
abr/02	65,50	64,01	70,38	66,80
mai/02	63,49	63,67	70,56	67,40
jun/02	63,84	65,37	72,82	67,59
jul/02	63,30	66,00	70,56	65,50
ago/02	63,49	64,50	70,61	68,21
set/02	63,30	66,80	73,60	70,32
out/02	63,67	68,38	72,37	70,38
nov/02	67,31	67,87	73,49	67,78
dez/02	65,63	68,04	71,51	68,62
jan/03	65,88	66,90	69,36	66,90
fev/03	66,36	65,37	69,22	68,62

Eutrófico

Supereutrófico

Hipereutrófico

Quadro 9. Densidade total de cianobactérias, e densidades de *Microcystis*, *Cylindrospermopsis* e *Oscillatoriales* no ponto GU101, no período de março/2001 a fevereiro/2003.

<i>Data da coleta</i>	<i>Microcystis (cél/mL)</i>	<i>Cylindrospermopsis (cél/mL)</i>	<i>Oscillatoriales (cél/mL)</i>	<i>Total cianobactérias (cél/mL)</i>	<i>Microcystis + Cylindrospermopsis/ Total cianobactérias (%)</i>	<i>Oscillatoriales/Total cianobactérias (%)</i>
mar-01	636,2	1.637,2	10.066,3	26.900	8,45	37,42
abr-01	1.812,1	986,6	42.045,6	47.828	5,85	87,91
mai-01	4.049,3	350,4	6.784,1	11.565	38,04	58,66
jun-01	17.564,7	1.242	111.915,0	133.863	14,05	83,60
jul-01	21.501,5	1.206,5	489,8	41.429	54,81	1,18
ago-01	30.087,2	8.462,5	18,2	48.993	78,68	0,04
set-01	354.417	31.043,3	1.394,2	392.887	98,11	0,35
out-01	173.468,8	19.542,6	5.399,4	474.840	40,65	1,14
nov-01	37.081,8	628.600	171.864,0	844.142	78,86	20,36
dez-01	90.303,8	121.136,4	199.619,6	411.060	51,44	48,56
jan-02	10.570,8	65.110,3	335.122,8	410.804	18,42	81,58
fev-02	262.415	52.447,5	18.971,2	359.938	87,48	5,27
mar-02	8.258,9	45	8.700,0	23.371	35,53	37,23
abr-02	1.143,2	1.335	17.562,0	25.209	9,83	69,67
mai-02	6.463,2	60,5	-	7.442	87,66	-
jun-02	5.942,5	90,7	-	8.283	72,84	-
jul-02	3.516,4	75,6	-	4.435	80,99	-
ago-02	12.466,5	45	18,0	13.470	92,88	0,13
set-02	6.358	4.830	324,0	13.843	80,82	2,34
out-02	211,7	453,6	18.647,2	20.537	3,24	90,80
nov-02	2.798,1	330	2.310,0	9.860	31,73	23,43
dez-02	300	555	9.060,0	25.184	3,40	35,98
jan-03	1.135,7	3.976,2	13.371,1	54.551	9,37	24,51
fev-03	105	-	-	13.421	0,78	-

Quadro 10. Densidade total de cianobactérias, e densidades de *Microcystis*, *Cylindrospermopsis* e *Oscillatoriales* no ponto GU104, no período de março/2001 a fevereiro/2003.

Data da coleta	<i>Microcystis</i> (cél/mL)	<i>Cylindrospermopsis</i> (cél/mL)	<i>Oscillatoriales</i> (cél/mL)	Total cianobactérias (cél/mL)	<i>Microcystis</i> + <i>Cylindrospermopsis</i>/ Total cianobactérias (%)	<i>Oscillatoriales</i>/Total cianobactérias (%)
mar-01	4.445,8	63	27.210	35.247	12,79	77,20
abr-01	795	3.112,3	56.946,7	61.780	6,32	92,18
mai-01	330	63	41.640	45.646	0,86	91,22
jun-01	4.155	126	251.115	260.294	1,64	96,47
jul-01	8.805	672	162	31.979	29,64	0,51
ago-01	11.704,8	11.592	-	33.809	68,91	-
set-01	175.818,6	18.711	454,5	205.217	94,79	0,22
out-01	16.071	18.541,3	3.047,9	233.173	14,84	1,31
nov-01	29.982,2	580.179,6	191.386,8	827.863	73,70	23,12
dez-01	23.101,1	365.746,8	251.523,5	640.734	60,69	39,26
jan-02	22.904,5	109.256,4	385.376,6	517.537	25,54	74,46
fev-02	2.672.634,6	61.000	16.587	2.769.193	98,72	0,60
mar-02	3.356,3	90,7	23.584,9	28.628	12,04	82,38
abr-02	506,3	480	14.100	20.666	4,77	68,23
mai-02	5.113,8	90,7	90,7	8.118	64,11	1,12
jun-02	14.627,1	36,3	42,3	18.672	78,53	0,23
jul-02	6.610,6	287,3	108,9	7.184	96,02	1,52
ago-02	14.898,9	-	18,2	15.022	99,18	0,12
set-02	6.219,3	4.267,7	273,4	12.779	82,06	2,14
out-02	2.355	255	6.210	10.845	24,07	57,26
nov-02	4.384,4	710,6	15.445,1	26.255	19,41	58,83
dez-02	607,5	713,8	18.350,6	37.867	3,49	48,46
jan-03	210	8.000	21.675	59.133	13,88	36,65
fev-03	1.950	495	48.054	53.356	4,58	90,06

Quadro 11. Densidade total de cianobactérias, e densidades de *Microcystis*, *Cylindrospermopsis* e *Oscillatoriales* no ponto GU213, no período de março/2001 a fevereiro/2003.

Data da coleta	<i>Microcystis</i> (cél/mL)	<i>Cylindrospermopsis</i> (cél/mL)	<i>Oscillatoriales</i> (cél/mL)	Total cianobactérias (cél/mL)	<i>Microcystis</i> + <i>Cylindrospermopsis</i>/ Total cianobactérias (%)	<i>Oscillatoriales</i>/Total cianobactérias (%)
mar-01	20.789	682.952	48.585	752.444	93,53	6,46
abr-01	8.597	780.034	31.780	822.260	95,91	3,86
mai-01	12.358	314.969	34.616	362.071	90,40	9,56
jun-01	471.882	351.400	17.310	840.923	97,90	2,06
jul-01	79.965	231	-	80.196	100,00	-
ago-01	531.970	3.605	126	535.773	99,96	0,02
set-01	185.907	294	738	186.939	99,60	0,39
out-01	832.270	936	820	834.025	99,90	0,10
nov-01	310.279	63	5.436	315.814	98,27	1,72
dez-01	166.455	85	2.032	171.474	97,12	1,19
jan-02	481.232	1.344	1.344	484.730	99,56	0,28
fev-02	110.848	975	4.959	117.232	95,39	4,23
mar-02	6.021	27.697	22.605	56.777	59,39	39,81
abr-02	18.505,5	30.237	20.319,6	69.859	69,77	29,09
mai-02	77.934,4	151.920	20.715	252.547	91,01	8,20
jun-02	47.749,5	40.719,2	46.665,7	155.309	56,96	30,05
jul-02	418.502,4	41.600	130.160	590.397	77,93	22,05
ago-02	16.033,2	38.300,2	152.958,9	208.964	26,00	73,20
set-02	26.352	30.500	182.586	239.812	23,71	76,14
out-02	9.207,2	71.157,7	235.485,8	315.851	25,44	74,56
nov-02	8.451,2	34.268,6	144.230,5	188.238	22,69	76,62
dez-02	16.038	67.635	261.589,5	346.156	24,17	75,57
jan-03	19.021,4	83.227,5	41.176,4	156.677	65,26	26,28
fev-03	24.818	74.448	57.929,9	176.783	56,15	32,77

Quadro 12. Densidade total de cianobactérias, e densidades de *Microcystis*, *Cylindrospermopsis* e *Oscillatoriales* no ponto BL105, no período de março/2001 a fevereiro/2003.

Data da coleta	<i>Microcystis</i> (cél/mL)	<i>Cylindrospermopsis</i> (cél/mL)	<i>Oscillatoriales</i> (cél/mL)	Total cianobactérias (cél/mL)	<i>Microcystis</i> + <i>Cylindrospermopsis</i>/ Total cianobactérias (%)	<i>Oscillatoriales</i>/Total cianobactérias (%)
mar-01	53.074	1.073.997	50.224	1.182.712	95,30	4,25
abr-01	24.701	494.718	51.978	573.326	90,60	9,07
mai-01	20.288	482.865	60.202	564.342	89,16	10,67
jun-01	231.164	370.535	40.589	644.034	93,43	6,30
jul-01	136.463	721	-	137.202	99,99	-
ago-01	445.160	1.701	37	446.897	99,99	0,01
set-01	209.061	189	504	209.754	99,76	0,24
out-01	507.453	520	446	508.418	99,91	0,09
nov-01	252.237	402	581	253.238	99,76	0,23
dez-01	137.941	169	3.266	142.356	97,02	2,29
jan-02	218.295	85	12.772	232.644	93,87	5,49
fev-02	166.047,5	453,6	34.104,3	200.714	82,95	16,99
mar-02	47.738,1	43.800	12.450	104.852	87,30	11,87
abr-02	41.092,1	20.359,6	15.284,8	78.025	78,76	19,59
mai-02	58.725	46.200	27.678,7	163.996	63,98	16,88
jun-02	134.460,6	22.274,6	31.903,4	207.618	75,49	15,37
jul-02	86.817,3	12.094,8	101.233,5	202.862	48,76	49,90
ago-02	138.046,6	56.497,5	222.021	418.720	46,46	53,02
set-02	32.383,5	35.538,8	171.926,6	239.849	28,32	71,68
out-02	37.422	82.417,5	448.634,7	568.679	21,07	78,89
nov-02	36.254,2	102.805,8	344.617,1	485.886	28,62	70,93
dez-02	48.390,5	77.274	165.118,5	295.358	42,55	55,90
jan-03	32.683,5	176.782,5	53.332,4	285.428	73,39	18,69
fev-03	82.603,3	167.311,4	59.367,3	362.874	68,87	16,36

TABELAS

Tabela 1. Coeficiente de correlação de Spearman (rs) entre o número de células de *Cylindrospermopsis* e *Microcystis*, e as variáveis ambientais no ponto de coleta GU 101. Os valores em negrito indicam os coeficientes considerados significativos.

Variável ambiental	<i>Cylindrospermopsis</i>	<i>Microcystis</i>
Temperatura da água	0,291	-0,334
Temperatura do ar	0,146	-0,426*
Turbidez	0,455*	0,727**
pH	0,414*	0,231
Fósforo total	0,626**	0,466*
Fósforo reativo solúvel	0,386	0,096
Nitrogênio total	-0,315	-0,296
Nitrogênio amoniacal	-0,295	-0,371
Nitrogênio albuminóide	0,637**	0,460*
Nitrato	-0,643**	-0,410
Nitrito	0,17	-0,120
Carbono orgânico total	0,526**	0,307

** p<0,01

* p<0,05

Tabela 2. Coeficiente de correlação de Spearman (rs) entre o número de células de *Cylindrospermopsis* e *Microcystis*, e as variáveis ambientais no ponto de coleta GU 104. Os valores em negrito indicam os coeficientes considerados significativos.

Variável ambiental	<i>Cylindrospermopsis</i>	<i>Microcystis</i>
Temperatura da água	0,095	-0,281
Temperatura do ar	0,127	-0,232
Turbidez	0,657**	0,681**
pH	0,684**	0,406*
Fósforo total	0,707**	0,500*
Fósforo reativo solúvel	-0,085	-0,154
Nitrogênio total	0,234	0,264
Nitrogênio amoniacal	-0,149	-0,161
Nitrogênio albuminóide	0,686**	0,430*
Nitrato	-0,461*	-0,143
Nitrito	0,100	0,008
Carbono orgânico total	0,650**	0,367

** p<0,01

* p<0,05

Tabela 3. Coeficiente de correlação de Spearman (rs) entre o número de células de *Cylindrospermopsis* e *Microcystis*, e as variáveis ambientais no ponto de coleta GU 213. Os valores em negrito indicam os coeficientes considerados significativos.

Variável ambiental	<i>Cylindrospermopsis</i>	<i>Microcystis</i>
Temperatura da água	0,155	-0,300
Temperatura do ar	0,138	-0,245
Turbidez	0,056	-0,191
pH	-0,617**	0,450*
Fósforo total	-0,378	0,069
Fósforo reativo solúvel	0,033	-0,228
Nitrogênio total	0,243	-0,135
Nitrogênio amoniacal	0,119	-0,341
Nitrogênio albuminóide	0,169	0,063
Nitrato	0,087	0,145
Nitrito	0,143	-0,003
Carbono orgânico total	-0,192	0,073

** p<0,01

* p<0,05

Tabela 4. Coeficiente de correlação de Spearman (rs) entre o número de células de *Cylindrospermopsis* e *Microcystis*, e as variáveis ambientais no ponto de coleta BL105. Os valores em negrito indicam os coeficientes considerados significativos.

Variável ambiental	<i>Cylindrospermopsis</i>	<i>Microcystis</i>
Temperatura da água	0,458*	-0,443*
Temperatura do ar	0,412*	-0,328
Turbidez	-0,069	0,449*
pH	-0,372	0,503*
Fósforo total	0,056	0,084
Fósforo reativo solúvel	0,244	0,044
Nitrogênio total	0,222	0,028
Nitrogênio amoniacal	-0,090	-0,027
Nitrogênio albuminóide	0,285	0,117
Nitrato	0,132	-0,021
Nitrito	0,289	-0,088
Carbono orgânico total	0,321	-0,368

* p<0,05

Tabela 5. Coeficiente de correlação de Spearman (rs) entre o número de células de *Microcystis* e as concentrações de microcistinas detectadas nos pontos de coleta.

Ponto de coleta	Coeficiente de correlação de Spearman (rs)
GU 101	0,611**
GU 104	0,525*
GU 213	0,119
BL 105	0,392

** p<0,01

* p<0,05

Tabela 6. Níveis de alerta e procedimentos propostos em protocolos internacionais para cianobactérias em águas de abastecimento.

Protocolo	Nível de Alerta	Valores de referência	Ações
NANCARROW & WOOD (2000)	Vigilância	500 – 2.000 cél/mL	<ul style="list-style-type: none"> – Monitorar odor nas águas e reclamações dos usuários; – Frequência de amostragem: duas vezes por semana.
	1	2.000 - 15.000 cél/mL	<ul style="list-style-type: none"> – Restringir o uso ou utilizar fonte alternativa de água (caso não tenham sido realizados testes de toxicidade); – Caso sejam identificadas espécies potencialmente tóxicas, adotar as ações propostas para o nível de alerta 2; – Utilizar carvão ativado no tratamento da água; – Comunicar usuários; – Realizar amostragens no ponto de captação e local de floração, com monitoramento contínuo até a diminuição do número de células (< 2.000 cél/mL).
	2	> 15.000 cél/mL	<ul style="list-style-type: none"> – Restringir o uso ou utilizar fonte alternativa de água (caso não tenham sido realizados testes de toxicidade); – Monitorar cianobactérias pelo menos uma vez por semana; – Conduzir testes de toxicidade semanalmente se a densidade de espécies potencialmente tóxicas ultrapassar 2.000 cél/mL; – Consultar e notificar órgãos de saúde; – Utilizar carvão ativado no tratamento da água; – Utilizar barreiras físicas ao redor da captação de água; – Captar água bruta em outras profundidades ou locais; – Utilizar fonte alternativa de água (na presença de toxinas); – Monitorar toxinas na água tratada; – Manter a comunicação com os usuários; – Realizar amostragens no ponto de captação e local de floração, com monitoramento contínuo até a diminuição do número de células (< 2.000 cél/mL, em duas amostragens consecutivas).

(continua)

Tabela 06. Níveis de alerta e procedimentos propostos em protocolos internacionais para cianobactérias em águas de abastecimento.

(continuação)

DPIW (2000)	1	500 – 2.000 cél/mL	<ul style="list-style-type: none"> – Identificar as cianobactérias; – Estabelecer as condições das florações; – Iniciar monitoramento.
	2	2.000 - 15.000 cél/mL	<ul style="list-style-type: none"> – Empregar algicidas se possível e carvão ativado; – Realizar testes de toxicidade quantitativos; – Consultar autoridades de saúde; – Comunicar usuários.
	3A (florações tóxicas)	> 15.000 cél/mL	<ul style="list-style-type: none"> – Utilizar carvão ativado no tratamento da água; – Monitorar toxinas na água tratada; – Utilizar fonte alternativa de água (caso o tratamento com carvão ativado não esteja disponível); – Comunicar usuários; – Monitorar florações duas vezes por semana; – Realizar testes de toxicidade no intervalo de 1-2 semanas.
	3B (florações não tóxicas)	> 15.000 cél/mL	<ul style="list-style-type: none"> – Utilizar barreiras físicas ou carvão ativado; – Captar água bruta em outras profundidades; – Monitorar florações duas vezes por semana.
MH (2005)	Vigilância	1 colônia ou 5 filamentos/10 mL	<ul style="list-style-type: none"> – Frequência do monitoramento: semanal; – Verificar a existência de sistema de tratamento adicional em clínicas de diálise e terapia intravenosa.
	1	2.000 cél/mL (0,2 mm ³ /L de biovolume) – 50.000 cél/mL (5mm ³ /L de biovolume), ou 1 µg/L de clorofila <i>a</i>	<ul style="list-style-type: none"> – Realizar testes de toxicidade; – Monitorar qualidade da água bruta e tratada; – Analisar toxinas através de cromatografia líquida (LC-FLD ou LC-MS) – Utilizar fonte alternativa de água (caso o tratamento não remova as toxinas); – Caso seja observada densidade > 20.000 cél/mL (2,0 mm³/L de biovolume) ou 10 µg/L de clorofila <i>a</i>, consultar autoridades de saúde, comunicar usuários, reduzir carga de nutrientes, adotar sistema de tratamento da água adequado para remover toxinas.

(continua)

Tabela 06. Níveis de alerta e procedimentos propostos em protocolos internacionais para cianobactérias em águas de abastecimento.

(continuação)

	2	> 50.000 cél/mL (5 mm ³ /L de biovolume), ou 25,0 µg/L de clorofila <i>a</i> , ou concentrações de toxinas acima do Valor Máximo Permitido.	<ul style="list-style-type: none"> – Frequência do monitoramento: diária; – Verificar concentração de toxinas na água; – Utilizar fonte alternativa de água; – Utilizar tratamento avançado da água (carvão ativado, flotação ou ozonização); – Realizar aeração do reservatório para reduzir crescimento de algas; – Contatar clínicas de diálise; – Supervisionar a qualidade de água das clínicas de diálise; – Não utilizar água até 4 semanas da ocorrência das florações.
EHU (2001)	Vigilância	200 cél/mL	– Frequência do monitoramento: semanal
	1	> 2.000 cél/mL ou 1 µg/L de clorofila <i>a</i>	<ul style="list-style-type: none"> – Frequência do monitoramento: semanal; – Realizar testes de toxicidade; – Comunicar usuários (caso sejam verificadas densidades elevadas); – Avaliar sistema de tratamento da água e profundidade de captação.
	2	> 100.000 cél/mL ou 50 µg/L de clorofila <i>a</i> , com dominância de cianobactérias	<ul style="list-style-type: none"> – Realizar testes de toxicidade; – Adotar tratamento avançado de água; – Utilizar fonte alternativa de água; – Frequência de monitoramento: semanal; – Comunicar usuários.
WATZIN et al (2006)	Vigilância	> 2.000 cél/mL	– Notificar autoridades de saúde.
	1	> 4.000 cél/mL	– Notificar autoridades de saúde.
	2	> 1,0 µg/L de microcistina	– Notificar autoridades de saúde.

FIGURAS

Figuras 34 (a-c). Diagramas de dispersão entre o número de células de *Cylindrospermopsis* e as variáveis ambientais (turbidez, pH e fósforo total), no ponto GU101.

Figuras 34 (d-f). Diagramas de dispersão entre o número de células de *Cylindrospermopsis* e as variáveis ambientais (nitrogênio albuminóide, nitrato e carbono orgânico total), no ponto GU101.

Figuras 35 (a-c). Diagramas de dispersão entre o número de células de *Microcystis* e as variáveis ambientais (temperatura do ar, turbidez e fósforo total), no ponto GU101.

Figura 35 (d). Diagrama de dispersão entre o número de células de *Microcystis* e nitrogênio albuminóide, no ponto GU101.

Figura 35 (e). Diagrama de dispersão entre o número de células de *Microcystis* e as concentrações de microcistinas, no ponto GU101.

Figuras 36 (a-c). Diagramas de dispersão entre o número de células de *Cylindrospermopsis* e as variáveis ambientais (turbidez, pH, fósforo total), no ponto GU104.

Figuras 36 (d-f). Diagramas de dispersão entre o número de células de *Cylindrospermopsis* e as variáveis ambientais (nitrogênio albuminóide, nitrato, carbono orgânico total), no ponto GU104.

Figuras 37 (a-c). Diagramas de dispersão entre o número de células de *Microcystis* e as variáveis ambientais (turbidez, pH e fósforo total), no ponto GU104.

Figura 37 (d). Diagrama de dispersão entre o número de células de *Microcystis* e nitrogênio albuminóide, no ponto GU104.

Figura 37 (e). Diagrama de dispersão entre o número de células de *Microcystis* e as concentrações de microcistinas, no ponto GU104.

Figuras 38 (a-b). Diagramas de dispersão entre o número de células de *Cylindrospermopsis* e *Microcystis*, e o pH no ponto GU213.

Figuras 39 (a-b). Diagramas de dispersão entre o número de células de *Cylindrospermopsis* e a temperatura da água e do ar, no ponto BL105.

Figuras 40 (a-c). Diagramas de dispersão entre o número de células de *Microcystis* e as variáveis ambientais (temperatura da água, turbidez, pH), no ponto BL105.

ANEXO B

SISTEMA PRODUTOR TAQUACETUBA-GUARAPIRANGA PLANO DE CONTINGÊNCIA – CIANOBACTÉRIAS

(Proposta SABESP - Revisão de janeiro de 2006)

Objetivo

Este documento tem como objetivo estabelecer o “Plano de Contingência para ocorrência de florações de cianobactérias no sistema de abastecimento Billings/Guarapiranga”, a partir da revisão do plano estabelecido em maio de 2002, o qual deverá ser implementado, visando a garantia permanente da saúde pública.

1. Descrição Geral do Plano

Todas as considerações feitas neste relatório têm como base a publicação da Organização Mundial da Saúde “Toxic Cyanobacteria in Water” (WHO, 1999), a Portaria 518 de 25/03/2004 do Ministério da Saúde, as orientações contidas na Licença Ambiental de Operação nº 000060 emitida em 21/08/00, e em dados históricos de monitoramento da SABESP e da CETESB.

O monitoramento biológico será realizado por meio de análises do fitoplâncton voltadas especificamente para as ocorrências de florações de cianobactérias na água bruta, nos pontos considerados neste plano, bem como por bioensaios com camundongos e determinação de cianotoxinas (microcistinas, saxitoxinas e cilindrospermopsinas), conforme critérios abaixo destacados.

O monitoramento automático deverá compor, em conjunto com o monitoramento biológico, uma base de informações fundamental para o acompanhamento das variações da qualidade das águas durante os eventos de florações de cianobactérias.

1.1. Pontos de Monitoramento

Serão adotados os seguintes pontos de monitoramento do Sistema Billings – Guarapiranga

Billings

BL 102 – corpo central em frente ao braço Bororé

BL 103 – meio do Braço Taquacetuba

BL 105C* – captação Taquacetuba

Guarapiranga

GU 107 – braço do rio Parelheiros

GU 104 – meio do corpo da represa

GU 101C* – ponto de captação

C* = amostra composta (superfície + meio da coluna d'água – fundo).

Obs.: fica a critério da SABESP compor as amostras ou manter as análises independentes de amostras de superfície e meio da coluna d'água (profundidade de captação).

Os pontos de amostragem deverão ser posicionados por meio de coordenadas geográficas.

1.2. Frequência de amostragem

Será adotada frequência semanal de amostragem para os pontos GU 101C e GU 107, podendo esta ser alterada de acordo com as condições estabelecidas para os Níveis de Alerta, considerando-se os resultados obtidos nas análises. Para os demais pontos será adotada frequência quinzenal (GU 107 e BL 105) ou mensal (BL 102 e BL103).

A Divisão de Tratamento de Água da SABESP fará diariamente a determinação de ausência/presença de microcistinas na água bruta captada. As amostras com resultados positivos serão encaminhadas ao laboratório para as determinações analíticas necessárias a sua quantificação.

1.3. Níveis de alerta

Conforme recomendação da Secretaria de Estado do Meio Ambiente do Governo do Estado de São Paulo serão adotados os seguintes níveis de alerta:

Represa Guarapiranga

Alerta 1 – contagem de 500 a 20.000 cél/mL de cianobactérias - ou percepção de odor característico na água bruta, para o ponto GU 101C. Os relatórios do monitoramento da SABESP deverão apontar se foram atingidos níveis do Alerta 1.

Alerta 2 – contagem de 20.000 a 100.000 cél/mL de cianobactérias (em duas amostras consecutivas): Quando forem atingidos níveis do Alerta 2 a frequência do monitoramento de contagem será aumentada para duas vezes por semana, para o ponto GU 101. Em Alerta 2, serão realizados testes para toxinas de algas, para todos os pontos monitorados na Represa Guarapiranga, na seguinte frequência:

- Determinação de microcistinas – frequência semanal para os pontos GU 107 e GU 101C e frequência quinzenal para o ponto GU 104;
- Paralelamente, encaminhar sub-amostra para determinação de cilindrospermopsinas e saxitoxinas para o ponto GU 101C em frequência mensal. Caso seja constatada a presença dessas cianotoxinas ou presença de mais de 20.000 cél/mL de espécies potencialmente produtoras de cilindrospermopsinas e saxitoxinas, as análises terão frequência quinzenal no ponto GU 101C.

Quando o Alerta 2 estiver instalado nos pontos GU 104 e/ou GU 101, serão tomadas as seguintes providências no processo de tratamento:

1. Redução da pré-cloração na EEAB Guarapiranga e/ou ETA Alto da Boa Vista e adoção de medida comprovada, através de análises laboratoriais, que minimizem a lise celular nesta etapa do processo de tratamento;
2. Proceder a aplicação de carvão ativado em pó na EEAB Guarapiranga, se for comprovada, por meio de análises laboratoriais, a presença¹ de microcistinas nas amostras de água coletadas;
(presença¹ = acima do limite de detecção do método, o qual não pode ser superior a 0,50 µg/L)
3. Utilização da inter-cloração na ETA do Alto da Boa Vista – Estabelecer um tempo mínimo de contato de 30 minutos, com concentração de cloro residual livre igual ou superior a 0,5 mg/L;
4. Determinação de cianotoxinas (microcistinas ou outras toxinas) na água final da ETA Alto da Boa Vista, que obedecerá as mesmas frequências do ponto de captação (GU 101) e serão considerados os limites de toxinas recomendados pela Portaria 518/2004, que são de

1,0 µg/L para microcistinas, 15,0 µg/L para cilindrospermopsinas e 3,0 µg/L para saxitoxinas.

Nota: Se a concentração de cianotoxinas (microcistina e outras toxinas) na água tratada estiver acima do limite proposto, a Secretaria Estadual de Saúde será comunicada.

Quando esta ocorrência estiver instalada no ponto GU 107, serão avaliados os possíveis impactos dessas ocorrências no ponto de captação da represa Guarapiranga para tomada de providências.

Alerta 3 - contagem acima de 100.000 cél/mL de cianobactérias no ponto GU 101 - serão realizados testes para toxinas de algas por meio de:

Água Bruta	Freqüência	Limites
Bioensaio com camundongo **	semanal	DL50 < 500 mg células P.S./Kg
Determinação de microcistinas	Quantitativo (ELISA): uma vez por semana	Valores acima de 5,0 µg/L
Paralelamente encaminhada sub-amostra para determinação de cilindrospermopsinas e saxitoxinas	semanal	Valores acima de 1,5 µg/L e 3,0 µg/L, respectivamente.
Água Tratada	Freqüência	Limites
Determinação de microcistinas	- Diária – se o semi-quantitativo detectar presença de microcistina a amostra será encaminhada para o teste ELISA	Valores acima de 1,0 µg/L
- semi-quantitativo (presença/ausência)		
- quantitativo (ELISA)	- uma vez por semana	

Paralelamente encaminhar amostra da água tratada para determinação de cilindrospermopsinas e saxitoxinas	semanal	Valores acima de 1,5 µg/L e 3,0 µg/L, respectivamente.
--	---------	--

** para os bioensaios com camundongos será mantida a metodologia de coleta, com concentração de biomassa através de rede de fitoplâncton.

Se confirmada a presença de cianotoxinas na floração superiores aos limites estabelecidos no quadro acima, então serão adotadas as seguintes medidas:

- Comunicar a Secretaria Estadual de Saúde.
- a SABESP comunicará ainda a Secretaria de Estado do Meio Ambiente/DAIA, a CETESB que convocarão reunião extraordinária e emergencial com técnicos da SABESP e Secretaria Estadual de Saúde para avaliação da situação e tomada das decisões cabíveis.

Represa Billings

Nos períodos em que for suspensa a transposição do Braço Taquacetuba para o Reservatório Guarapiranga deverá ser mantido apenas o monitoramento mensal do ponto BL 105C. No entanto, antes da retomada do bombeamento deverá haver comunicação do fato à Secretaria do Meio Ambiente/DAIA e à CETESB, bem como realizada uma amostragem prévia completa, incluindo os pontos BL 102, BL 103 e BL 105.

Enquanto houver a transposição deverão ocorrer amostragens quinzenais nos pontos BL 105, e mensais nos pontos BL 102 e BL 103.

Alerta 1 – contagem de 100.000 a 300.000 cél/mL de cianobactérias – ou percepção de odor característico na água bruta – Quando forem atingidos níveis do Alerta 1 a frequência do monitoramento aumentará para semanal no ponto BL 105C.

Alerta 2 – contagem de 300.000 a 600.000 cél/mL de cianobactérias (em duas amostras consecutivas). Quando forem atingidos níveis do Alerta 2 a frequência do monitoramento de contagem será aumentada para duas vezes por semana, para o ponto BL 105. Quando forem atingidos níveis do Alerta 2, também serão realizados testes para toxinas de algas, para todos os pontos da Represa Billings, na seguinte frequência:

- Determinação de microcistinas – frequência semanal para o ponto BL 105 e frequência quinzenal para os pontos BL 102 e BL 103;
- Paralelamente, caso a dominância (> 60% do nº de cél/mL) de algas não seja dos gêneros produtores microcistina como *Microcystis* ou *Planktothrix*, mas de outras cianobactérias, deverão ser realizados bioensaios com camundongos e encaminhada sub-amostra para determinação de cilindrospermopsinas e saxitoxinas para o ponto BL 105C com frequência quinzenal.

Alerta 3 – contagem acima de 600.000 cél/mL de cianobactérias no ponto BL 105C – serão realizados testes para toxinas de algas por meio de:

	Frequência	Limites
Bioensaio com camundongo	semanal	DL50 < 100 mg células P.S./Kg
Determinação de microcistinas - quantitativo (ELISA)	Duas vezes por semana	Valores acima de 10,0 µg/L
Paralelamente encaminhada sub-amostra para determinação de cilindrospermopsinas e saxitoxinas	quinzenal	Valores acima de 3,0 µg/L e 6,0 µg/L, respectivamente.

No Alerta 3, se confirmada a presença de cianotoxinas na floração, superiores aos limites acima estabelecidos, então será adotada a seguinte medida:

- A SABESP reduzirá para 2,0 m³/s, ou suspenderá todo o bombeamento e comunicará a Secretaria de Estado do Meio Ambiente/DAIA e a CETESB, que se julgarem necessário irão convocar reunião extraordinária e emergencial com técnicos da Secretaria de Estado do Meio Ambiente/CETESB e Secretaria Estadual de Saúde para avaliação da situação e tomada das decisões cabíveis.

1.4. Monitoramento Automático

A SABESP deverá realizar o monitoramento das águas do Reservatório Billings e do Reservatório Guarapiranga, que permitam acompanhar alterações da qualidade das águas nos pontos. Para tanto, a SABESP deverá compor uma rede de monitoramento com medições nos seguintes pontos:

Billings

BL 102 – corpo central em frente ao braço Bororé

BL 103 – meio do Braço Taquacetuba

BL 105 – captação Taquacetuba

Guarapiranga

GU 104 – meio do corpo da represa

GU 101 – ponto de captação

Deverão ser avaliados, na condição de profundidade superficial, os seguintes parâmetros de qualidade da água:

- pH
- condutividade
- oxigênio dissolvido

- turbidez
- temperatura

As análises deverão ser interpretadas sob os aspectos espaciais e temporais, incluindo as avaliações via tendência estatística, para dar suporte às ações preventivas aos eventos de florações de cianobactérias que possam ocorrer bem como à interpretação dos eventos observados.

2. Gerenciamento do Processo e Reavaliação do Plano de Contingência

Por fim, propõe-se que a cada dois meses seja realizada reunião entre os técnicos da SABESP, SMA/DAIA, CETESB, Instituto de Botânica e Secretaria de Estado da Saúde, a fim de se avaliar os resultados obtidos, bem como rati-retificar o Plano de Contingência.