



**AUTARQUIA ASSOCIADA À UNIVERSIDADE
DE SÃO PAULO**

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO CÓRREGO
FRANQUINHO, SUB-BACIA TIQUATIRA / FRANQUINHO,
UNIDADE HIDROGRÁFICA DO ALTO TIETÊ,
SÃO PAULO, SP**

RICARDO DOS SANTOS COELHO

**Dissertação apresentada como parte
dos requisitos para obtenção do Grau
de Mestre em Ciências na Área de
Tecnologia Nuclear - Materiais**

**Orientadora:
Dra. Maria Aparecida Faustino Pires**

**São Paulo
2001**

INSTITUTO DE PESQUISAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES
AUTARQUIA ASSOCIADA À UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO CÓRREGO FRANQUINHO, SUB-BACIA
TIQUATIRA / FRANQUINHO, UNIDADE HIDROGRÁFICA DO ALTO TIETÊ, SÃO PAULO, SP.**

RICARDO DOS SANTOS COELHO



DISSERTAÇÃO APRESENTADA COMO
PARTE DOS REQUISITOS PARA A
OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM
CIÊNCIAS NA ÁREA DE TECNOLOGIA
NUCLEAR – MATERIAIS.

ORIENTADORA :
DRA. MARIA APARECIDA FAUSTINO PIRES

São Paulo
2001

*Dedico esta dissertação
aos meus pais Sílvia e
Geraldina, por sempre
acreditarem em mim.*

AGRADECIMENTOS

A Dra. Maria Aparecida Faustino Pires pela orientação.

A Dra. Maria Beatriz Bohrer- Morel pela co-orientação, confiança, compreensão e amizade que desde do início creditou a minha pessoa.

Ao Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares e ao Centro de Química e meio Ambiente, pela oportunidade de desenvolver este estudo.

A M.Sc. Sílvia Gonçalves Egler pelo apoio nas análises de coliformes, dedicação e amizade.

A M.Sc. Sueli Borrelli pelo apoio na primeira coleta e pela amizade.

A Dra. Dione Mari Morita, pelo incentivo, permitindo a realização do estágio no Laboratório de Saneamento da Universidade de São Paulo.

A Dra. Elisabeth Sonoda Keiko Dantas, pela iniciação nas técnicas de Absorção Atômica e "Plasma", pelo apoio e amizade.

A Dra. Lidia Katsuoka, ao M.Sc. Daniel Temponi Lebre, ao M.Sc. Marcos José de Lima Lemes, a M.Sc. Maria Nogueira, a M.Sc. Marycel Cotrim e ao Eng. Eduardo Pecci Junior pelas discussões técnicas, valiosas sugestões, apoio e amizade.

Ao Biólogo Luiz Eduardo Botelho Pires pelas sugestões, apoio e amizade.

Aos amigos, Silvio César de Osti, Angélica Megda Da Silva, Classira A. Angelo, Patrícia C. Mamono e Carla Capoleti, do laboratório de Ecologia Aquática Ecotoxicologia pelo apoio, paciência e amizade.

Aos amigos Elias Santana da Silveira, Marta Y. Maekawa e Patrícia Hama pelo incentivo e apoio durante a realização deste estudo.

As secretárias Cida e Sueli, pelo apoio e paciência.

A todos os meus colegas e amigos que direta ou indiretamente colaboraram para a realização deste estudo.

Aos meus pais, Silvio e Geraldina e a minha irmã, Silvia pelo incentivo que sempre me deram dentro e fora da vida acadêmica.

A Tatiana F. Leite pelo carinho, companheirismo e paciência despendidos nos momentos difíceis que um trabalho como este possui.

A FINEP/PADCT III E RHAE/ CNPq, pelo apoio financeiro.

Ao pessoal do CQMA pela colaboração na realização deste trabalho.

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO CÓRREGO FRANQUINHO, SUB-BACIA
TIQUATIRA / FRANQUINHO, UNIDADE HIDROGRÁFICA DO ALTO TIETÊ, SÃO PAULO,
S.P.

RICARDO DOS SANTOS COELHO

RESUMO

A análise da qualidade da água do Córrego Franquinho, Sub-Bacia Tiquatira/Franquinho, S.P., baseou-se na aplicação do Índice para a Preservação da Vida Aquática (IVA) e em análises como DQO, Coliformes Fecais, Condutividade Elétrica, Sólidos Sedimentáveis, entre outras. Localizado no bairro da Penha, Zona Leste do Município de São Paulo, em uma área densamente ocupada por residências de baixo padrão, o Córrego Franquinho vem sendo utilizado como área para despejos de esgoto doméstico sem nenhum tipo de tratamento. Foram realizadas oito amostragens no período de Março de 1999 a Maio de 2000, sendo que para caracterização física, química, biológica e ecotoxicológica foram selecionadas 5 estações de coleta distribuídas o mais equidistantemente possível ao longo do córrego. Através das análises físicas, químicas e biológicas, verificou-se que o Córrego Franquinho é um ambiente altamente impactado com elevados teores de matéria orgânica e fósforo, caracterizando o ambiente como eutrofizado. Os testes de toxicidade agudos, realizados com *Daphnia similis*, e crônicos, com *Selenastrum capricornutum* e *Ceriodaphnia dubia*, indicaram toxicidade para todas as estações de coleta. Aponta-se para as concentrações de elementos metálicos, o baixo nível de oxigênio dissolvido e o elevado percentual de sólidos como os fatores principais para os dados de toxicidade observada. Na aplicação do Índice para a Preservação da Vida Aquática (IVA), verificou-se que as águas do Córrego Franquinho apresentam qualidade péssima. A realização deste trabalho propiciou a integração de dados de diferentes variáveis mostrando os testes de toxicidade e os índices de qualidade como uma ferramenta importante em uma avaliação. O conjunto dos resultados demonstrou que o Córrego Franquinho apresenta características inadequadas à preservação da vida aquática em toda a sua extensão.

EVALUATION OF THE QUALITY OF STREAMLET FRANQUINHO'S WATER, BASIN LOUD TIETÊ - SÃO PAULO

RICARDO DOS SANTOS COELHO

ABSTRACT

The present work evaluated the water quality in Tietê River Basin, particularly of the streamlet Franquinho. The streamlet Franquinho, is located east zone of São Paulo metropolitan area, and receives a great load of domestic sewers. To evaluate the Franquinho's water quality, physical, chemical, biological and ecotoxicological parameters were used. The Aquatic Preservation Life Index (IVA) were applied. For physical, chemical, biological and ecotoxicological, 8 samples were taken from five stations, from 1999/March to 2000/May. Physical and chemical results indicate the eutrophic conditions, particularly the high content of organic matter and phosphorus. Toxicity tests with *Daphnia similes* (acute), *Ceriodaphnia dubia* and algae *Selenastrum capricornutum* (chronic) were used. The program TOXTAT 3,3 was used for the evaluation of the toxicity test results. The results of the toxicity tests show that all samples of water presented toxicity, it was verified that the toxicant agent's dilutions doesn't exist along the system. Metallic elements, low oxygen content and high-suspended solid were the main factors for the high toxicity. The toxicity tests, chemical analyses and the Aquatic Preservation Life Index (IVA) indicated critical conditions in the streamlet Franquinho. These findings indicated the necessity of precautionary measures and solutions to improve the water quality in these localities.

SUMÁRIO

RESUMO.....	i
ABSTRACT.....	ii
LISTA DE TABELAS.....	iii
LISTA DE FIGURAS.....	viii
1. INTRODUÇÃO.....	1
1.1. Avaliação e Monitoramento da Qualidade da Água.....	1
1.2. Ecotoxicologia.....	3
1.3. Justificativa do Estudo.....	4
2. OBJETIVOS.....	6
2.1. Objetivo Geral.....	6
2.2. Objetivos específicos.....	6
3. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA.....	7
4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	17
4.1. Monitoramento ambiental e testes de toxicidade.....	17
4.2. Fontes e destinos dos poluentes.....	19
4.2.1. Poluição Orgânica.....	20
4.2.2. Poluição por Agentes Tóxicos.....	21
4.2.3. Poluição Térmica.....	23
4.3. Os Efeitos dos Agentes Tóxicos nos Organismos.....	23
4.3.1. Efeitos agudos.....	23
4.3.2. Efeitos crônicos.....	24
5. MATERIAIS E MÉTODOS.....	26
5.1. Caracterização da Variáveis Físicas, Químicas e Biológicas.....	26
5.1.1. Análise Física e Química da Água.....	27
5.1.1.1. Espectrometria de Emissão Atômica com Plasma de Argônio (ICP-OES).....	29
5.1.1.1.1. Considerações gerais sobre o Plasma (ICP).....	29

5.1.1.1.2. Introdução da Amostra Líquida.....	31
5.1.1.1.3. Nebulizador tipo Meinhard.....	31
5.1.1.1.4. Processo de Excitação da amostra.....	32
5.1.2. Avaliação Microbiológica	32
5.1.2.1. Determinação do Número Mais Provável (NMP) de Coliformes Totais e Fecais pela Técnica de Tubos Múltiplos.....	32
5.1.2.2. Avaliação da Estrutura da Comunidade Zooplânctonica.....	33
5.2. Avaliação da Toxicidade da Água.....	34
5.2.1. Avaliação da toxicidade aguda	34
5.2.1.1. <i>Daphnia similis</i>	34
5.2.2. Avaliação da toxicidade crônica	35
5.2.2.1. <i>Selenastrum capricornutum</i>	35
5.2.2.2. <i>Ceriodaphnia dubia</i>	36
5.3. Cultivo e Manutenção de <i>Daphnia similis</i> e <i>Ceriodaphnia dubia</i> em laboratório.....	37
a) Temperatura, fotoperíodo e intensidade luminosa.....	37
b) Água de Cultivo.....	38
c) Teste de viabilidade da água de cultivo.....	40
d) Cultivo de <i>S. capricornutum</i> para alimento das culturas e realização dos testes de toxicidade.....	40
e) Culturas-estoque de <i>D. similis</i> e <i>C. dubia</i>	41
f) Cultivo individual de <i>Ceriodaphnia dubia</i>	41
5.4 Aplicação dos Índices de Qualidade.....	43
5.4.1. Índice de Parâmetros Mínimos para proteção das Comunidades Aquáticas (IPMCA).....	43
5.4.2. Índice do Estado Trófico (IET).....	45
5.4.3. Avaliação da Qualidade da Água através do Índice para a Preservação da Vida Aquática (IVA).....	47
5.4.3.1. Cálculo do IVA (Índice para a Preservação da Vida Aquática).....	47
5.5. Análise Estatística.....	48
6. RESULTADOS	49
6.1. Características Climatológicas.....	49

6.1.1. Precipitação Total.....	49
6.1.2. Temperatura do Ar.....	50
6.2. Análise das Variáveis Físicas, Químicas da Água.....	51
6.2.1. Temperatura da água.....	51
6.2.2. Oxigênio Dissolvido (OD).....	52
6.2.3. Potencial Hidrogeniônico (pH).....	53
6.2.4. Condutividade Elétrica.....	54
6.2.5. Sólidos Sedimentáveis, Totais Dissolvidos (TDS) e em Suspensão.....	55
6.2.6. Turbidez.....	59
6.2.7. Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	60
6.2.8. Determinação de Ortofosfato e Fósforo.....	61
6.2.9. Nitrato.....	63
6.2.10. Surfactantes.....	64
6.2.11. Compostos Fenólicos.....	65
6.2.12. Análise de metais.....	65
6.2.13. Coliformes Totais e Fecais.....	70
6.2.14. Estrutura da Comunidade zooplancônica.....	71
6.2.15. Análise Estatística.....	72
6.2.15.1. Teste de Tukey.....	72
6.3. Avaliação da Toxicidade.....	78
6.3.1. Avaliação da Toxicidade Aguda com <i>Daphnia similis</i>	78
6.3.2. Cultivo de <i>Daphnia similis</i>	85
6.3.2.1. Viabilidade da Água de Cultivo.....	85
6.3.2.2. Sensibilidade dos Cultivos de <i>Daphnia similis</i>	86
6.3.3. Avaliação da toxicidade crônica da Água.....	86
6.3.3.1. <i>Selenastrum capricornutum</i>	86
6.3.3.2. <i>Ceriodaphnia dubia</i>	90
6.3.3.2.1. Sensibilidade dos Cultivos de <i>Ceriodaphnia dubia</i>	91
6.4. Índices de Qualidade:	92
6.4.1. Índice de Parâmetros Mínimos para proteção das Comunidades Aquáticas (IPMCA).....	92
6.4.2. Índice do Estado Trófico (IET).....	93
6.4.3. Cálculo do Índice para Proteção da Vida Aquática (IVA).....	94

7. DISCUSSÃO	95
7.1. Caracterização física, química e biológica.....	95
7.2. Avaliação da Toxicidade da Água.....	107
7.2.1. Avaliação da Toxicidade Aguda para <i>Daphnia similis</i>	108
7.2.2. Avaliação da toxicidade crônica.....	110
7.2.2.1. Avaliação da toxicidade crônica para <i>Selenastrum capricornutum</i>	110
7.2.2.2. Avaliação da toxicidade crônica para <i>Ceriodaphnia dubia</i>	111
7.3. Aplicação dos Índices de Qualidade.....	112
7.3.1. Índice de Parâmetros Mínimos para a Preservação das Comunidades Aquáticas (IPMCA).....	112
7.3.2. Índice de Estado Trófico (IET).....	113
7.3.3. Índice de Qualidade da Água para Proteção da Vida Aquática (IVA)....	114
8. CONCLUSÕES	115
9. APÊNDICE 1	118
10. APÊNDICE 2	121
11. APÊNDICE 3	130
12. APÊNDICE 4	134
13. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	140

LISTA DE TABELAS

Tabela I - Localização da Área de Estudo (Relatório Interno Secretaria do Verde e Meio Ambiente (SVMA) – Prefeitura do Município de São Paulo (PMSP, 1998).....	10
Tabela II - Diagnóstico Geo-Físico (PMSP, 1998) da Região do córrego Franquinho, Alto – Tietê, SP.....	10
Tabela III - Diagnóstico Social da Região do córrego Franquinho (PMSP - 1998).....	11
Tabela IV – Parâmetros físicos e químicos avaliados no estudo do córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, SP.....	28
Tabela V - Parâmetros para determinação do IPMCA e suas ponderações de acordo com os critérios estabelecidos nos diferentes níveis (CETESB, 1999).....	43
Tabela VI – Classificação das águas segundo o IPMCA (CETESB, 1999)....	45
Tabela VII - Classificação do estado trófico segundo o índice de Carlson, modificado.....	46
Tabela VIII – Qualidade da Água de acordo com o IVA (Índice para a Preservação da Vida Aquática).....	48
Tabela IX – Média, Desvio Padrão e coeficiente de variação dos parâmetros mensurados na estação 1 do córrego Franquinho, Unidade Alto Tietê – S.P., no período de março de 1999 a maio de 2000.....	73
Tabela X – Média, Desvio Padrão e coeficiente de variação dos parâmetros mensurados na estação 2 do córrego Franquinho, Unidade Alto Tietê – S.P., no período de março de 1999 a maio de 2000.....	74
Tabela XI – Média, Desvio Padrão e coeficiente de variação dos parâmetros mensurados na estação 3 do córrego Franquinho, Unidade Alto Tietê – S.P., no período de março de 1999 a maio de 2000.....	75
Tabela XII – Média, Desvio Padrão e coeficiente de variação dos parâmetros mensurados na estação 4 do córrego Franquinho, Unidade Alto Tietê – S.P., no período de março de 1999 a maio de 2000.....	76
Tabela XIII – Média, Desvio Padrão e coeficiente de variação dos parâmetros mensurados na estação 5 do córrego Franquinho, Unidade Alto Tietê – S.P., no período de março de 1999 a maio de 2000.....	77

Tabela XIV - Avaliação da toxicidade aguda da água realizada com <i>Daphnia similis</i> com amostras do córrego Franquinho, período de Março de 1999 à Fevereiro de 2000.....	81
Tabela XV – Resultados do Teste Tukey de Comparações múltiplas para os dados de imobilidade de <i>Daphnia similis</i> para amostras de água do córrego Franquinho.....	81
Tabela XVI – Resultados do Teste de Kruskal-Wallis para os dados de imobilidade de <i>Daphnia similis</i> para amostras de água do córrego Franquinho em 18/10/99.....	82
Tabela XVII – Resultados do Teste Tukey de comparações múltiplas para os dados de imobilidade de <i>Daphnia similis</i> para amostras de água do córrego Franquinho em 23/11/99.....	82
Tabela XVIII – Resultados do Teste Tukey de comparações múltiplas para os dados de imobilidade de <i>Daphnia similis</i> para amostras de água do córrego Franquinho em 13/12/99.....	83
Tabela XIX – Resultados do Teste Kruskal-Wallis para Comparações múltiplas para os dados de imobilidade de <i>Daphnia similis</i> para amostras de água do córrego Franquinho em 17/01/00.....	83
Tabela XX – Resultados do Teste Kruskal-Wallis para Comparações múltiplas para os dados de imobilidade de <i>Daphnia similis</i> para amostras de água do córrego Franquinho em 28/02/00.....	84
Tabela XXI – Resultados do Teste Kruskal-Wallis para Comparações múltiplas para os dados de imobilidade de <i>Daphnia similis</i> para amostras de água do córrego Franquinho em 13/05/00.....	84
Tabela XXII – Testes de Viabilidade da água de cultivo com <i>Daphnia similis</i>	85
Tabela XXIII - Mobilidade de <i>Ceriodaphnia dubia</i> em teste realizado com as amostras de água do córrego Franquinho, em Outubro/99.....	90
Tabela XXIV - Resultados do Teste Tukey de Comparações múltiplas para os dados de imobilidade de <i>Ceriodaphnia dubia</i> para amostras de água do córrego Franquinho, em Outubro/99.....	91
Tabela XXV – Cálculo para o IPMCA de acordo com os valores obtidos das análises realizadas no córrego Franquinho, Unidade Alto Tietê – S.P., no	

período de março de 1999 a maio de 2000.....	92
Tabela XXVI – Valores do IET para as águas do córrego Franquinho.....	93
Tabela XXVII – Ponderação das águas do córrego Franquinho, para cada estação de coleta, durante o período de março de 1999 a maio de 2000.....	93
Tabela XXVIII – Calculo do IVA para as águas do córrego Franquinho, Unidade Alto – Tietê – S.P., no período de março de 1999 a maio de 2000.....	94
Tabela XXIX – Parâmetros utilizados no estudo com respectivo limite no CONAMA nº 20 (D.O.U. 1986).....	96
Tabela A I – Dados de pluviosidade, na região do córrego Franquinho, no período de janeiro de 1999 a dezembro de 2000.....	119
Tabela A II – Dados de temperatura do ar, na região do córrego Franquinho, no período de março de 1999 a maio de 2000.....	119
Tabela A III – Valores de Temperatura nas estações de coleta 1, 2, 3, 4 e 5 do córrego Franquinho no período de Março de 99 a Maio de 2000.	120
Tabela B I – Valores de O. D. nas estações de coleta 1, 2, 3, 4 e 5 do córrego Franquinho no período de Março de 99 a Maio de 2000.....	122
Tabela B II – Valores de pH nas estações de coleta 1, 2, 3, 4 e 5 do córrego Franquinho no período de Março de 99 a Maio de 2000.....	122
Tabela B III – Valores de Condutividade nas estações de coleta 1, 2, 3, 4 e 5 do córrego Franquinho no período de Março de 99 a Maio de 2000.....	123
Tabela B IV – Valores de Sólidos Sedimentáveis nas estações de coleta 1, 2, 3, 4 e 5 do córrego Franquinho no período de Março de 99 a Maio de 2000.....	123
Tabela B V – Valores de Sólidos Dissolvidos Totais nas estações de coleta 1, 2, 3, 4 e 5 do córrego Franquinho no período de Março de 99 a Maio de 2000.....	124
Tabela B VI – Valores de Sólidos em Suspensão nas estações de coleta 1, 2, 3, 4 e 5 do córrego Franquinho no período de Março de 99 a Maio de 2000.....	124
Tabela B VII – Valores de Turbidez nas estações de coleta 1, 2, 3, 4 e 5 do córrego Franquinho no período de Outubro de 99 a Maio de 2000.....	125
Tabela B VIII – Valores de Demanda Química de Oxigênio nas estações de	

coleta 1, 2, 3, 4 e 5 do córrego Franquinho no período de Outubro de 99 a Maio de 2000.....	125
Tabela B IX – Valores de Nitrato nas estações de coleta 1, 2, 3, 4 e 5 do córrego Franquinho no período de Outubro de 99 a Maio de 2000.....	126
Tabela B X – Valores de Surfactantes nas estações de coleta 1, 2, 3, 4 e 5 do córrego Franquinho no período de Outubro de 99 a Maio de 2000.....	126
Tabela B XI – Resultados das análises de metais realizadas no córrego Franquinho, unidade hidrográfica alto Tietê, SP., no período de março de 99 a maio de 2000.....	127
Tabela B XI (continuação) – Resultados das análises de metais realizadas no córrego Franquinho, unidade hidrográfica alto Tietê, SP., no período de março de 99 a maio de 2000.....	128
Tabela B XII – Valores de Coliformes Fecais nas estações de coleta 1, 2, 3, 4 e 5 do córrego Franquinho no período de Março de 99 a Maio de 2000.....	129
Tabela C I – Mobilidade de <i>Daphnia similis</i> em teste realizado nas amostras de água do córrego Franquinho, em 18/03/99.....	131
Tabela C II – Mobilidade de <i>Daphnia similis</i> em teste realizado nas amostras de água do córrego Franquinho, em 18/10/99.....	131
Tabela C III – Mobilidade de <i>Daphnia similis</i> em teste realizado nas amostras de água do córrego Franquinho, em 23/11/99.....	131
Tabela C IV – Mobilidade de <i>Daphnia similis</i> em teste realizado nas amostras de água do córrego Franquinho, em 13/12/99.....	132
Tabela C V – Mobilidade de <i>Daphnia similis</i> em teste realizado nas amostras de água do córrego Franquinho, em 17/01/00.....	132
Tabela C VI – Mobilidade de <i>Daphnia similis</i> em teste realizado nas amostras de água do córrego Franquinho, em 28/02/00.....	132
Tabela C VII – Mobilidade de <i>Daphnia similis</i> em teste realizado nas amostras de água do córrego Franquinho, em 13/05/00.	133
Tabela D I – Concentrações de <i>Selenastrum capricornutum</i> encontradas no teste realizado em Outubro/99 nas águas do córrego Franquinho, SP.....	135
Tabela DII – Concentrações de <i>Selenastrum capricornutum</i> encontradas no teste realizado em Novembro/99 nas águas do córrego Franquinho, SP.....	135

Tabela DIII – Concentrações de <i>Selenastrum capricornutum</i> encontradas no teste realizado em Dezembro/99 nas águas do córrego Franquinho, SP...	136
Tabela D IV – Concentrações de <i>Selenastrum capricornutum</i> encontradas no teste realizado em Janeiro/00 nas águas do córrego Franquinho, SP.....	136
Tabela DV – Concentrações de <i>Selenastrum capricornutum</i> encontradas no teste realizado em Fevereiro/00 nas águas do córrego Franquinho, SP.....	137
Tabela DVI – Concentrações de <i>Selenastrum capricornutum</i> encontradas no primeiro dia da curva de crescimento realizada na coleta de Fevereiro/00 nas águas do córrego Franquinho, SP.....	137
Tabela DVII – Concentrações de <i>Selenastrum capricornutum</i> encontradas no segundo dia da curva de crescimento realizada na coleta de Fevereiro/00 nas águas do córrego Franquinho, SP.....	138
Tabela D VIII – Concentrações de <i>Selenastrum capricornutum</i> encontradas no terceiro dia da curva de crescimento realizada na coleta de Fevereiro/00 nas águas do córrego Franquinho, SP.....	138
Tabela DIX – Concentrações de <i>Selenastrum capricornutum</i> encontradas no quarto dia da curva de crescimento realizada na coleta de Fevereiro/00 nas águas do córrego Franquinho, SP.....	139

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Mapa do município de São Paulo, com destaque para	7
Figura 2 – Região Leste de São Paulo – SP., com a localização do córrego Franquinho.....	9
Figura 3 – Mapa dos bairros de São Paulo - SP, nos quais passa o córrego Franquinho. A) Código IBGE – 18, população (1999) 132.989 hab, área 16,0 km ² , B) Cód. IBGE – 59, população (1999) 123.059 hab, área 11,3 km ² , C) Cód. IBGE – 64, população (1999) 95.681 hab, área 6,40 km ²	10
Figura 4 – Mapa dos Trechos e Seções dos cálculos hidrológicos do córrego Franquinho.....	12
Figura 5 – Córrego Franquinho, de acordo com as obras realizadas, São Paulo, SP. (A seta em vermelho indica o curso do córrego).....	13
Figura 5 (cont.) – Córrego Franquinho, de acordo com as obras realizadas, São Paulo, SP. Obs.: A estação 5 está a parte neste mapa, pois se encontra após confluência com o córrego Ponte Rasa.....	14
Figura 6 - Estações de Coleta no córrego Franquinho em 1998, Alto Tietê, S.P. Est. 1 – Av. Nicolau Jacinto, 63 (23° 31'33" S; 46° 29'14" W); Est. 2- R. Brenda Acioli, 227 (23° 31'15" S; 46° 29'45" W); Est. 3 – Rua Dené, 467 (23° 31'12" S; 46° 30'13" W); Est. 4 – Av. Carvalho Pinto, s/n (23° 30'49" S; 46° 31'15" W); Est. 5 – Av. Carvalho Pinto, s/n (após confluência com Córrego Cangaíba), (23° 30'48" S; 46° 31'16"W).....	15
Figura 7 - Estações de Coleta no córrego Franquinho em 2001, Alto Tietê, S.P. Est. 1 – Av. Nicolau Jacinto, 63 (23° 31'33" S; 46° 29'14" W); Est. 2- R. Brenda Acioli, 227 (23° 31'15" S; 46° 29'45" W); Est. 3 – Rua Dené, 467 (23° 31'12" S; 46° 30'13" W); Est. 4 – Av. Carvalho Pinto, s/n (23° 30'49" S; 46° 31'15" W); Est. 5 – Av. Carvalho Pinto, s/n (após confluência com Córrego Cangaíba), (23° 30'48" S; 46° 31'16" W).....	16
Figura 8 – Coleta de Amostra no córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, SP.....	26
Figura 9 – Diagrama de uma fonte de plasma de argônio (CHARLES & FREDEEN, 1997).....	30
Figura 10 – Esquema do nebulizador Meinhard (CHARLES. & FREDEEN, 1997).....	31

Figura 11 – Representação da emissão atômica.....	32
Figura 12 – Incubadora para cultivo de <i>C. dubia</i>	38
Figura 13 – Reservatório Aldeia da Serra, Barueri, São Paulo, SP.....	39
Figura 14 - Represa Paiva Castro, Mairiporã, SP.....	39
Figura 15 – Cultivo de <i>Selenastrum capricornutum</i> , realizado no laboratório de Ecotoxicologia, IPEN.....	40
Figura 16 – Fêmea embrionada de <i>Daphnia similis</i>	42
Figura 17 – <i>Ceriodaphnia dubia</i> adulta.....	42
Figura 18 – Pluviosidade Total na Região da Penha, SP., local onde situa-se o córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, SP., no período de março de 1999 a maio de 2000.....	49
Figura 19 – Temperatura do Ar na Região da Penha -S.P., local onde situa-se o córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê – S.P., no período de março de 1999 a maio de 2000.....	50
Figura 20 – Temperatura da água nas coletas realizados no córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê – S.P., no período de março de 1999 a maio de 2000.....	51
Figura 21 – Variação das concentrações de Oxigênio Dissolvido, nas coletas realizados no córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, SP., no período de março de 1999 a maio de 2000.....	52
Figura 22 - Variação do Potencial Hidrogeniônico, nas coletas realizados no córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, SP., no período de março de 1999 a maio de 2000.....	53
Figura 23 – Variação da Condutividade Elétrica, , nas coletas realizados no córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, SP., no período de março de 1999 a maio de 2000.....	54
Figura 24 – Resultados das análises de Sólidos Sedimentáveis, das coletas realizadas no córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, SP., no período de março de 1999 a maio de 2000.....	56
Figura 25 – Sólidos totais dissolvidos, das coletas realizadas no córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, S.P., no período de outubro de 1999 a maio de 2000.....	57
Figura 26 – Sólidos em suspensão, das coletas realizadas no córrego	

Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, SP., no período de outubro de 1999 a maio de 2000..... 58

Figura 27 – Valores de Turbidez, das coletas realizadas no córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, SP., no período de outubro de 1999 a maio de 2000..... 59

Figura 28 – Avaliação da demanda química de oxigênio (DQO), realizadas no córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, SP., no período de outubro de 1999 a maio de 2000..... 60

Figura 29 – Resultados das análises de ortofosfato, realizadas no córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, SP., em Fevereiro de 2000..... 61

Figura 30 – Resultado das análises de Fósforo das águas do córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, SP., no período de março de 1999 a maio de 2000..... 62

Figura 31 – Resultados das análises de Nitrato nas águas do córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, SP., no período de outubro de 1999 a maio de 2000..... 63

Figura 32 – Resultado das análises de surfactantes das águas do córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, SP., no período de outubro de 1999 a maio de 2000..... 64

Figura 33 – Determinação da concentração de compostos fenólicos nas águas do córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, SP., em fevereiro de 2000..... 65

Figura 34 – Determinação da concentração de cromo nas águas do córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, SP..... 67

Figura 35 – Determinação da concentração de cobre nas águas do córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, SP..... 67

Figura 36 – Determinação da concentração de Ferro nas águas do córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, SP..... 68

Figura 37 – Determinação da concentração de Manganês nas águas do córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, SP..... 68

Figura 38 – Determinação da concentração de Níquel nas águas do córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, SP..... 69

Figura 39 – Determinação da concentração de zinco nas águas do córrego

Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, SP.....	69
Figura 40 – Variação de Coliformes Fecais nas coletas realizadas no córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica alto Tietê, São Paulo, no período de Outubro/99 a Fevereiro/00. (E = estação de coleta e linha em 10^3 = limite CONAMA).....	70
Figura 41 – Mobilidade de <i>Daphnia similis</i> obtida no teste para a avaliação da toxicidade aguda das amostras de água do córrego Franquinho, em Março de 1999.....	78
Figura 42 – Mobilidade de <i>Daphnia similis</i> obtida no teste para a avaliação da toxicidade aguda das amostras de água do córrego Franquinho, em Março de 1999.....	78
Figura 43 – Mobilidade de <i>Daphnia similis</i> obtida no teste para a avaliação da toxicidade aguda das amostras de água do córrego Franquinho, em Novembro de 1999.....	79
Figura 44 – Mobilidade de <i>Daphnia similis</i> obtida no teste para a avaliação da toxicidade aguda das amostras de água do córrego Franquinho, em Dezembro de 1999.....	79
Figura 45 – Mobilidade de <i>Daphnia similis</i> obtida no teste para a avaliação da toxicidade aguda das amostras de água do córrego Franquinho, em Janeiro de 2000.....	79
Figura 46 – Mobilidade de <i>Daphnia similis</i> obtida no teste para a avaliação da toxicidade aguda das amostras de água do córrego Franquinho, em Fevereiro.....	80
Figura 47 – Mobilidade de <i>Daphnia similis</i> obtida no teste para a avaliação da toxicidade aguda das amostras de água do córrego Franquinho, em Maio de 2000.....	80
Figura 48 – Sensibilidade de <i>Daphnia similis</i> ao Dicromato de Potássio.....	86
Figura 49 – Avaliação da toxicidade crônica com <i>S. capricornutum</i> realizado em Outubro de 1999.....	87
Figura 50 – Avaliação da toxicidade crônica com <i>S. capricornutum</i> realizado em Novembro de 1999.....	87
Figura 51 – Avaliação da toxicidade crônica com <i>S. capricornutum</i> realizado em Dezembro de 1999.....	88

Figura 52 – Avaliação da toxicidade crônica com <i>S. capricornutum</i> realizado em Janeiro de 2000.....	88
Figura 53 – Avaliação da toxicidade crônica com <i>S. capricornutum</i> realizado em Fevereiro de 2000.....	89
Figura 54 – Curva de crescimento de um Teste de Toxicidade crônica com <i>Selenastrum capricornutum</i>	89
Figura 55 - Sensibilidade de <i>Ceriodaphnia dubia</i> ao cloreto de sódio.....	91

1. INTRODUÇÃO

O planeta Terra tem aproximadamente 4,5 bilhões de anos, porém começou a possuir vida 1 (um) bilhão de anos mais tarde. Há cerca 3 (três) milhões de anos o homem passou a ocupar o planeta, vivendo de certa forma em equilíbrio com a natureza. Apenas nos últimos 200 anos, a partir da revolução industrial, a sociedade começou a afetar o meio ambiente de forma significativa, tornando este impacto relevante para o planeta há mais ou menos 40 anos (CORSON, 1996 *apud* MELETTI, 1997).

Com o crescimento do impacto de origem antrópica os riscos associados, conseqüentemente, aumentaram. Novas tecnologias acarretaram riscos cada vez maiores, sendo que a escala, a freqüência e o impacto de acidentes gerados, ou influenciados pela ação humana, foram também potencializados. Desta forma, os riscos de um dano irreversível à Terra estão tornando-se cada vez mais significativos.

Estes fatos vêm, ano após ano, aumentando o interesse da sociedade em diminuir os danos causados ao meio ambiente, destacando-se aqui, uma grande preocupação em relação aos ecossistemas aquáticos, estes de fundamental importância para a preservação da vida no planeta.

Embora estes ecossistemas apresentem uma série de mecanismos físicos, químicos e biológicos, para a assimilação de substâncias tóxicas, quando estas últimas atingem níveis acima da capacidade assimilativa do sistema receptor, afetam a sobrevivência, o crescimento e a reprodução dos organismos que ali vivem, degradando a qualidade das águas. Assim, uma avaliação seguida de um monitoramento sistemático nestes ambientes são de suma importância, pois tem como função principal, caracterizar e acompanhar mudanças decorrentes da introdução de xenobióticos.

1.1. AVALIAÇÃO E MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA

Entre os recursos naturais, a água é um dos mais importantes e também um dos mais suscetíveis à impactos decorrentes de atividades antrópicas. A constante utilização deste recurso tem requerido um grande número de estudos para avaliar e manter sua qualidade. Segundo CHAPMAN (1989), o monitoramento do ambiente além de fornecer informações importantes sobre a extensão da poluição, e seus prováveis impactos, também avalia a eficiência de ações mitigadoras, adotadas com o propósito de diminuir ou mesmo eliminar sua origem. Além de importantes para a avaliação do grau de degradação ambiental, tais estudos são passos necessários para se conhecer o funcionamento destes ecossistemas.

Tradicionalmente, as análises físicas e químicas são as mais usadas na caracterização de resíduos, tanto de origem industrial como doméstica. Porém estas tem apenas detectado as concentrações e alterações no tempo e no espaço, sendo que as respostas biológicas às mudanças ambientais e à ação dos contaminantes, foram conhecidas apenas após a introdução de métodos biológicos. Existe uma série de vantagens e desvantagens na utilização destes dois tipos de monitoramento. No físico e químico, tem-se como principal vantagem o desenvolvimento de novas técnicas analíticas que podem detectar baixas concentrações de contaminantes em um curto período de tempo. Porém, apresenta grandes desvantagens, como por exemplo, os custos elevados dos equipamentos e reagentes, e o fato dos efeitos biológicos e sinérgicos das substâncias químicas não serem avaliados.

Neste aspecto, o monitoramento biológico é eficaz na identificação de mecanismos e efeitos em níveis de organização biológica, principalmente, quando associados ao monitoramento simultâneo da sensibilidade ao estresse, à integração das respostas às concentrações de poluentes e à avaliação dos efeitos sinérgicos e antagônicos dos mesmos (ADAMS, 1990). Porém, tais indicadores também apresentam limitações, como a quantificação de respostas bioquímicas e moleculares que necessitam de equipamentos sofisticados.

Basicamente, podemos dividir o biomonitoramento em duas partes distintas: passivo ou bioavaliações, que são análises das comunidades biológicas que precisam de controles experimentais rígidos e o ativo ou bioensaios, que são testes em laboratório ou *in situ* que requerem rigorosos procedimentos experimentais que avaliam a toxicidade das substâncias aos organismos (BURTON, 1992).

Vários organismos podem ser utilizados como detectores de problemas causados ao meio ambiente, sendo denominados bioindicadores e segundo, JEFFREY (1987) *apud* PAMPLIM (1999), eles podem ser definidos como organismos selecionados com os quais se pode amostrar, testar e responder às questões ambientais.

Na realização do biomonitoramento, uma espécie ou grupo de organismos somente é utilizada quando apresenta algumas características que as tornem "ideais", dentre as quais estão ampla distribuição, abundância numérica, baixa variabilidade genética, além de uma taxonomia estável, bem definida e fácil de ser reconhecida.

1.2. ECOTOXICOLOGIA

O interesse em estudar os danos causados nas comunidades aquáticas e nos seus níveis de organização fez com que a Ecotoxicologia aquática tivesse um grande desenvolvimento. O termo Ecotoxicologia foi utilizado inicialmente por TRUHART (1969) *apud* MORIARTY (1983), e pode ser definido como a ciência que estuda os efeitos de poluentes em nível individual e suas conseqüências na estrutura e funcionamento das populações, comunidades e ecossistemas (SOARES, 1990).

A integridade biótica de um sistema ecológico é sempre demonstrada pela saúde dos indivíduos que nele residem (ADAMS *et al.*, 1993). Logo, as populações e comunidades são consideradas indicadoras do nível de

contaminação ambiental, onde a presença ou não, de determinadas espécies, pode ser um indicativo da modificação do ecossistema. Desta forma, selecionam - se determinadas espécies, para que suas respostas fisiológicas e comportamentais sejam estudadas e relacionadas com a exposição direta dos organismos aos poluentes (CHAPMAN, 1989).

Segundo o tempo de exposição, os critérios a serem avaliados e os organismos testados, caracteriza-se o teste a ser realizado (RAND & PETROCELLI, 1985). Dois entre outros, podem ser aplicados para avaliar a toxicidade de uma amostra: teste para avaliação da toxicidade aguda e teste para avaliação da toxicidade crônica. Geralmente, são realizados com três tipos de organismos, que pertencem a diferentes níveis tróficos do ambiente aquático.

De acordo com sua composição química, algumas substâncias são tóxicos apenas a peixes, outras somente a microcrustáceos e as vezes a ambos. Assim, é aconselhável avaliar os efeitos de agentes tóxicos a mais de uma espécie representativa da biota aquática, para que se possa, através do resultado obtido com o organismo mais sensível, estimar com maior segurança o impacto desse efluente em um sistema receptor (CETESB, 1990).

1.3. JUSTIFICATIVA DO ESTUDO

Na cidade de São Paulo existem 281 córregos, pertencentes a 146 micro-bacias de drenagem no município, que recebem esgotos domésticos e industriais. De acordo com CETESB (1999), não existem dados que caracterizem esses locais do ponto de vista químico e biológico, inclusive quanto ao potencial de contaminação por efluentes e fontes difusas. A presença de favelas e de loteamentos irregulares, localizados em áreas mais vulneráveis do ponto de vista ambiental, constitui outro grande problema da cidade. De acordo com a Prefeitura de São Paulo, há necessidade de uma

análise mais profunda das inundações que ocorrem em alguns trechos, pois a ocorrência de grandes enchentes potencializa ainda mais este problema (SVMA-PMSP, 1997).

O córrego Franquinho foi escolhido com o objetivo de avaliar a qualidade da água em um dos córregos pertencentes à Unidade Hidrográfica do Alto Tietê. De modo a conhecer a qualidade da vida aquática para este córrego optou-se por aplicar o Índice de Parâmetros Mínimos para Proteção das Comunidades Aquáticas (IPMCA), que tem como finalidade avaliar a qualidade da água dos ecossistemas, a partir de variáveis ambientais abióticas (oxigênio dissolvido, pH, fenóis, surfactantes e metais) e bióticas, através de resultados obtidos nos testes de toxicidade com *Ceriodaphnia dubia*. Posteriormente, este índice foi aperfeiçoado para o Índice para Proteção à Vida Aquática (IVA), que contempla também dados sobre o processo de eutrofização. Este último índice vem sendo aplicado pela CETESB (1999), no monitoramento da qualidade da água do estado de São Paulo. Os resultados desses índices fornecem informações de fácil entendimento para o gerenciamento ambiental com identificação de problemas para possíveis ações de remediação.

Deste modo, o presente estudo pretende contribuir para o desenvolvimento de estudos ecológicos e ecotoxicológicos, com ênfase no monitoramento dos córregos localizados na Cidade de São Paulo.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Avaliar a qualidade das águas do córrego Franquinho, Sub-Bacia Tiquatira/Franquinho, Unidade Hidrográfica do Alto Tietê, São Paulo - SP, com vistas à preservação das comunidades aquáticas e saúde pública.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar as águas do Córrego Franquinho, através de análises físicas, químicas e biológicas;
- Avaliar a toxicidade das águas do Córrego Franquinho, através da realização de testes agudos (*Daphnia similis*, Cladocera, Crustacea) e crônicos (*Selenastrum capricornutum*, Chlorophyceae, Algae) e *Ceriodaphnia dubia*, Cladocera, Crustacea) da água;
- Avaliar a qualidade da água através dos índices: Proteção à Vida Aquática (IVA), Parâmetros Mínimos para a Preservação da Vida Aquática (IPMCA) e Estado Trófico (IET).

O rio Tietê é um exemplo clássico de recurso hídrico altamente contaminado, não apenas por efluentes domésticos, mas também por alta carga orgânica industrial. O lançamento de valores elevados de matéria orgânica, de resíduos sedimentáveis e de inúmeros compostos tóxicos, tais como metais, fenóis e fluoretos, através de descargas diretas de efluentes industriais e domésticos, culminou com a morte do rio. O aporte de carga orgânica poluidora na Bacia do Alto Tietê - Zona Metropolitana atinge um valor de 1.004,8 t DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio)/dia, sendo 608,4 t DBO /dia de fonte doméstica e 396,4 t DBO /dia de fonte industrial, considerando as 1.118 indústrias incluídas no Projeto Tietê - Despoluição Industrial (JARDIM, 1992; CETESB, 1999).

O Córrego Franquinho, situado na região Leste da cidade de São Paulo (Penha, Cangaíba e Ponte Rasa, Figura 2), a qual é densamente ocupada (Figura 3), apresenta algumas características que são comuns às sub-bacias mais críticas do Município de São Paulo, tais como:

- Localizam-se na unidade hidrográfica do Alto Tietê, considerada a mais crítica em termos de qualidade ambiental, tendo em vista a grande quantidade de efluentes sanitários e industriais que é lançada em suas águas, o que corresponde a 600 toneladas diárias de material orgânico de origem doméstica e 350 toneladas, também diárias, de cargas orgânicas industriais.
- O regime climático, a que estão sujeitos estes cursos de água, é de alta pluviosidade, com chuvas médias superiores a 1.200 mm/ano, com precipitações mais intensas no verão e elevados índices de umidade relativa (com médias de 76-78%), predispondo a diversas formas de precipitação.
- Situam-se em áreas densamente ocupadas, com predominância do uso residencial de padrão construtivo baixo, população moradora com faixa predominante de 0 a 8 salários mínimos e taxas de emprego muito baixas. Os

córregos também apresentam favelas (totalizando 52) correspondendo a 4.720 domicílios e uma população aproximada de 28.320 habitantes.

Dos 14 córregos que abrangem o Programa de Recuperação Ambiental e Social de Fundo de Vale do Município de São Paulo - PROCAV II, o Córrego Franquinho foi o escolhido para um estudo piloto dos corpos de água. Essa escolha deveu-se aos aspectos específicos de cada córrego, isto é, físicos, antrópicos e socio-econômicos e às áreas de localização (Tabelas I, II e III).



Fonte : Sempla/Deinfo1999

Figura 2 – Região Leste da cidade de São Paulo - SP., com a localização do Córrego Franquinho.

Os códigos dos distritos adotados neste estudo são estabelecidos pelo IBGE, órgão que tem competência legal para atribuição dos mesmos. A prefeitura de São Paulo eventualmente utiliza uma numeração diferente, com base na ordem alfabética dos Distritos.



Fonte : Sempla/Deinfo - 1999

Figura 3 – Mapa dos bairros de São Paulo – SP., nos quais passa o Córrego Franquinho. A) Código IBGE – 18, população (1999) 132.989 hab, área 16,0 km², B) Cód. IBGE – 59, população (1999) 123.059 hab, área 11,3 km², C) Cód. IBGE – 64, população (1999) 95.681 hab, área 6,40 km².

Tabela I - Localização da Área de Estudo (Relatório Interno Secretaria do Verde e Meio Ambiente (SVMA) – Prefeitura do Município de São Paulo (PMSP, 1997).

Bacia/ Sub bacia	Córrego	Distrito da Bacia	Trecho do projeto	Zona	Justificativa Principal
Tiquatira/ Franquinho	Franquinho	Ponte Rasa e Penha	Av. São Miguel e Rua José Giordano	Leste	.Existência de favelas .Ocorrência de enchentes .Ocorrência de doenças de veiculação hídrica

Tabela II - Diagnóstico Geo-Físico da região do córrego Franquinho, Alto Tietê, SP. (PMSP, 1997).

Córrego	Relevo	Litologia	Hidrografia/ Hidrologia
Franquinho	Dominância de colinas, com declividades baixas, inferiores a 15%, e amplitudes de até 100 m	Sedimentos terciários constituídos de camadas intercaladas de argilas e areias. Aluviões formados por siltes argilosos com matéria orgânica e lentes de areia	Área da bacia: 836,8 ha Drenagem: córrego Tiquatira Vazão máxima: 53,08 m ³ s ⁻¹

Tabela III - Diagnóstico Social da Região do córrego Franquinho (PMSP - 1997).

População	Emprego/Renda	Saúde
Estimada: 98.500(1998)	Taxa de emprego: baixa (0,29 %)	Ocorrência de leptospirose
Densidade demográfica: 87 Hab.ha ⁻¹	Predominância do setor terciário (30,7%), seguido do setor industrial (29,6%) e autônomo (28,4%)	Diarréia com índices de mortalidade diferenciados nos distritos da Bacia; Mortalidade infantil em geral com taxas altas em alguns distritos da bacia
Participação na população do município: 0,9%		

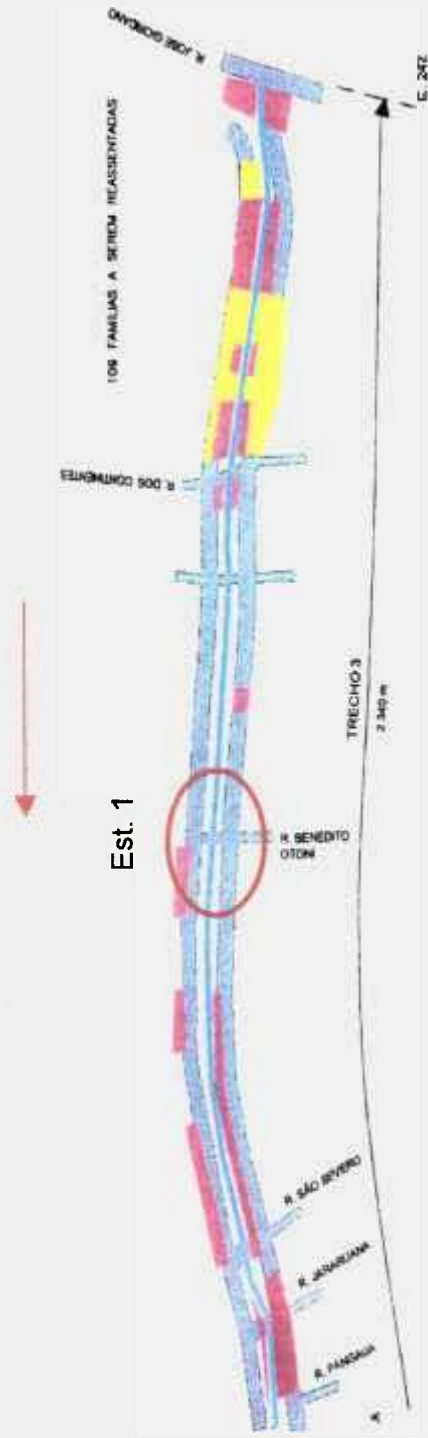
A partir de 1999, o curso do córrego Franquinho foi totalmente alterado devido a obras de recuperação viária da região. As Figuras 4 e 5, apresentam o córrego Franquinho, de acordo com o cronograma de execução das obras de canalização. Durante as obras a área em questão foi limpa, e habitações irregulares (favelas), que ali estavam, foram removidas.

Dividiu-se o córrego em cinco estações de coleta, cada uma com distância aproximada de 900 metros, totalizando 4800 m de extensão do mesmo. A Figura 6 mostra as estações de coleta no início do estudo (Janeiro de 1999), realizado um pouco antes do início das obras. A Figura 7 apresenta as estações de coleta no fim do estudo (Fevereiro de 2001), após, praticamente, todo o córrego ser canalizado.

Fonte: PMSP (1997).

Figura 4 – Mapa dos trechos e seções dos cálculos hidrológicos do córrego Franquinho.

- Favelas
- Desapropriações

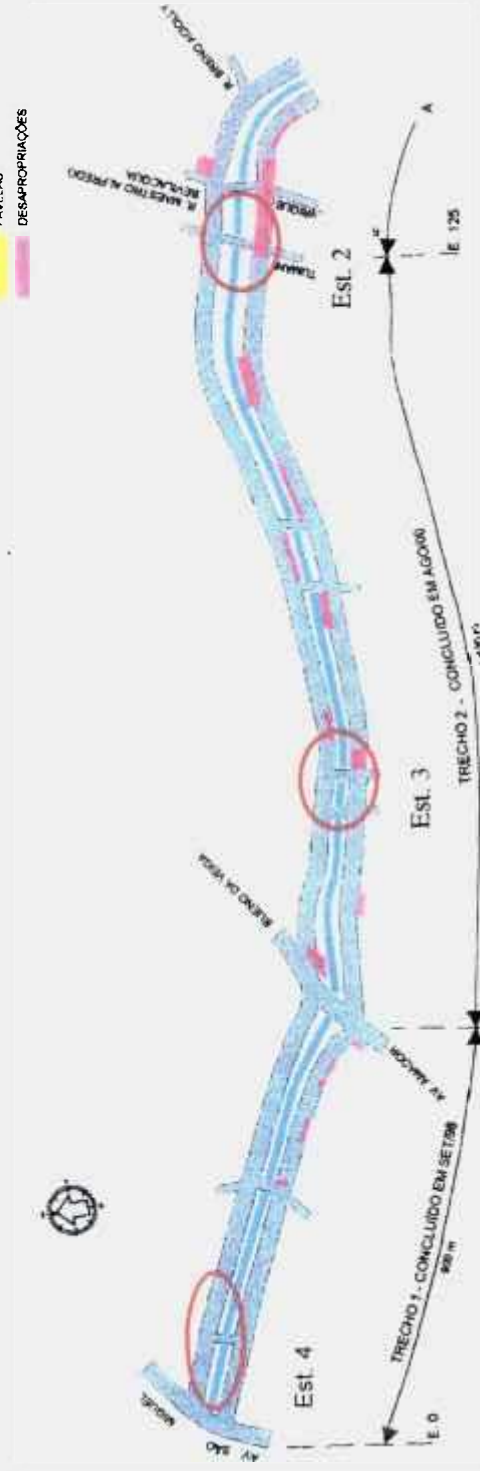


Esc. aprox. 1:140.000

Figura 5 – Córrego Franquinho, de acordo com as obras realizadas, São Paulo, SP. (A seta em vermelho indica o curso do córrego).

ATUALIZADO ATÉ : OUT/2000

FAVELAS
DESAPROPRIAÇÕES



Esc. aprox. 1:140.000



Est. 5

Figura 5 (cont.) – Córrego Franquinho, de acordo com as obras realizadas, São Paulo, SP. Obs.: A estação 5 está a parte neste mapa. pois se encontra após confluência com o córrego Ponte Rasa.



1



2



3



4



5

Figura 6 - Estações de coleta no córrego Franquinho em 1998, Alto Tietê, SP - E. 1 – Av. Nicolau Jacinto, 63 ($23^{\circ} 31'33''$ S; $46^{\circ} 29'14''$ W); E. 2- R. Brenda Acioli, 227 ($23^{\circ} 31'15''$ S; $46^{\circ} 29'45''$ W); E. 3 – Rua Dené, 467 ($23^{\circ} 31'12''$ S; $46^{\circ} 30'13''$ W); E. 4 – Av. Carvalho Pinto, s/n ($23^{\circ} 30'49''$ S; $46^{\circ} 31'15''$ W); E. 5 – Av. Carvalho Pinto, s/n (após confluência com córrego Ponte Rasa, antigo córrego Cangaíba), ($23^{\circ} 30'48''$ S; $46^{\circ} 31'16''$ W);



1



2



3



4



5

Figura 7 - Estações de coleta no córrego Franquinho em 2001, Alto Tietê, SP - E. 1 – Av. Nicolau Jacinto, 63 ($23^{\circ} 31'33''$ S; $46^{\circ} 29'14''$ W); E. 2- R. Brenda Acioli, 227 ($23^{\circ} 31'15''$ S; $46^{\circ} 29'45''$ W); E. 3 – Rua Dené, 467 ($23^{\circ} 31'12''$ S; $46^{\circ} 30'13''$ W); E. 4 – Av. Carvalho Pinto, s/n ($23^{\circ} 30'49''$ S; $46^{\circ} 31'15''$ W); E. 5 – Av. Carvalho Pinto, s/n (após confluência com córrego Ponte Rasa, antigo córrego Cangaíba), ($23^{\circ} 30'48''$ S; $46^{\circ} 31'16''$ W).

4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1. MONITORAMENTO AMBIENTAL E TESTES DE TOXICIDADE

O monitoramento ambiental auxilia o gerenciamento dos recursos hídricos, fornecendo informações a respeito da extensão dos impactos causados pela poluição e avaliando a eficiência das medidas mitigadoras adotadas para eliminar ou reduzir os efeitos destes impactos (CHAPMAN, 1989). Segundo ABEL (1998), o monitoramento é feito para detectar e descrever as alterações presentes de modo a entender as relações qualitativas e quantitativas entre a poluição e suas conseqüências biológicas. Desta forma, no controle da poluição é preciso conhecer os processos biológicos e as conseqüências para a saúde pública. Assim como oferecer subsídios para especialistas de outras áreas, tais como químicos, engenheiros, administradores e legisladores, que dividem a responsabilidade do manejo dos recursos hídricos.

O monitoramento e o controle da poluição são auxiliados por diversas áreas da ciência, entre elas a Ecotoxicologia que, de acordo com BOUDOU & RIBEYRE (1989), "baseia-se no estudo das modificações que sofrem os ecossistemas a curto ou a longo prazo, utilizando-se de conceitos gerais bem estabelecidos de Ecologia, para entender os processos envolvidos, compreender os efeitos no ambiente e prever os prováveis riscos em caso de contaminação".

ADAMS (1995) define a Toxicologia Aquática como o estudo dos efeitos tóxicos nos organismos aquáticos. Esta ampla definição inclui o estudo dos efeitos tóxicos nos níveis celular (bioquímico e fisiológico), individual, populacional, de comunidade e ecossistema. A grande maioria dos estudos tem sido feita a nível individual. Segundo o mesmo autor, esta disciplina foi originalmente baseada em outras duas disciplinas: Biologia da Poluição Aquática e Limnologia. Mais tarde os estudos incluíram pesquisas básicas para definir e identificar a biologia e a morfologia de lagos e rios, e observaram como plantas, animais, e microorganismos interagem para tratar biologicamente o esgoto e reduzir a poluição orgânica. Além disso, muitos estudos passaram a considerar as comunidades biológicas na

classificação dos corpos d'água em zonas de poluição, baseados nas tolerâncias das espécies. Tem início o reconhecimento de que a presença ou a ausência de espécies, vivendo em um dado ecossistema aquático, representam um indicador mais sensível e confiável das condições ambientais que a medida dos parâmetros físicos e químicos.

Ainda, segundo ADAMS (1995), na década de 40 os biólogos advertiram para o fato de que as análises químicas poderiam não medir a toxicidade, mas apenas predizê-la. Os testes de toxicidade realizados nesta mesma época consistiam em expor um limitado número de espécies a substâncias químicas ou efluentes por um curto período de tempo. Estes testes duravam de poucos minutos a várias horas, ocasionalmente se estendiam por 2 (dois) ou 4 (quatro) dias, e não seguiam procedimentos padronizados. Atualmente, existem métodos padronizados de testes de toxicidade para inúmeras espécies marinhas e de água doce, planctônicas ou bentônicas, incluindo peixes, invertebrados e algas.

Estes testes podem ser utilizados, no controle da qualidade da água dos sistemas receptores, quanto à presença de substâncias tóxicas. O que interessa neste tipo de experimento, segundo BRANCO (1986), é verificar se a água é tóxica, através dos ensaios, e não somente a determinação da composição química.

Nesse âmbito, segundo SOARES (1990), o monitoramento e o estabelecimento de critérios para a avaliação da qualidade das águas não podem se basear unicamente em métodos químicos, pois:

- a) Determinados agentes químicos são capazes de produzir efeitos biológicos contrários em concentrações abaixo dos limites detectados pelos atuais métodos analíticos;
- b) Como as análises químicas revelam somente a presença das substâncias nas quais estão possíveis poluentes, estes podem passar despercebidos;

- c) Em ambientes aquáticos as substâncias químicas não ocorrem em concentrações constantes. Portanto, um monitoramento químico mesmo que regular pode não ser a maneira mais adequada na avaliação de picos ocasionais de concentrações elevadas, as quais são logicamente muito mais danosas ao sistema;
- d) Mistura complexas de substâncias químicas, como as que ocorrem nas águas residuárias, tornam a análise da toxicidade complexa, pois não se pode determinar se esta é causada por um ou vários componentes desta amostra. Logo, determinados efeitos antagônicos e sinérgicos, podem tornar a toxicidade maior, menor, ou até mesmo igualar a soma da toxicidade dos seus constituintes;
- e) Análises físicas e químicas são pontuais no tempo, enquanto que os testes de toxicidade também avaliam, não só o estado no momento da amostragem, mas também as condições pré-existentes.

4.2. FONTES E DESTINOS DOS POLUENTES

Segundo KRUIJF (1988), poluente é definido, de acordo com a Ecotoxicologia, como uma substância que ocorre no ambiente, pelo menos em parte, como resultado das atividades do homem e que tem efeitos prejudiciais nos organismos vivos.

Os poluentes ambientais podem ser pesquisados de várias formas. A Ecotoxicologia, normalmente, abrange estudos da seguinte seqüência de atividades:

✓ Emissão: caso em que os poluentes podem ser liberados por fontes pontuais, tais como efluentes industriais ou esgotos domésticos, e por fontes difusas, decorrentes do deflúvio superficial urbano e rural.

✓ Formas de atuação e destino dos poluentes: depois de liberado, está sujeito a processos físicos, químicos ou biológicos que normalmente levam a sua degradação. Porém, ocorrem determinadas substâncias chamadas de persistentes, que não sofrem ou sofrem muito pouco este tipo de ação, sendo consideradas as mais prejudiciais.

✓ Efeitos nos organismos: os problemas relacionados à poluição são geralmente correlacionados com o ecossistema ou a comunidade afetada, mas observa-se que tais efeitos ocorrem inicialmente em nível individual, ou seja, no organismo (KRUIJF, 1988).

4.2.1. POLUIÇÃO ORGÂNICA

Dentre muitas fontes deste tipo de poluição, destacam-se os esgotos sanitários e os efluentes industriais e agrícolas. O potencial poluidor de um efluente orgânico é freqüentemente expresso em termos de sua demanda bioquímica de oxigênio (DBO) (ABEL, 1998), que, de acordo com POVINELLI (1972), pode ser definida como “a quantidade de oxigênio necessária para a respiração dos microorganismos responsáveis pela estabilização (oxidação) da matéria orgânica, através da sua atividade metabólica em meio aeróbio, num certo tempo a uma determinada temperatura”.

Em águas não poluídas, a quantidade relativamente pequena de matéria orgânica morta é prontamente assimilada pela fauna e flora. Uma parte é consumida por animais detritívoros e incorporada à biomassa. O restante é decomposto por bactérias e fungos, que por sua vez, servem de alimento para organismos de níveis tróficos mais elevados.

A atividade dos microorganismos resulta na quebra de moléculas orgânicas complexas em substâncias inorgânicas, tais como íons nitrato e fosfato, que se tornam nutrientes disponíveis para os produtores. Neste processo metabólico, consome-se oxigênio. Porém, quando a taxa deste consumo excede a taxa de

aeração, diminui a concentração desse gás dissolvido na água, tornando-o insuficiente para a manutenção de algumas espécies, que podem ou não ser substituídas por outras com demanda de oxigênio menor.

4.2.2. POLUIÇÃO POR AGENTES TÓXICOS

a) METAIS

Os metais são normalmente definidos como elementos que conduzem bem a eletricidade e normalmente encontram-se nas reações químicas como íons positivos (cátions). Mesmo sendo considerados poluentes, é importante salientar que os mesmos estão distribuídos naturalmente por todo o planeta, com exceção aos radioisótopos produzidos pelo homem nas reações nucleares (bombas e reatores), todos os metais estão presentes na Terra desde a sua formação. De forma geral, os metais tornam-se poluentes através da atividade humana, que utiliza processos de fundição para extraí-los das rochas vulcânicas.

O termo "metal pesado" foi utilizado extensivamente em anos anteriores para descrever poluentes ambientais, porém o mesmo vem sendo substituído, pois este termo não levava em conta a densidade dos metais, ou seja, era utilizada de forma imprecisa para designar elementos metálicos com peso atômico maior que 40, excluindo-se os alcalinos terrosos, alcalinos, lantanídeos e actinídeos (ABEL, 1998).

Os mais importantes metais pesados do ponto de vista da poluição aquática, são zinco, cobre, chumbo, cádmio, mercúrio, níquel e cromo. O alumínio pode ser importante em águas ácidas. Dentro de uma faixa de pH de 5,5 a 7,0, este elemento praticamente não apresenta toxicidade. No entanto, abaixo desta faixa de pH, o alumínio pode se solubilizar tornando-se muito tóxico aos peixes, por exemplo. Metais como cobre e zinco são elementos traço essenciais aos organismos vivos, mas tornam-se tóxicos em altas concentrações.

Os processos industriais, particularmente aqueles relacionados a mineração, acabamento e manufatura de objetos metálicos, são as principais fontes de poluição

por metais. Outras indústrias, como as de tintas, manufatura de couro, borracha, têxteis e de celulose, utilizam amplamente compostos metálicos. Os insumos utilizados em algumas culturas agrícolas colaboram intensivamente para o aumento da poluição por metais (OLIVEIRA, 1998).

Muitos metais são conhecidos por acumularem-se em tecidos animais e vegetais em altos níveis, representando um risco potencial de toxicidade aos organismos de posições mais elevadas nas cadeias alimentares, incluindo o homem.

b) AMÔNIA, CIANETOS E FENÓIS

Dentre os poluentes encontrados, estes são os mais comuns nos ambientes aquáticos em regiões industrializadas, juntamente com metais como cobre, zinco e cádmio. A amônia e demais formas nitrogenadas estão freqüentemente presentes nos efluentes industriais, regiões agrícolas e nos esgotos sanitários. A amônia não ionizada é muito tóxica para a maior parte dos organismos, mas o íon amônio é considerado moderadamente tóxico. A toxicidade da solução depende, portanto, da quantidade de amônia não ionizada, que aumenta conforme aumentam a temperatura e o pH da água (ALABASTER & LLOYD, 1982; ABEL, 1998; BURTON & MCPERSON, 1994). De acordo com THURSTON *et al* (1981), para peixes, a forma não ionizada da amônia é mais tóxica por difundir-se facilmente através do epitélio branquial. Embora a permeabilidade da membrana das células branquiais seja ainda maior ao amônio (NH_4^+), este é eliminado pelas brânquias por um processo carreador de troca por sódio (Na^+).

Os cianetos são os constituintes mais comuns de efluentes industriais, sendo produzidos em processo que envolvem combustão, tais como fundição, produção de gás e geração de energia em termoelétricas. A dissociação e, conseqüentemente, a toxicidade do cianeto dependem do pH. Baixos pHs favorecem a formação de ácido cianídrico (HCN) indissociável, que é altamente tóxico.

Os compostos fenólicos são encontrados em um grande número de efluentes industriais, e estão particularmente associados com a produção de gás, refino de petróleo, geração de energia e com muitos ramos da indústria química e de produção de vidros, borracha, tecidos e plásticos. A toxicidade dos fenóis aos peixes aumenta com o decréscimo da temperatura e da concentração de oxigênio dissolvido e com o aumento da salinidade (ALLABASTER & LLOYD, 1982).

4.2.3. POLUIÇÃO TÉRMICA

Muitos efluentes industriais entram em alta temperatura no sistema receptor, o que pode provocar danos aos organismos aquáticos de forma direta ou indireta. Por exemplo, mudanças no regime natural de temperatura podem provocar alterações no desenvolvimento dos organismos. Além disso, o aumento da temperatura reduz a solubilidade do oxigênio na água, podendo também alterar a toxicidade de algumas substâncias, pois a dissociação de poluentes ionizáveis (amônia, cianetos) é dependente da temperatura (ALLABASTER & LLOYD, 1982).

4.3. OS EFEITOS DOS AGENTES TÓXICOS NOS ORGANISMOS

De acordo com RAND & PETROCELLI (1985), toxicidade é a propriedade relativa de uma substância química em causar danos aos organismos vivos. É função da concentração e também do tempo de exposição. Normalmente, testes de toxicidade são usados na avaliação dos efeitos adversos, causados em organismos vivos, sob condições padronizadas por uma ou várias substâncias químicas. De forma geral, podemos definir estes efeitos em dois grupos: agudos e crônicos.

4.3.1. EFEITOS AGUDOS

Estes efeitos ocorrem de forma severa e rápida nos organismos aquáticos, como resultado da exposição ao agente tóxico por um período de tempo pequeno, em geral de zero a 96 horas (RAND & PETROCELLI, 1985). Normalmente, o efeito é a letalidade, ou em alguns casos, diferentes manifestações como, por exemplo, a

imobilidade em microcrustáceos. Com o intuito de estudar tais efeitos, utiliza-se constantemente, a concentração letal (CL_{50}) ou concentração efetiva (CE_{50}):

- CL_{50} : concentração letal média, ou a quantidade do agente tóxico que causa mortalidade a 50% dos organismos, em um intervalo de 24 a 96 horas;
- CE_{50} : concentração efetiva média, ou a quantidade do agente que causa imobilidade a 50% dos organismos utilizados em um intervalo de 24 a 96 horas.

Dia a dia, efeitos agudos de agentes tóxicos em organismos aquáticos tem sido observados no meio ambiente em decorrência ou de aplicações inadequadas de agrotóxicos ou acidentes e situações anômalas em indústrias, geralmente quando efluentes não tratados são lançados diretamente no corpo receptor (CETESB, 1990).

4.3.2. EFEITOS CRÔNICOS

Efeitos crônicos ocorrem quando o agente tóxico destrói ou danifica os organismos, devido a exposição dos mesmos em sessões repetidas ou por um longo período, que podem abranger parte ou todo o ciclo de vida. Estes efeitos podem ser letais ou sub-letais, ou seja, letal quando causa a morte e, sub-letal quando causa mudanças comportamentais (natação, atração-repulsão), fisiológicas (crescimento, desenvolvimento), bioquímicas (enzimas, equilíbrio iônico) e histológicas (RAND & PETROCELLI, 1985).

Geralmente, esses efeitos são sub-letais e são observados em situações nas quais concentrações do agente tóxico permitem a sobrevivência do organismo, embora afetem uma ou várias funções biológicas, tais como reprodução, desenvolvimento de ovos, crescimento e maturação. Para avaliá-los, utilizam-se testes de toxicidade crônica, nos quais é determinada a concentração do agente tóxico que não causa o efeito observado (CENO- Concentração de Efeito Não Observado).

Estes danos podem ser avaliados quando efluentes líquidos, mesmo que tratados, são lançados repetidamente no ambiente. Isto porque a biota aquática está exposta a baixas concentrações de poluentes por muito tempo. Se estes poluentes forem degradáveis, ocorrerá equilíbrio a uma certa distância do ponto de lançamento. Porém antes da degradação ocorrer, os organismos poderão ser submetidos a impedimentos ou dificuldades para se manter no ambiente, o que provocará alterações na estrutura e funcionamento do sistema aquático (CETESB, 1990).

5. MATERIAIS E MÉTODOS

5.1. CARACTERIZAÇÃO DA VARIÁVEIS FÍSICAS, QUÍMICAS E BIOLÓGICAS

A caracterização das variáveis físicas, químicas e biológicas da água foi feita em 5 (cinco) estações de coleta, abrangendo toda a extensão do córrego Franquinho. A escolha das estações de coleta ao longo do córrego, seguiu alguns critérios tais como: próximo à nascente (E1); facilidade de acesso, próximo ao lançamento de esgotos (E2 e E3) e estação antes (E4) e após a confluência com outro córrego (E5) (Figura 8). Chama-se a atenção, que o córrego em estudo foi sendo canalizado, e, portanto, foi sofrendo modificações no seu curso no decorrer deste estudo. As estações foram geo - referenciadas utilizando um G.P.S. ("Global Position System"), modelo Garmin[®] 48.

Quanto à periodicidade de amostragens, foram realizadas oito coletas: Março, Julho, Outubro, Novembro, e Dezembro de 1999 e Janeiro, Fevereiro e Maio de 2000, de acordo com as possibilidades de coleta, sendo a primeira (03/99) de caráter preliminar. As coletas foram realizadas com o objetivo de avaliar possíveis alterações na qualidade da água do córrego Franquinho nas estações de seca e chuva.



Figura 8 – Coleta de amostra no córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, SP.

5.1.1. ANÁLISE FÍSICA E QUÍMICA DA ÁGUA

Os parâmetros avaliados neste estudo estão descritos na Tabela IV. Esses elementos foram selecionados levando-se em conta: a Legislação Federal de Classificação de Corpos de Água (CONAMA 20), a Portaria Estadual 8648, o Índice para a Preservação da Vida Aquática (IVA), o Índice de Parâmetros Mínimos Para a Preservação da Vida Aquática (IPMCA) e o Índice de Estado Trófico (IET) (CETESB, 1999).

Todas as análises foram realizadas de acordo com "Standard Methods for Water and Wastewater" (APHA, 1995).

O pH, a condutividade e a temperatura foram medidos em campo. Para análise da turbidez foi utilizado o método nefelométrico (APHA, 1995).

Sólidos totais dissolvidos foram analisados diretamente em condutivímetro enquanto sólidos em suspensão foram determinados por colorimetria e sólidos sedimentáveis pelo cone de Imhoff (APHA, 1995). A demanda química de oxigênio, pelo refluxo com dicromato de potássio, titulado com uma solução padrão de sulfato ferroso amoniacal. Os nitratos, compostos fenólicos e surfactantes foram determinados por colorimetria, baseados nos seguintes métodos: ácido cromotrópico, 4 amino antipirina e azul de metileno respectivamente.

Os metais, cádmio (Cd), cobre (Cu), crômio (Cr), chumbo (Pb), ferro (Fe), manganês (Mn), mercúrio (Hg), níquel (Ni), zinco (Zn) e o fósforo (P) foram determinados utilizando-se a técnica de espectrometria de emissão com plasma de argônio ICP-OES (da Spectroflame, modelo 120).

Tabela IV– Parâmetros físicos e químicos avaliados no estudo do córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, SP.

Parâmetros	Unidades	Método de análise/ equipamentos empregado
Oxigênio Dissolvido	mg L ⁻¹ O ₂	Medidor de Oxigênio, Orion 810
pH	-	Medidor de pH, Digimed Dm2
Temperatura	° C	Termômetro
Condutividade	µS cm ⁻¹	Condutivímetro, Orion 150
Sólidos Totais Dissolvidos	mg L ⁻¹	Condutivímetro, Orion 150
Sólidos Sedimentáveis	mL L ⁻¹	Cone de Imhoff
Turbidez	UNT	Colorimétrico, Hach DR 890
Sólidos em Suspensão	mg L ⁻¹	Colorimétrico, Hach DR 890
Nitrato	mg L ⁻¹	Colorimétrico, Hach DR 890
DQO	mg L ⁻¹ O ₂	Colorimétrico, Hach DR 890
Compostos Fenólicos	mg L ⁻¹ Fenol	Colorimétrico
Surfactantes	mg L ⁻¹	Colorimétrico, Hach DR 890
Ortofosfato	mg L ⁻¹	Colorimétrico, Hach DR 890
Fósforo	mg L ⁻¹	Determinação por Espectrometria de Emissão Óptica com Plasma de Argônio (ICP-OES), Spectroflame, modelo 120.
Cádmio	mg L ⁻¹	
Chumbo	mg L ⁻¹	
Cobre	mg L ⁻¹	
Ferro	mg L ⁻¹	
Crômio	mg L ⁻¹	
Manganês	mg L ⁻¹	
Mercúrio	mg L ⁻¹	
Níquel	mg L ⁻¹	
Zinco	mg L ⁻¹	

5.1.1.1. ESPECTROMETRIA DE EMISSÃO ÓPTICA COM PLASMA DE ARGÔNIO (ICP-OES)

A espectrometria de emissão óptica com fonte de plasma de argônio (ICP-OES), é amplamente utilizada para análises ambientais (YABE, 1995; CHARLES & FREDEEN, 1997; GATTI, 1997; DANTAS, 1999; SANTOS, 1999) pelas características citadas abaixo:

- É uma técnica rápida, multielementar e que permite a determinação simultânea de seus constituintes (maiores, menores e traço);
- É muito sensível para elementos metálicos refratários, por exemplo vanádio (V), berílio (Be), bem como para alguns não-metálicos como boro (B) e fósforo (P).
- Apresenta baixa tendência para interferência interelementar, fazendo com que a calibração para uma variedade de matrizes ambientais, não complexas, seja mais fácil do que para a técnica de Espectrometria de Absorção Atômica.

5.1.1.1.1. CONSIDERAÇÕES GERAIS SOBRE O PLASMA

O plasma nada mais é do que um gás parcialmente ionizado, formado eletromagneticamente por indução de radiofrequência (OLIVEIRA, 1998).

Na Figura 9 tem-se representado o esquema da tocha (quartzo), que é a configuração que sustenta o plasma, circundada por um bobina de indução (resfriada a água ou ar), através da qual a energia de até 3 kW é fornecida, sendo o gerador de frequência de 27,12 ou 40 MHz.

A tocha consiste de três tubos concêntricos, possui um fluxo de argônio que flui tangencialmente entre o tubo exterior e intermediário (12-18 L min⁻¹), e é chamado de gás refrigerante ou gás do plasma, atuando como formador do

plasma e refrigerante da tocha. O tubo intermediário carrega o gás argônio auxiliar a cerca de $1,0 \text{ L min}^{-1}$. Este fluxo de argônio é ionizado por meio de uma bobina *Tesla*®, trabalhando-se com argônio a $0,5 \text{ L min}^{-1}$. O tubo central é o que conduz a amostra em forma de aerosol para o plasma ($0,7-1,5 \text{ L min}^{-1}$), e esta é chamada de gás de arraste.

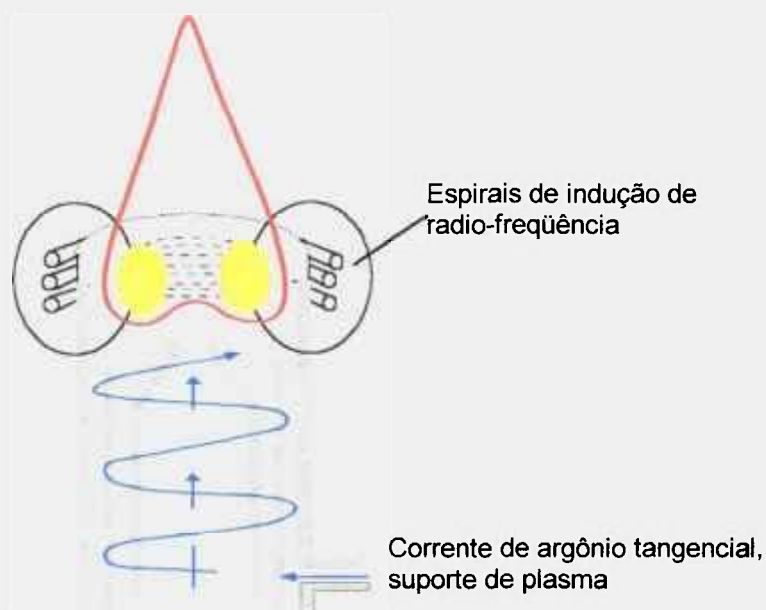


Figura 9 – Diagrama de uma fonte de plasma de argônio (CHARLES & FREDEEN, 1997).

O princípio físico da formação de um campo magnético a partir de corrente elétrica que circula por uma solenóide é o utilizado para a formação do plasma. A fonte de radiofreqüência fornece corrente elétrica que circula pelas espirais da bobina, induzindo um campo magnético oscilante com linhas de forças orientadas axialmente dentro do tubo, formando elipses fechadas.

O campo magnético induzido acelera os elétrons, os quais fluem em trajetórias anulares dentro da tocha produzindo ionização por colisão. Após a ionização, um plasma em forma de chama de vela forma-se perto do topo da tocha (OLIVEIRA, 1998).

5.1.1.1.2. INTRODUÇÃO DA AMOSTRA LÍQUIDA

A amostra é introduzida seguindo na forma de aerosol nos nebulizadores pneumáticos ou por nebulizadores ultra-sônicos. Existem vários modelos, diferenciados pela aplicação, por exemplo, os de Fluxo Cruzado tem uma boa resistência ao ácido fluorídrico (HF), não entopem facilmente e suportam soluções contendo 5% de sal. Para soluções com concentrações elevadas de sal, o nebulizador tipo *spray* (Babington) é o mais adequado. O nebulizador tipo "Meinhard" propicia uma boa sensibilidade para soluções com concentração salina abaixo de 1% , enquanto os ultra-sônicos requerem uma concentração salina muito menor do que os nebulizadores pneumáticos (Fluxo Cruzado, Meinhard e Babington), resultando em um aumento de sensibilidade da ordem de 10 a 50 vezes (ALLOWAY & AYRES, 1997).

5.1.1.1.3. NEBULIZADOR TIPO MEINHARD

Neste tipo de nebulizador (Figura 10), a solução é introduzida por um tubo capilar para uma região de baixa pressão criada pelo fluxo rápido do gás no fim do capilar. A baixa pressão e a alta velocidade do gás são adequadas para transformar a solução em aerosol (CHARLES & FREDEEN, 1997).

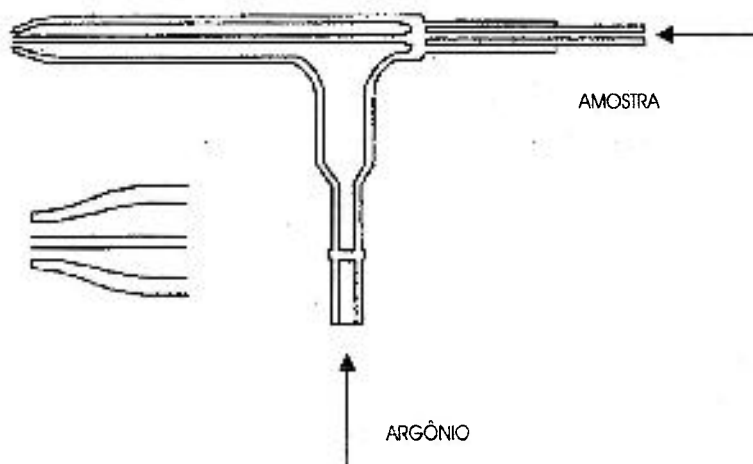


Figura 10 – Esquema do nebulizador Meinhard (CHARLES & FREDEEN, 1997).

5.1.1.1.4. PROCESSO DE EXCITAÇÃO DA AMOSTRA

Para que possamos avaliar de forma correta os componentes presentes, é necessário que tenhamos uma excitação adequada da amostra, a qual é realizada de acordo com as etapas descritas a seguir.

Através da nebulização, a amostra líquida, transforma-se em aerossol o qual, após dessolvatação passa a partícula seca que, por volatilização-dissociação, vai para a forma de vapores atômicos-vapores iônicos, os quais são finalmente excitados na forma de átomos-íons. Este mecanismo de excitação é colisional. A tendência dos elétrons excitados é de voltarem ao estado fundamental e ao fazerem-no, produzem emissão de energia, onde os comprimentos de onda são característicos de cada transição (Figura 11) e a intensidade da linha deste espectro é proporcional à concentração do elemento que esta sendo determinado (OLIVEIRA, 1998).

Processo de Emissão Atômica

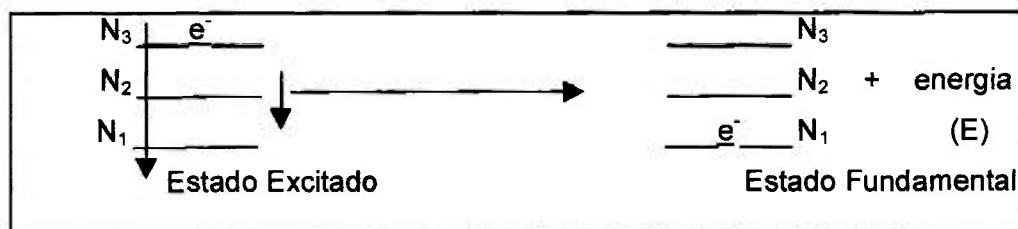


Figura 11 – Representação da emissão atômica (DANTAS, 1999).

5.1.2. AVALIAÇÃO MICROBIOLÓGICA

5.1.2.1. DETERMINAÇÃO DO NÚMERO MAIS PROVÁVEL (NMP) DE COLIFORMES TOTAIS E FECAIS PELA TÉCNICA DE TUBOS MÚLTIPLOS

Para avaliar condições sanitárias da água, utilizam-se bactérias do grupo coliforme. Estas atuam como indicadores de poluição fecal, pois fazem parte da flora intestinal humana e de animais de sangue quente (PORTO, 1991). Neste

estudo, o Número Mais Provável de coliformes é feita a partir da Técnica dos Tubos Múltiplos, seguindo metodologia CETESB L5.202 (CETESB, 1993).

5.1.2.2 AVALIAÇÃO DA ESTRUTURA DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA

As coletas para análises da Comunidade Zooplanctônica foram realizadas simultaneamente às coletas para as análises físicas e químicas e para os testes de toxicidade. Em laboratório, os organismos foram observados "in vivo", sob microscópio estereoscópio marca Wild Heerbrugg, modelo M5 e, óptico binocular, LEICA, modelo DMLS com aumento de 1000 vezes. Dada a grande quantidade de sólidos presente na amostra, não foi possível a realização das coletas com rede de plâncton, sendo as mesmas realizadas com o auxílio de um balde preso a uma corda.

ANÁLISE QUALITATIVA

Amostras das cinco estações de coleta foram mantidas vivas no laboratório em câmara incubadora, com temperatura 20 (± 2 °C), sem fotoperíodo, a fim de se identificar o zooplâncton. Para estas amostras foi fornecido como alimento, uma solução elaborada a partir de folhas de alface secas e maceradas. Este chá, é muito utilizado em culturas de ciliados, pois é um meio onde desenvolvem-se uma grande quantidade de bactérias (SLEIGH, 1989). Para a observação de fitoflagelados, amostras das estações de coleta foram mantidas em incubadora com fotoperíodo de 16 horas luz e temperatura de 25°C. A estas amostras foi adicionado Meio de Oligo (solução nutriente para crescimento de algas unicelulares – CETESB, 1992). Os espécimens vivos foram examinados em microscópio óptico binocular, LEICA, modelo DMLS com aumento de 1000 vezes.

5.2. AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE DA ÁGUA

5.2.1. AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE AGUDA

5.2.1.1. *DAPHNIA SIMILIS*

A metodologia adotada na avaliação da toxicidade aguda baseou-se em normas da ASTM (1988), CETESB (1992), ABNT (1993) e EPA (1994).

Este método consiste em expor jovens desta espécie, com idades entre seis (06) e 24 horas, à amostras ambientais de água. Deste modo, determinaram - se quais os locais que causaram imobilidade em um período de 48 horas de exposição.

Os testes foram realizados em tubos de ensaio aferidos para 10 mL. Para cada amostra preparou-se quatro réplicas com cinco organismos cada, mais um controle com água de cultivo, ou seja, água de uma fonte natural e, dureza ajustada entre 40 a 48 mg L⁻¹ de CaCO₃.

Durante o período dos testes os organismos não foram alimentados, sendo mantidos em incubadoras a 20°C ± 1°C, no escuro, evitando interferências no teste causadas pela luminosidade.

Ao término do teste, os organismos foram examinados quanto à sua mobilidade, com auxílio de um microscópio estereoscópico marca "Wild Heerbrugg", modelo M5. Os organismos que após 15 segundos não se movimentaram foram considerados imóveis (CETESB, 1992).

Durante os testes foram observados os seguintes requisitos para considerá-los válidos: a mortalidade no controle não exceder a 10% e a temperatura da água na faixa de 20°C ± 1°C. Além dos testes de toxicidade,

foram realizados testes de viabilidade para a avaliação da qualidade da água de cultivo.

Na análise estatística dos dados obtidos, foi utilizado o programa computacional "TOXSTAT" (GULLEY *et al.*, 1991). A fim de verificar se houve diferença significativa entre os pontos de coleta, foi utilizado o teste de comparações múltiplas de Tukey e de Kruskal-Wallis.

5.2.2. AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE CRÔNICA

5.2.2.1. SELENASTRUM CAPRICORNUTUM

Este é um teste crônico (EPA, 1989), o qual tem por objetivo avaliar a toxicidade de substâncias químicas, solúveis em água, presentes na amostra sobre o crescimento de uma cultura específica de alga.

Para a execução do teste, foi exposta uma cultura de algas, em fase exponencial de crescimento, à amostra por 96 horas, em condições controladas de temperatura ($23\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2$), intensidade luminosa (3500 a 5000 lux) e agitação (100 a 150 rpm). A espécie utilizada é muito recomendada para testes de toxicidade (FEEMA, 1983; PARRISH, 1985; CETESB, 1992), porque, segundo LEWIS (1993) é de fácil cultivo, visualização e avaliação, critérios importantes na escolha de uma espécie para ser utilizada na avaliação da toxicidade.

Os testes foram realizados colocando-se uma alíquota de 100 mL de amostra em quatro (04) frascos erlenmeyer de 250 mL. Com o auxílio de uma pipeta esterilizada, adicionou-se 1 mL de inóculo, previamente preparado com concentração aproximada de 1×10^7 céls mL⁻¹, para se obter um inóculo com concentração final de 1×10^5 céls mL⁻¹. Após a inoculação, os frascos foram fechados e colocados em uma câmara, a temperatura de $23\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2$, intensidade luminosa (3500 a 5000 lux) e agitação (100 a 150 rpm), por um período de 96 horas.

Os frascos foram distribuídos aleatoriamente na mesa agitadora e sua posição alterada diariamente, diminuindo assim possíveis diferenças de luminosidade e temperatura no crescimento das algas.

Ao final do período de 96 horas os erlenmeyers foram retirados e, uma alíquota da amostra foi transferida para um frasco esterilizado, para conservação, com um (1) mL de lugol. Estes frascos foram mantidos sob refrigeração constante (4 °C) até o momento da contagem. Utilizou-se um microscópio óptico LEICA, modelo DMLS, com aumento máximo de 1.000 vezes, e uma câmara de Neubauer, para contagem celular das amostras.

5.2.2.2 AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE CRÔNICA COM O MICROCRUSTÁCEO *CERIODAPHNIA DUBIA*

A metodologia adotada para a realização de testes crônicos baseou-se em normas de EPA (1994) e CETESB (1992).

Para a execução deste teste, utilizou-se fêmeas jovens, com idade entre seis (06) e 24 horas, as quais são expostas a amostras ambientais de água, de modo a avaliar os efeitos sub-letais, por um período de sete dias. Neste teste foram avaliados os efeitos sobre a reprodução. Chama-se a atenção que caso haja morte de todos os organismos expostos em 48 horas, considera-se como efeito agudo.

Os organismos utilizados foram retirados das culturas mantidas em laboratório. De acordo com a Norma L5. 018 (CETESB, 1991), foram preparados por amostra 10 réplicas de 25 mL contendo um (1) jovem cada. Como controle foi utilizado o mesmo número de réplicas e indivíduos, porém com a água de cultivo, ou seja, água de uma fonte natural escolhida e dureza ajustada entre 40 a 48 mg.L⁻¹ de CaCO₃.

Os testes foram realizados em incubadoras a 25°C ± 1°C, intensidade luminosa de 2000 lux e fotoperíodo de 16 horas-luz. A reprodução das fêmeas

foi acompanhada através da contagem diária dos filhotes, sendo descartados posteriormente. Os organismos foram trocados todos os dias para soluções novas, quando se realiza medidas do pH, condutividade e oxigênio dissolvido, tanto da solução nova quanto da solução a ser descartada.

Os seguintes requisitos foram observados durante o teste, para que se possa considerá-lo válido: a mortalidade no controle não deve exceder a 20%, e a fecundidade média no controle deve ser no mínimo de 15 filhotes por fêmea e 60% do controle deve ter tido no mínimo três (3) ninhadas.

Na análise estatística dos dados foi utilizado o programa computacional "TOXSTAT" (GULLEY *et al.*, 1991), a partir do número de jovens nascidos por réplica em cada amostra. A fim de verificar se ocorreram diferenças significativas entre as diferentes amostras foi utilizado o teste de Tukey.

5.3. CULTIVO E MANUTENÇÃO DE *DAPHNIA SIMILIS* E *CERIODAPHNIA DUBIA* EM LABORATÓRIO

Os cultivos de *D. similis* foram iniciados a partir de lotes fornecidos pelo Laboratório de Aplicações Nucleares para a Engenharia (TE-IPEN), e posteriormente pelo Laboratório de Análises TECAM - Tecnologia Ambiental Ltda., em 02/08/99. Espécimens de *C. dubia* foram obtidos da CETESB para início das culturas.

a) Temperatura, fotoperíodo e intensidade luminosa

As culturas-estoque e os cultivos individuais foram mantidos em incubadoras FANEM, modelo 347 CDG a $20^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$ para *D. similis* e $25^{\circ} \pm 1^{\circ}\text{C}$ para *C. dubia*, (Figura 12). O fotoperíodo adotado foi de 16 horas-luz e intensidade luminosa de 2000 lux.

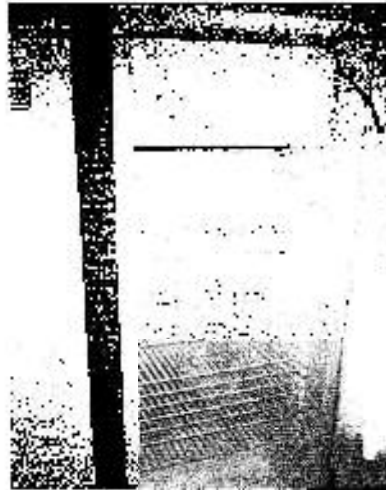


Figura 12 – Incubadora para cultivo e testes de *C. dubia*.

b) Água de Cultivo

Como meio para os cultivos foram testadas águas de três fontes diferentes: Condomínio Vista Alegre (Vinhedo), Condomínio Aldeia da Serra (Barueri) (Figura 13) e Sistema Cantareira – Reservatório Paiva Castro, (Figura 14). As coletas foram realizadas quando necessário, sendo acondicionadas em galões de 20 litros. No laboratório, foram mantidas no escuro. Antes de ser utilizada, a água foi filtrada em papel de filtro qualitativo para a eliminação de folhas, gravetos e organismos zooplancônicos, especialmente larvas de insetos, predadoras do plâncton.

Monitorou-se a qualidade da água, em cada lote, medindo-se os valores de pH, dureza e condutividade. De acordo com a Norma L5. 018 CETESB (1991), as variações mensais destes parâmetros devem ser consideradas, sendo que as alterações de pH não podem ultrapassar 0,7 unidades de sua média e os demais parâmetros não podem exceder mais do que 10% de suas médias. Levando-se em consideração tais recomendações, optou-se pela utilização das águas da represa Paiva Castro.

Estas variáveis foram avaliadas no controle da água da seguinte forma:

1. Temperatura da água – Termômetro do oxímetro marca Orion, modelo 810.
2. Concentração de oxigênio dissolvido e porcentagem de saturação - Oxímetro marca Orion, modelo 810.
3. pH – Potenciômetro marca Digimed, modelo Dm2.
4. Condutividade – Condutímetro marca Orion, modelo 150.



Figura 13 – Reservatório Aldeia da Serra, Barueri, São Paulo, SP.



Figura 14 - Represa Paiva Castro, Mairiporã, São Paulo, SP.

c) *Teste de viabilidade da água de cultivo*

Para determinar a qualidade da água de cultivo, para cada lote de água foi realizado um teste de viabilidade, de acordo com o procedimento descrito pela Norma CETESB (1991). Dez organismos da espécie *Daphnia similis* foram dispostos em 100 mL de água de cultivo, em cinco béqueres de 200 mL, por um período de 48 horas, nas condições de manutenção dos cultivos-estoques e individuais.

Após o período de 48 horas, observou-se o número de organismos móveis e imóveis. A aceitabilidade do lote de água ocorre quando a porcentagem de imobilidade não exceder a 10% dos organismos expostos.

d) *Cultivo de S. capricornutum para alimento das culturas e realização dos testes de toxicidade*

Como alimento para *D. similis* e *C. dubia*, utilizou-se a alga clorofícea *Selenastrum capricornutum*, cultivada em meio nutriente L.C. Oligo (CETESB, 1991a), sob aeração e iluminação constantes, intensidade luminosa de 1000 lux, temperatura de $24^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$, durante sete dias, quando a alga encontra-se em fase exponencial de crescimento (Figura 15). O inóculo inicial foi obtido junto ao Laboratório TECAM. A concentração de alimento utilizado nos cultivos foi de 1×10^5 céls mL^{-1} .



Figura 15 - Cultivo de *Selenastrum capricornutum*, realizado no Laboratório de Ecotoxicologia, IPEN.

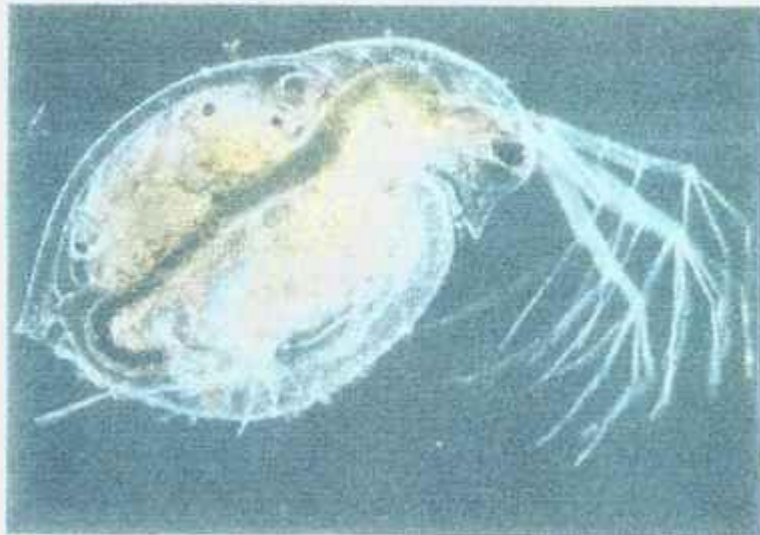
e) Culturas-estoque de *D. similis* e *C. dubia*

Para coibir a intoxicação dos organismos pelo acúmulo de metabólitos e evitar interferências causadas por superpopulação (como, por exemplo, produção de efípios), realizaram-se três vezes por semana a manutenção das culturas. Para tanto tinham a água trocada e cada indivíduo observado (Figura 16), impossibilitando a permanência de machos ou efípios (forma de resistência) gerados nos cultivos. Este procedimento foi feito utilizando microscópio estereoscópico marca Wild Heerbrugg, modelo M5. Para *C. dubia* utilizou-se também um alimento composto (ração para peixe - Tetramim® e levedura), de acordo com CETESB (1992).

f) Cultivo individual de *Ceriodaphnia dubia*

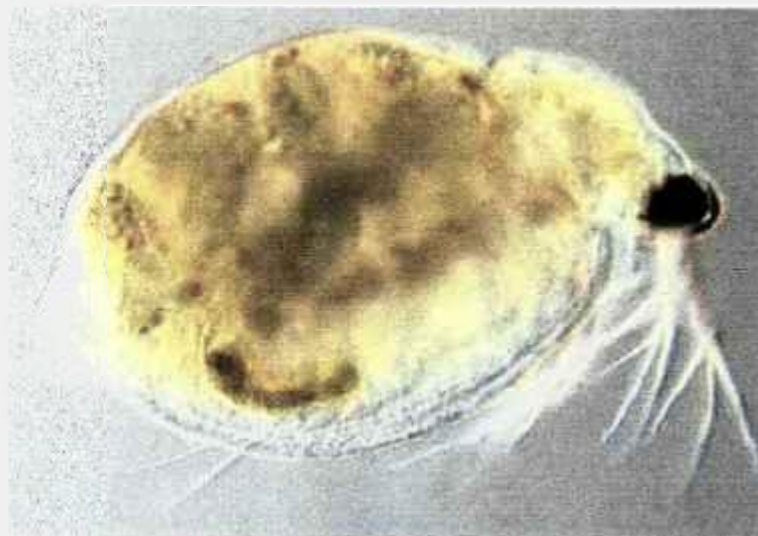
Foram realizados cultivos individuais de *Ceriodaphnia dubia* em béqueres de 30 mL, preenchidos com 25 mL de água de cultivo (Figura 17).

As trocas de água foram realizadas três vezes por semana (segunda, quarta e sexta-feira), quando observações sobre o número e o sexo dos filhotes eram feitas, com o auxílio de um microscópio estereoscópico marca Wild Heerbrugg, modelo M5, assim como a verificação das condições das mães.



Fonte: MONTEIRO (2001)

Figura 16 – Fêmea embrionada de *Daphnia similis*.



(Fonte: SETAC, 2001)

Figura 17 – *Ceriodaphnia dubia* adulta.

5.4 APLICAÇÃO DOS ÍNDICES DE QUALIDADE

5.4.1. ÍNDICE DE PARÂMETROS MÍNIMOS PARA PROTEÇÃO DAS COMUNIDADES AQUÁTICAS (IPMCA)

O IPMCA é composto por dois grupos de parâmetros: grupo de substâncias tóxicas (cobre, zinco, chumbo, cromo, mercúrio, níquel, cádmio, surfactantes e fenóis) e grupo de parâmetros essenciais (análises de oxigênio dissolvido, pH e de toxicidade), (Tabela V).

Tabela V - Parâmetros para a determinação do IPMCA e suas ponderações de acordo com os critérios estabelecidos nos diferentes níveis (CETESB, 1999).

Parâmetros	Níveis	Ponderação
OD (mg L ⁻¹)	≥ 5	1
	3 a < 5	2
	< 3	3
Parâmetros Essenciais (PE)	6 a 9	1
	5 a < 6 e > 9 a 9,5	2
	< 5 e > 9,5	3
Toxicidade	Não Tóxico	1
	Efeito crônico	2
	Efeito agudo	3
Cádmio (mg L ⁻¹)	≤ 0,001	1
	> 0,001 a 0,005	2
	> 0,005	3
Cromo (mg L ⁻¹)	≤ 0,05	1
	> 0,05 a 1	2
	> 1	3
Cobre (mg L ⁻¹)	≤ 0,02	1
	> 0,02 a 0,05	2
	> 0,05	3
Substâncias Tóxicas (ST)	≤ 0,03	1
	> 0,03 a 0,08	2
	> 0,08	3
Mercúrio (mg L ⁻¹)	≤ 0,0002	1
	> 0,0002 a 0,001	2
	> 0,001	3
Níquel (mg L ⁻¹)	≤ 0,025	1
	> 0,025 a 0,16	2
	> 0,16	3
Fenol (mg L ⁻¹)	≤ 0,001	1
	> 0,001 a 0,05	2
	> 0,05	3
Surfactantes (mg L ⁻¹)	≤ 0,5	1
	> 0,5 a 1	2
	> 1	3
Zinco (mg L ⁻¹)	≤ 0,18	1
	> 0,18 a 1	2
	> 1	3

Para cada parâmetro analisado foram estabelecidos três diferentes níveis, para os quais foram feitas as ponderações numéricas de 1, 2 e 3. Esses diferentes níveis constam na Tabela V, sendo que os de ponderação 1 correspondem aos padrões de qualidade de água estabelecidos pela legislação CONAMA n.º 20 (D.O.U., 1986). Os níveis relativos às ponderações 2 e 3 foram obtidos das legislações americana (EPA, 1991) e francesa (CODE PERMANENT: ENVIRONNEMENT ET NUISANCES, 1986), as quais estabelecem limites máximos permissíveis de substâncias químicas na água, para evitar efeitos crônicos e agudos à biota aquática.

Em termos ambientais, essas ponderações têm o seguinte significado:

Ponderação 1: Águas com características necessárias para manter a sobrevivência e a reprodução dos organismos aquáticos;

Ponderação 2: Águas com características necessárias para a sobrevivência dos organismos aquáticos, porém a reprodução pode ser afetada a longo prazo;

Ponderação 3: Águas com características que podem comprometer a sobrevivência dos organismos.

No IPMCA, o peso maior é dado aos parâmetros essenciais, pois o pH e OD são considerados fatores determinantes à manutenção da vida aquática e podem ser facilmente alterados com a introdução de poluentes na água. O parâmetro toxicidade, resultado do teste crônico com *Ceriodaphnia*, também é um parâmetro essencial, pois detecta a presença de substâncias químicas disponíveis na amostra e que podem ou não estar contempladas no grupo de substâncias analisadas quimicamente.

Dadas as ponderações para os parâmetros analisados em uma amostra de água o IPMCA é calculado da seguinte forma:

IPMCA = PE x ST, onde:

PE = valor da maior ponderação do grupo de parâmetros essenciais;

ST = valor médio das três maiores ponderações do grupo de substâncias tóxicas. Este valor é um número inteiro, com o seguinte critério de arredondamento: valores menores que 0,5 foram arredondados para baixo e valores maiores ou iguais a 0,5 foram arredondados para cima.

Utilizando essa metodologia, o valor do IPMCA pode variar de 1 a 9. Para efeito de classificação das águas, o IPMCA foi subdividido em quatro níveis, como apresentado na Tabela VI. As cores utilizadas nesta tabela, seguem um padrão sugerido pela literatura (ZAGATTI, 1999).

Tabela VI – Classificação das águas segundo o IPMCA (CETESB, 1999).

Classificação	Ponderação
Boa	1
Regular	2
Ruim	3 e 4
Péssima	> 6

5.4.2. ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO (IET)

O Índice de Estado Trófico utilizado foi o de Carlson modificado por TOLEDO Jr. (1995) que, baseando-se em dados de diferentes reservatórios do Estado de São Paulo, fez alguns ajustes na fórmula original. Estes ajustes tiveram o intuito de caracterizar o estado trófico, ou seja, avaliar a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes, utilizando os parâmetros transparência, fosfato, ortofosfato e clorofila-a. Neste estudo, o cálculo do IET foi composto apenas pelo índice do estado trófico de fósforo (IET_P). O IET para fósforo é definido como:

$$IET(P) = 10 \left(6 - \frac{\ln(80,32/P^*)}{\ln 2} \right), \text{ onde :}$$

P = fósforo (* unidade $\mu\text{g L}^{-1}$)

De acordo com os diferentes valores de IET as águas podem ser classificadas como: oligotrófica, mesotrófica, eutrófica e hipereutrófica, para as quais foram dados valores de classes de IET de 1 a 4, respectivamente (Tabela VII). As cores utilizadas nesta tabela, seguem um padrão sugerido pela literatura (ZAGATTI, 1999).

Tabela VII - Classificação do estado trófico segundo o índice de CARLSON (1977), modificado TOLEDO JR (1995).

Estado Trófico	IET *	Ponderação
Oligotrófico	IET < 44	1
Mesotrófico	44 < IET < 54	2
Eutrófico	54 < IET < 74	3
Hipereutrófico	IET > 74	4

(* unidade $\mu\text{g L}^{-1}$)

5.4.3. AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA ATRAVÉS DO ÍNDICE PARA PRESERVAÇÃO DA VIDA AQUÁTICA (IVA).

Com o objetivo de estabelecer um índice que retrate a qualidade da água para preservação das comunidades aquáticas, de acordo com os usos estabelecidos por lei, foi proposto por ZAGATTO *et al.* (1999), o Índice de Parâmetros Mínimos para Preservação das Comunidades Aquáticas (IPMCA). Este índice leva em consideração as análises de metais (cobre, zinco, chumbo, cromo, mercúrio, níquel e cádmio), fenol, surfactantes, oxigênio dissolvido (OD), pH e toxicidade crônica. No entanto este índice não incorpora informações do processo de eutrofização dos corpos d'água. Desta forma, foi proposto o IVA (Índice de Qualidade da Água para a Proteção da Vida Aquática), o qual engloba o IPMCA (ZAGATTO *et al.*, 1999) e o Índice de Estado Trófico (IET). Este último obtido através de análises de fósforo total e clorofila, (CARLSON, 1977).

5.4.3.1. CÁLCULO DO IVA (ÍNDICE PARA PROTEÇÃO DA VIDA AQUÁTICA)

- IVA é calculado segundo a equação:

$$\text{IVA} = (\text{IPMCA} \times 1,2) + \text{IET}$$

Nota: Na ausência do valor de IET, para efeito de cálculo, o mesmo deve ser considerado igual a um (1).

Portanto, a classificação das águas pode ser representada em função dos valores obtidos para o IVA, sendo dividida em cinco classes, descritas a seguir (Tabela VIII). As cores utilizadas nesta tabela, seguem um padrão sugerido pela literatura (ZAGATTO, 1999).

Tabela VIII – Qualidade da água de acordo com o IVA - Índice Para Proteção da Vida Aquática (ZAGATTO *et al.*, 1999)

Qualidade	Ponderação
Ótima	2,2
Boa	
Regular	$3,4 < IVA < 4,4$
Ruim	$4,6 < IVA < 6,8$
Péssima	$IVA > 7,6$

5.5. ANÁLISE ESTATÍSTICA

De forma geral, o grande número de dados experimentais causam dificuldades em sua interpretação e compreensão. Com o objetivo de minimizar este problema, utilizam-se testes estatísticos para sua avaliação (LEMES, 2001).

Uma análise da variância ANOVA, seguida do teste e comparações múltiplas de Tukey foi realizada para os dados das variáveis ambientais e dos testes de toxicidade obtidos nos experimentos realizados no estudo da qualidade da água do córrego Franquinho.

Os dados dos testes de toxicidade foram avaliados estatisticamente utilizando o programa computacional "TOXSTAT 3.3" (GULLEY *et al.*, 1991). Este programa é normalmente utilizado na avaliação de dados obtidos em trabalhos de Ecotoxicologia.

6. RESULTADOS

6.1. CARACTERÍSTICAS CLIMATOLÓGICAS

6.1.1. PRECIPITAÇÃO TOTAL

Os dados foram fornecidos por uma estação de captação meteorológica do Departamento de Águas e Energia Elétrica (D.A.E.E) situada na região da Penha, próximo ao córrego Franquinho. A precipitação pluviométrica, no mês de Janeiro de 2001, registrou o maior valor 204 mm e o mês com menor valor foi de agosto de 1999 com 0 mm (Figura 18, Apêndice 1 - Tabela I).

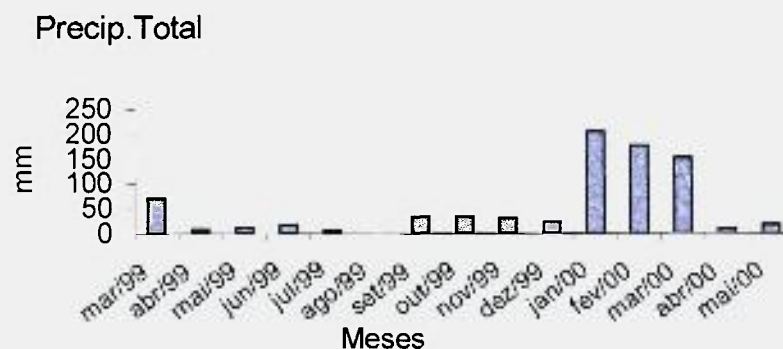


Figura 18 – Pluviosidade Total na Região da Penha, São Paulo, SP., local onde situa-se o Córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, SP., no período de Março de 1999 a Maio de 2000.

6.1.2. Temperatura do Ar

As temperaturas mais elevadas ocorreram no verão de Dezembro/99 a Fevereiro/00, a Figura 19 apresenta os valores da temperatura média para os meses em que realizaram-se as coletas (Apêndice 1 – Tabela II). O mês de Janeiro/00 apresentou a temperatura mais elevada, 34,2 °C e o mês de Julho/99 a mais baixa 16,4° C.

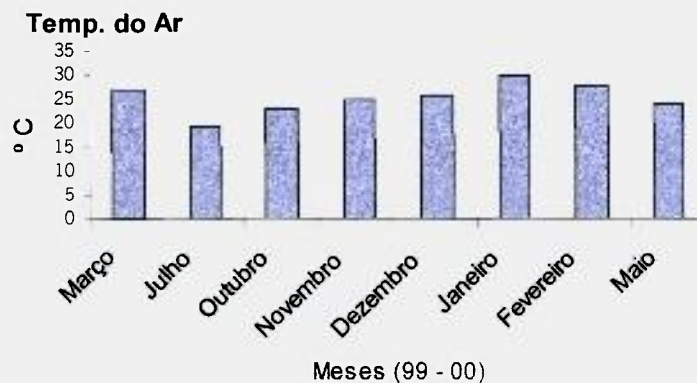


Figura 19 – Temperatura do Ar na Região da Penha - S.P., local onde situa-se o Córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, SP., no período de Março de 1999 a Maio de 2000.

6.2. ANÁLISE DAS VARIÁVEIS FÍSICAS, QUÍMICAS E DA ÁGUA

6.2.1. TEMPERATURA DA ÁGUA

A Figura 20 mostra o comportamento da temperatura na coluna d'água do córrego Franquinho, durante as coletas realizadas. (Apêndice 1 – Tabela III)

Em Julho/99, observou-se a menor temperatura de 17,3 °C para a estação 1, e a maior temperatura foi de 26°C para a estação 3 em Março/99. A média de temperatura para todas as estações foi de 23,4 °C.

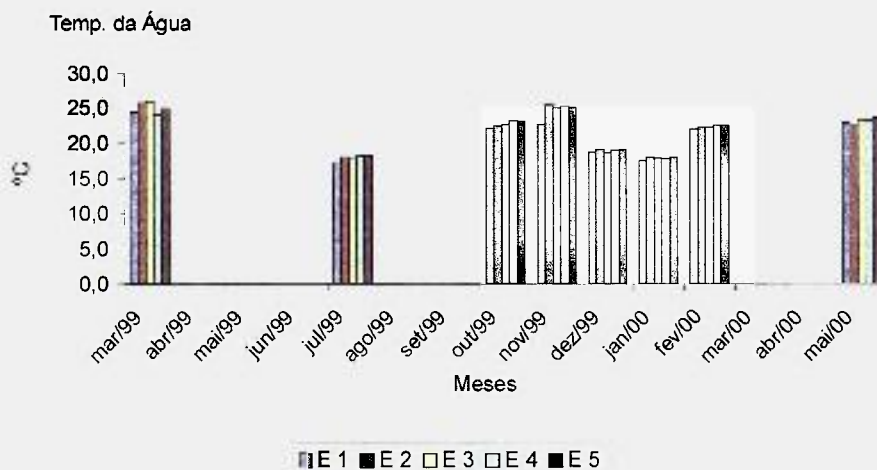


Figura 20 – Temperatura da água nas coletas realizadas no córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, SP., no período de Março de 1999 a Maio de 2000. (E = estação de coleta)

6.2.2. OXIGÊNIO DISSOLVIDO (OD)

Para o Oxigênio Dissolvido (OD), o valor máximo foi de 3,25 mg L⁻¹ na estação 1 em Dezembro/99 e o valor mínimo de 0,42 mg L⁻¹ na estação 3 em Maio/00. (Figura 21, Apêndice 2 – Tabela I).

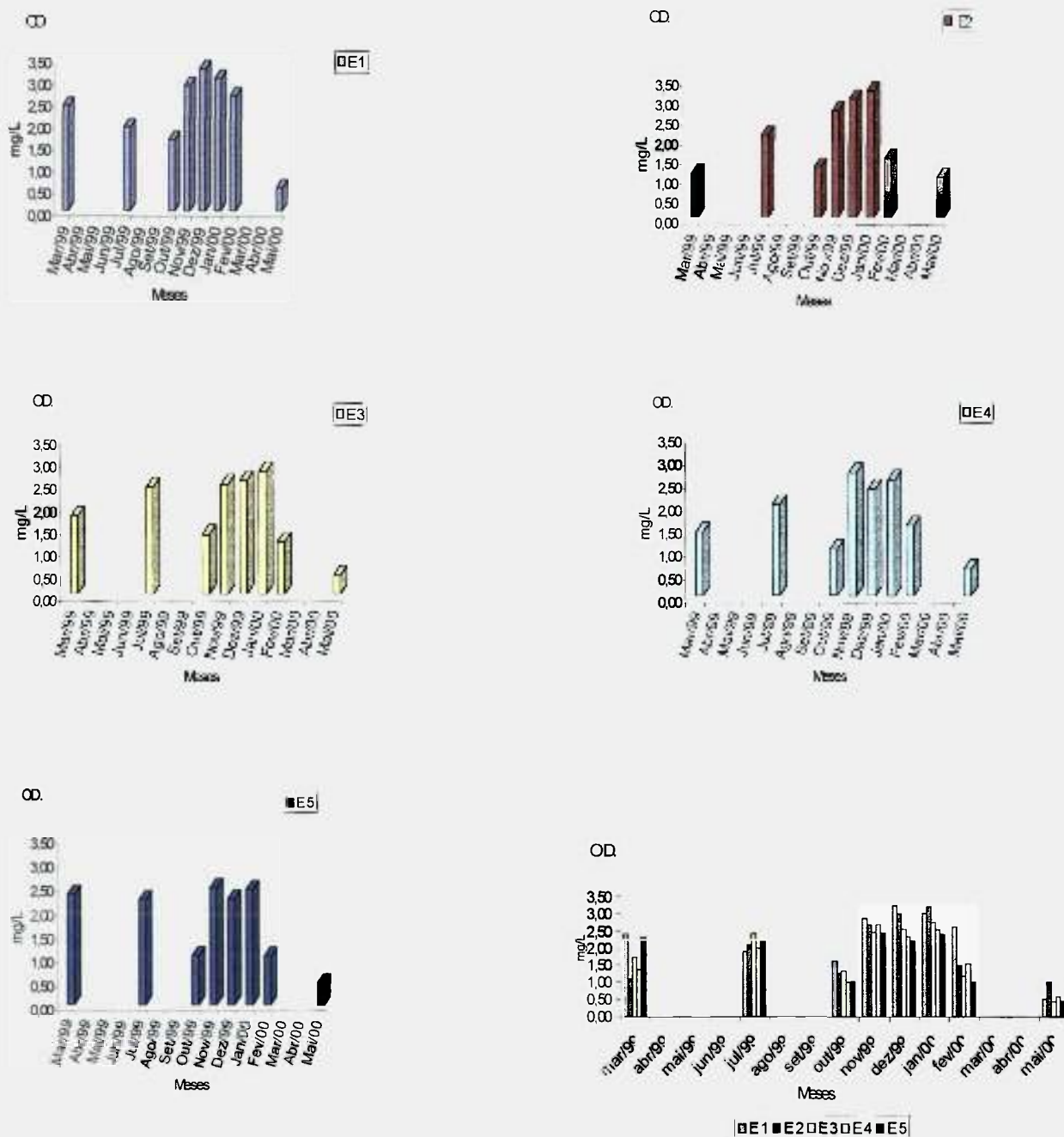


Figura 21 – Variação das concentrações de Oxigênio Dissolvido (Valor Máximo Permissível, VMP – 5mg L⁻¹ O₂) nas coletas realizadas no córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, SP., no período de Março de 1999 a Maio de 2000. (E = estação de coleta)

6.2.3. POTENCIAL HIDROGENIÔNICO (PH)

Em Março de 1999, obteve-se o valor máximo de 7,89 na estação 4 e, em Janeiro de 2000 o valor mínimo de 6,97 nesta mesma estação como mostra a Figura 22 (Apêndice 2 - Tabelal).

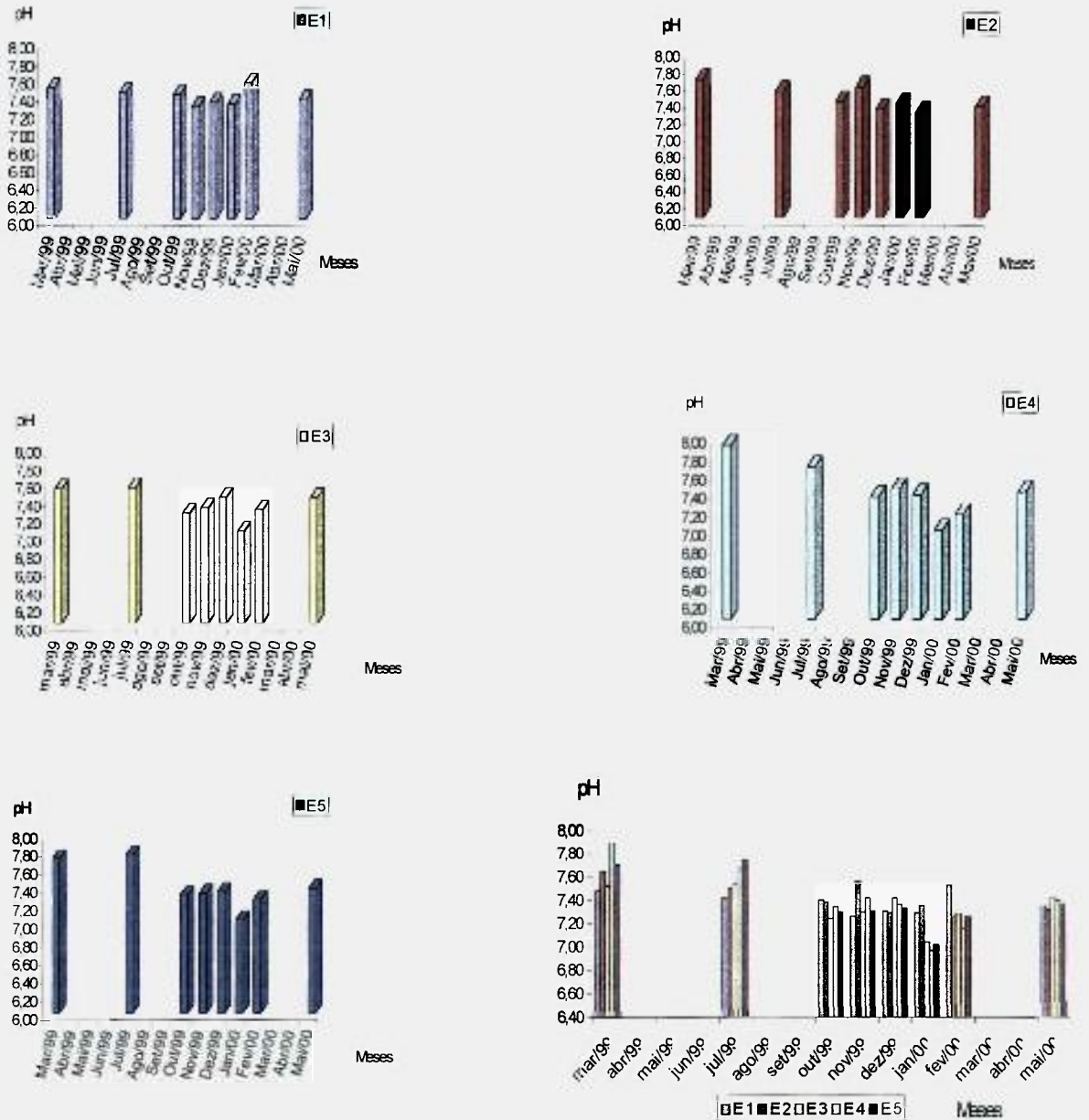


Figura 22 - Variação do Potencial Hidrogeniônico, nas coletas realizados no córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, SP., no período de Março de 1999 a Maio de 2000. (E = estação de coleta)

6.2.4. CONDUTIVIDADE ELÉTRICA

O Córrego Franquinho apresentou valores elevados de condutividade elétrica em todas as Estações. O valor mínimo foi de 131 $\mu\text{S cm}^{-1}$ para o mês de Fevereiro/00 na estação 1 e, o valor máximo de 470 $\mu\text{S cm}^{-1}$ para Outubro/99 na estação 3. (Figura 23, Apêndice 2 – Tabela III).

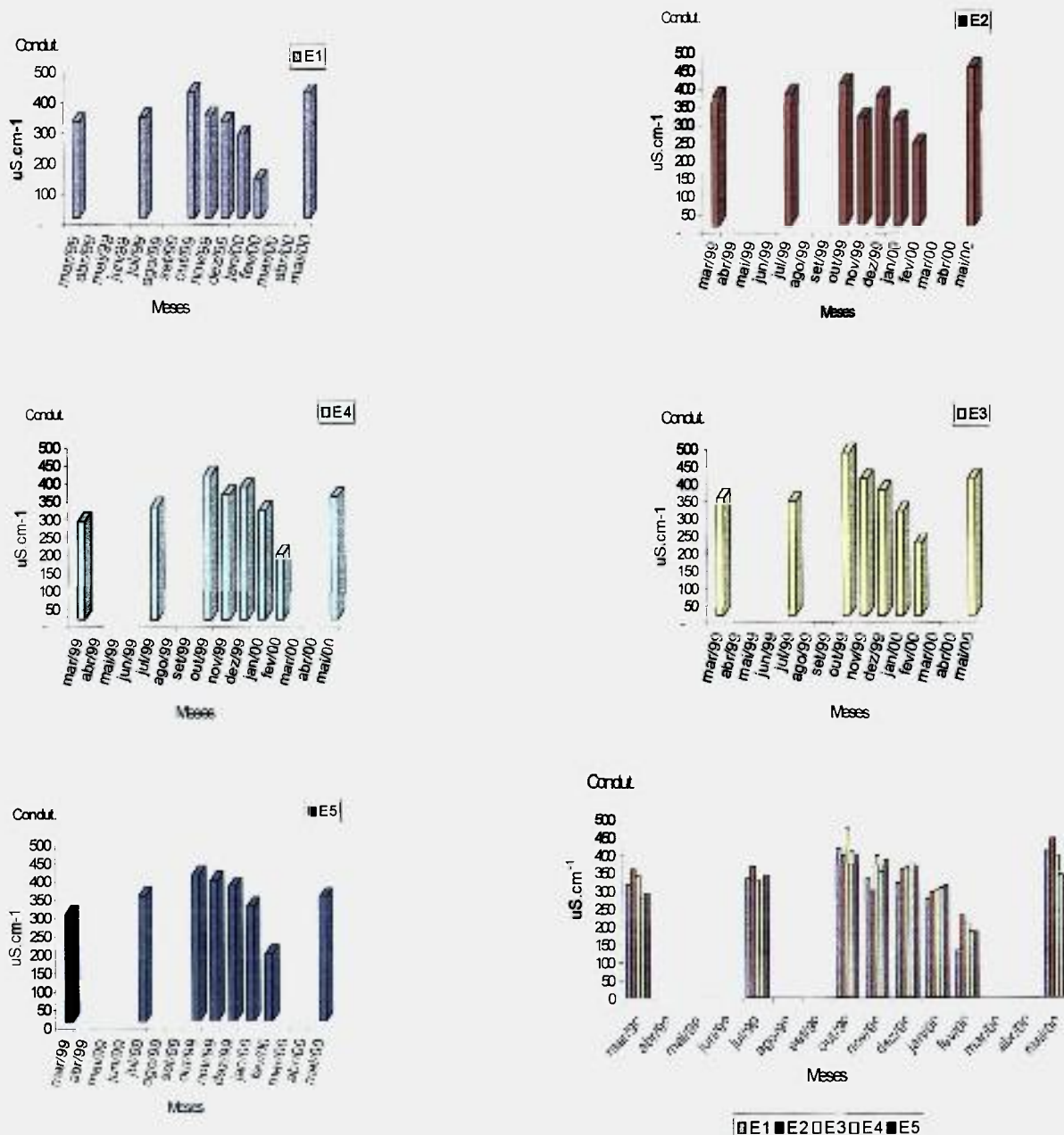


Figura 23 – Variação da Condutividade Elétrica, nas coletas realizados no córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, SP., no período de Março de 1999 a Maio de 2000. (E = estação de coleta)

6.2.5. SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS, TOTAIS DISSOLVIDOS (TDS) E EM SUSPENSÃO

O volume de sólidos sedimentáveis variou de 0,5 mL a 3,0 mL durante as coletas (Figura 24). Verifica-se que o maior valor foi encontrado na estação 4, antes da confluência com o córrego Ponte Rasa e o menor na estação 1 ambos para o mês de Março de 1999 (Apêndice 2 – Tabela IV).

Em relação aos sólidos totais dissolvidos (TDS), verifica-se novamente que a estação 4 apresenta os maiores valores, evidenciando uma certa diferença entre este e as outras Estações (Figura 25). A concentração destes sólidos variou de 62 mg L⁻¹ para a estação 1 em Fevereiro/00 a 225 mg L⁻¹ para a estação 3 em Outubro/99. O Apêndice 2 – Tabela V apresenta os demais resultados.

Os sólidos em suspensão apresentaram uma variação menor entre as Estações. A concentração deste parâmetro variou de 25 mg L⁻¹ para a estação 4 em Janeiro/00 a 123 mg L⁻¹ para a estação 2 em Outubro/99 (Figura 26, Apêndice 2 – Tabela VI).

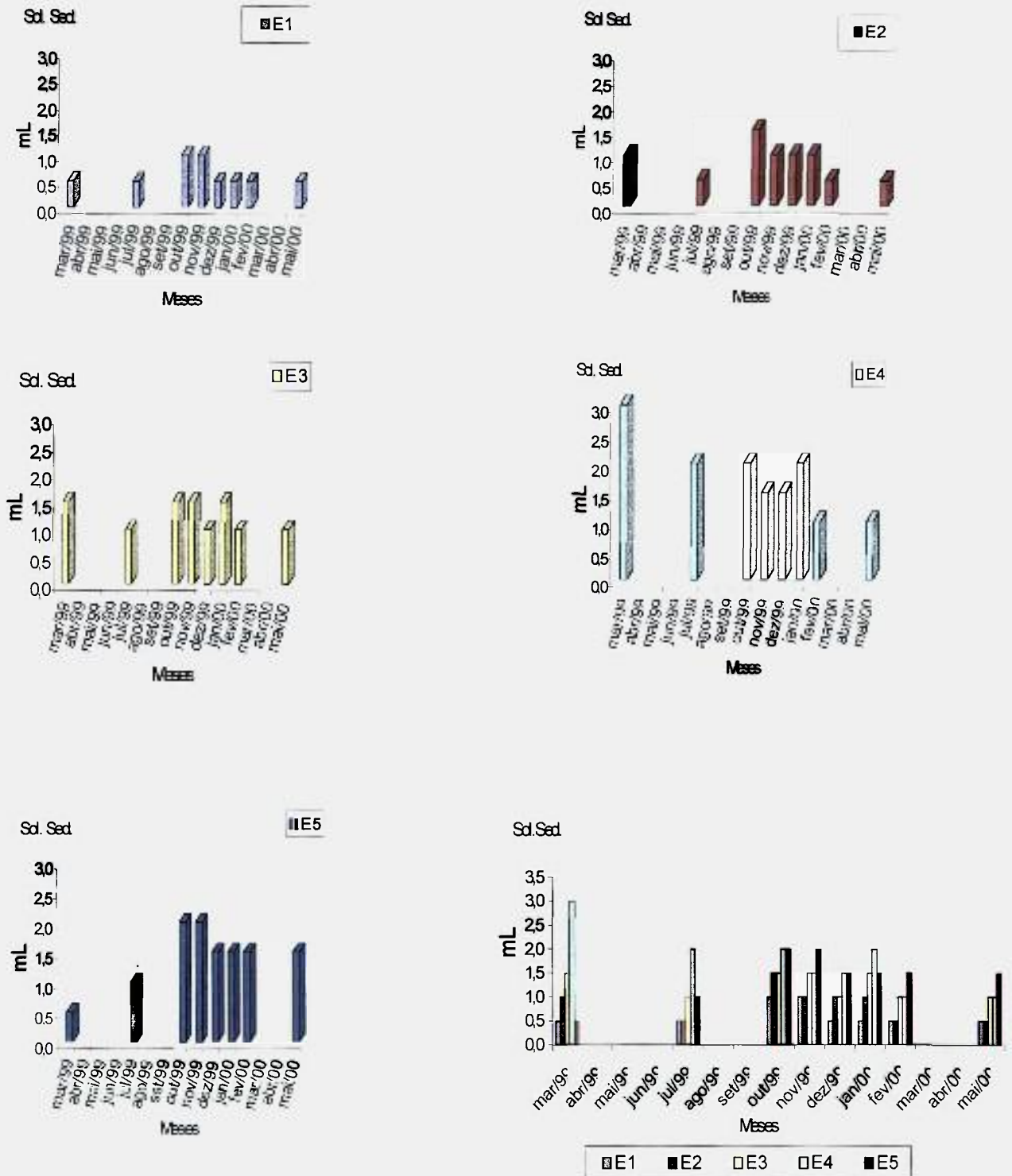


Figura 24 – Resultados das análises de Sólidos Sedimentáveis, das coletas realizadas no Córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, SP., no período de Março de 1999 a Maio de 2000. (E = estação de coleta)

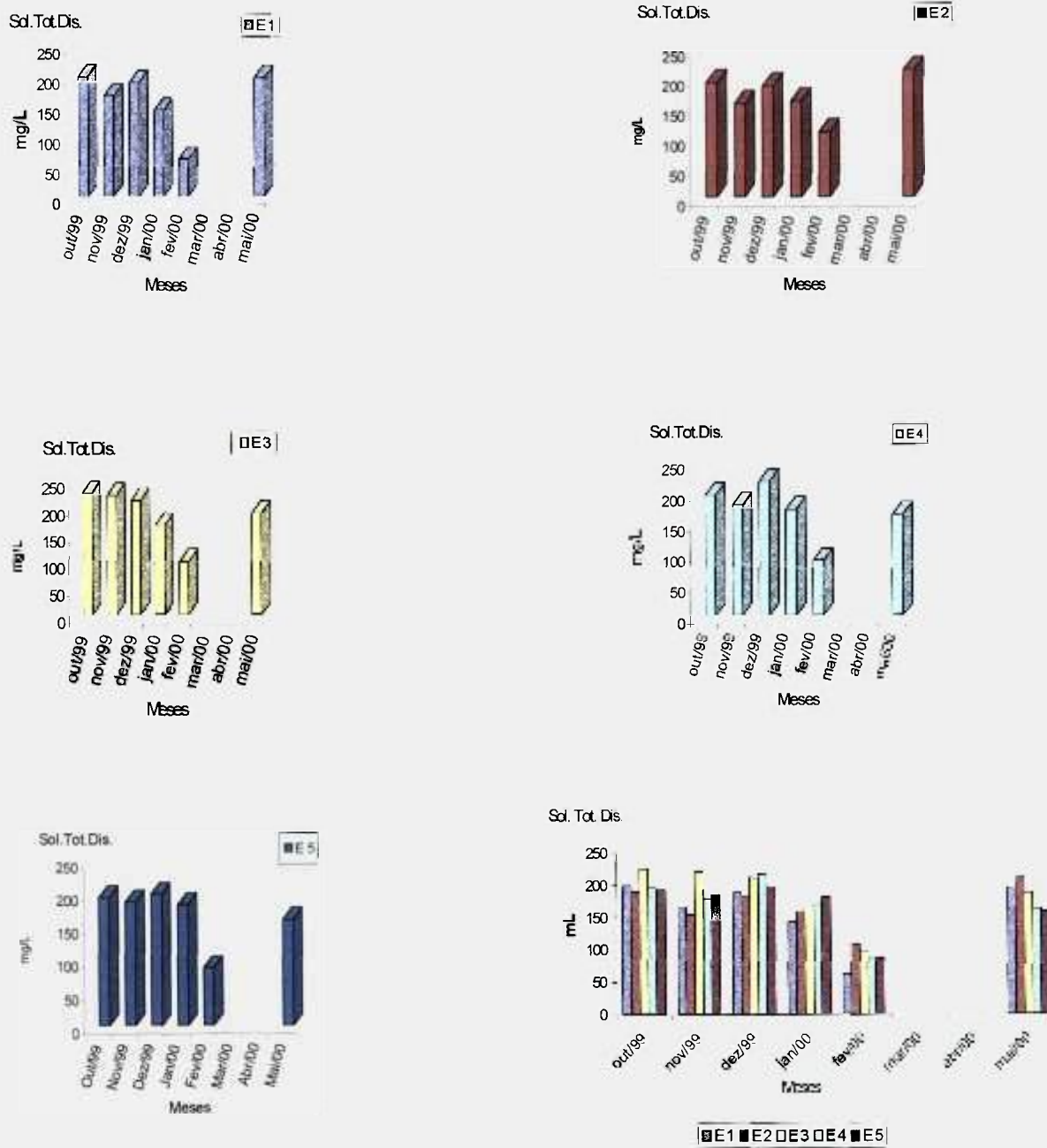


Figura 25 – Sólidos totais dissolvidos, das coletas realizadas no Córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, S.P., no período de Outubro de 1999 a Maio de 2000. (E = estação de coleta)

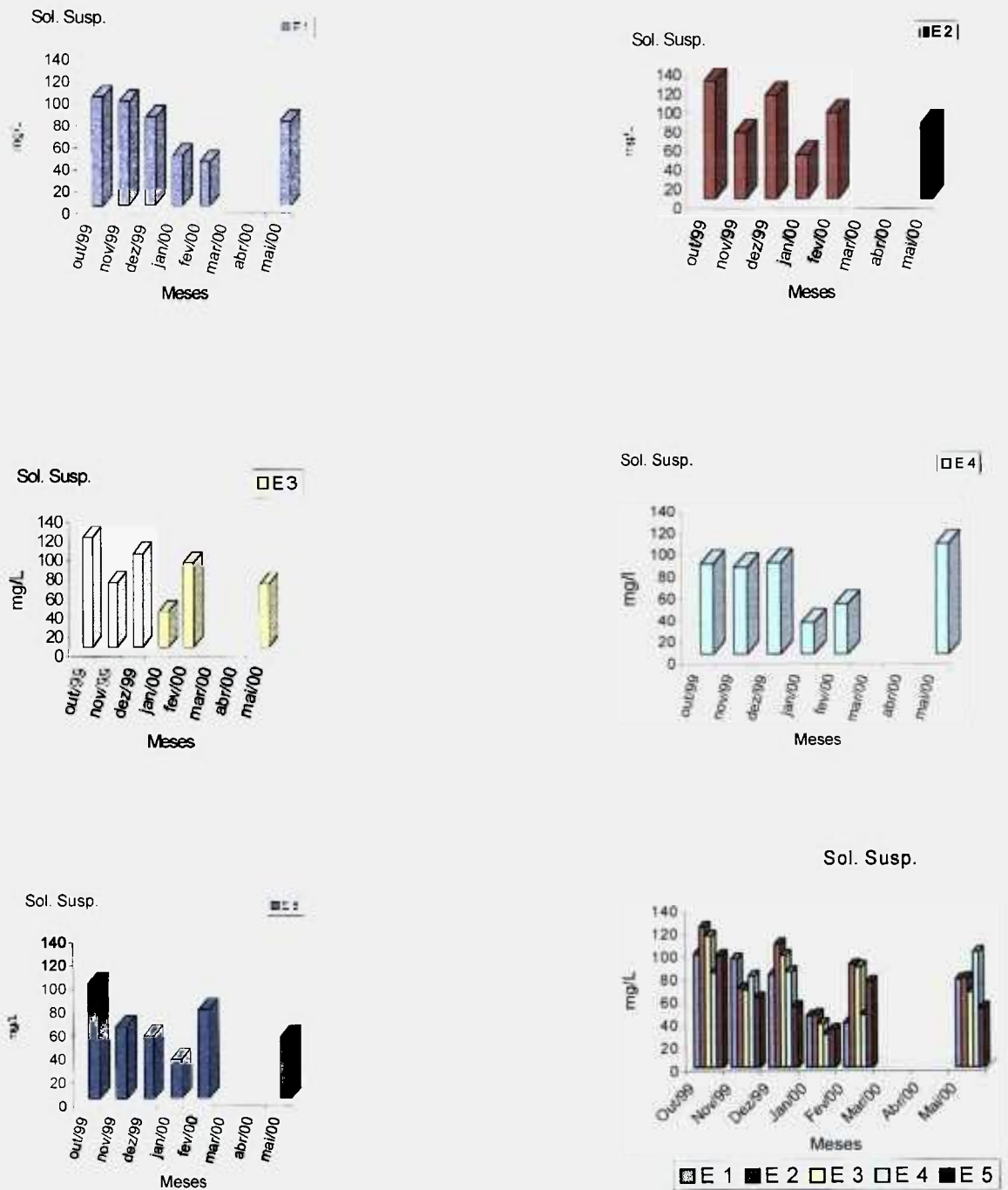


Figura 26 – Sólidos em suspensão, das coletas realizadas no Córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, SP., no período de Outubro de 1999 a Maio de 2000. (E = estação de coleta)

6.2.6. TURBIDEZ

As amostras de água do córrego Franquinho apresentaram elevados valores de turbidez (Figura 27). O maior valor, 377 UNT foi encontrado na coleta de Janeiro/00 na estação 3 e o menor valor, 48 UNT, na coleta de Fevereiro/00 na estação 1. (Apêndice 2 – Tabela VII)

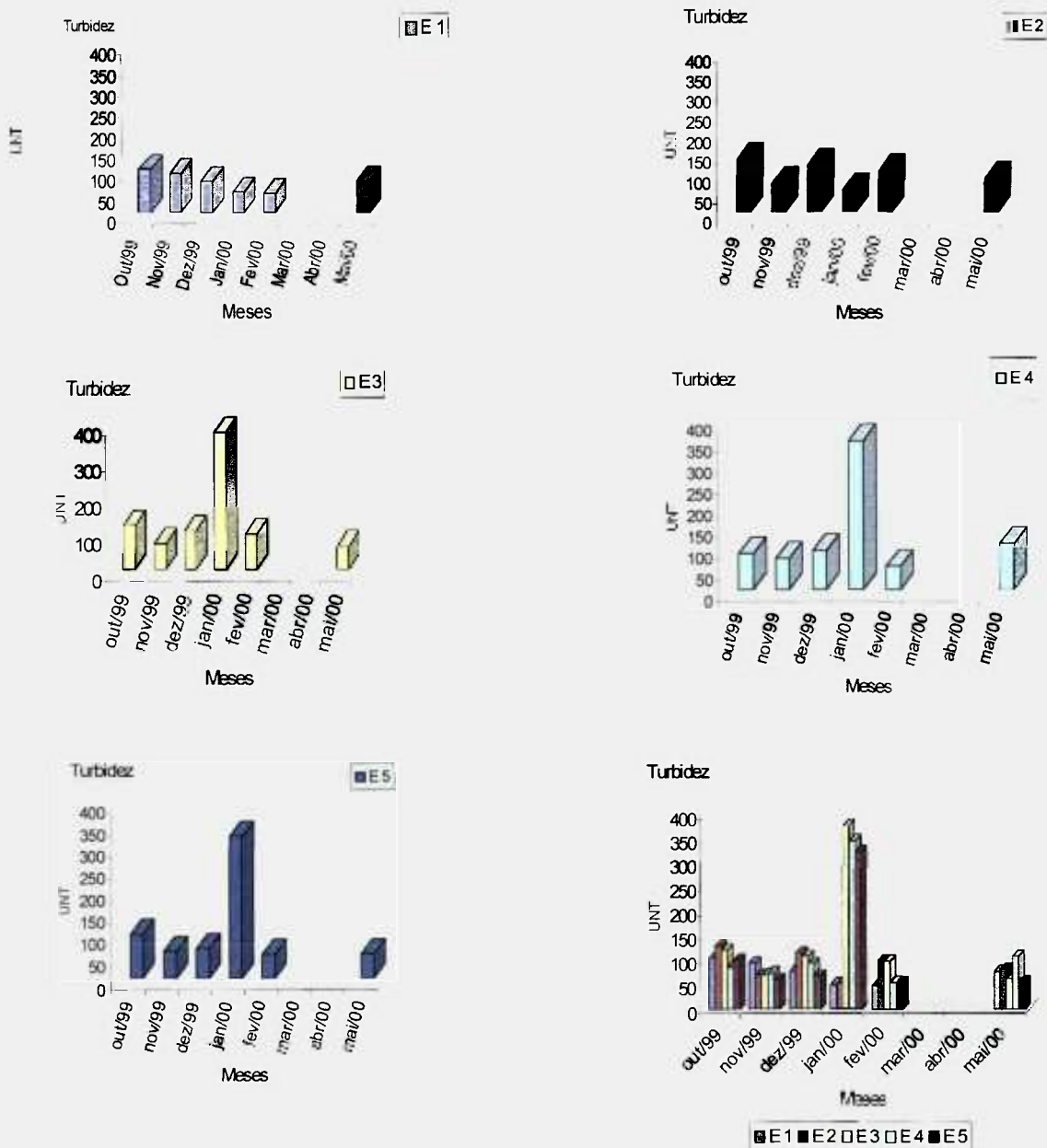


Figura 27 – Valores de Turbidez, das coletas realizadas no córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, SP., no período de Outubro de 1999 a Maio de 2000. (E = estação de coleta)

6.2.7. DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO)

Os valores da Demanda Química de Oxigênio (DQO) estiveram elevados em todas as coletas, o maior valor foi de 276 mg O₂ L⁻¹ para a estação 4 em Dezembro/99 e o menor 25 mg O₂ L⁻¹ para a estação 1 em Fevereiro/00 (Figura 28). (Apêndice 2 - Tabela VIII).

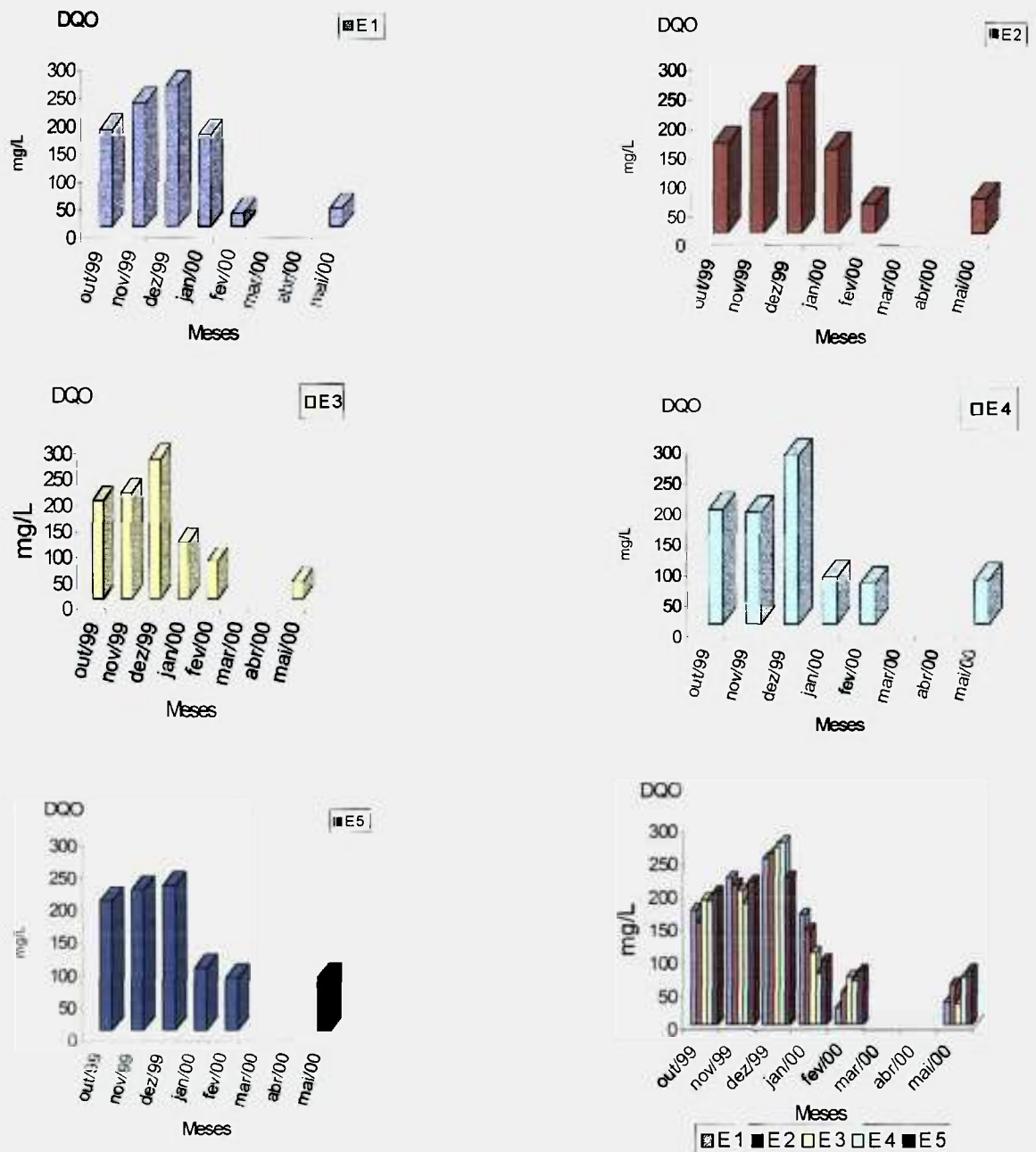


Figura 28 – Avaliação da demanda química de oxigênio (DQO), realizadas no córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, SP., no período de Outubro de 1999 a Maio de 2000. (E = estação de coleta)

6.2.8. DETERMINAÇÃO DE ORTOFOSFATO E FÓSFORO

Foi realizada pelo Laboratório de Química Analítica da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental - CETESB, apenas análises de ortofosfato referentes ao mês de Fevereiro de 2000. O valor máximo foi de 1,39 mg L⁻¹ na estação 2 e o valor mínimo 0,27 mg L⁻¹ na estação 1. A Figura 29 apresenta os resultados.

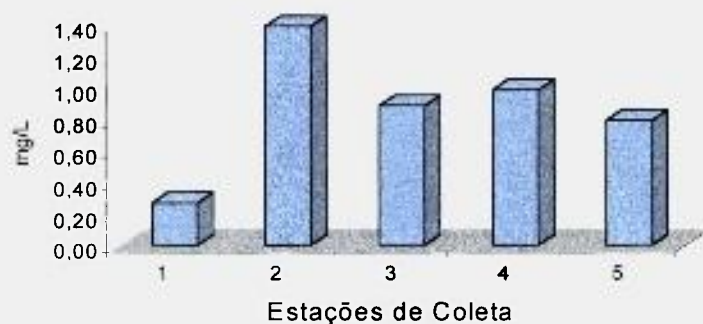


Figura 29 – Resultados das análises de ortofosfato, realizadas no córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, SP., em Fevereiro de 2000.

Foram realizadas determinações da concentração de fósforo em todas as coletas. Nota-se que o valor máximo obtido foi de 5,25 mg L⁻¹ para a estação 1 no mês de Novembro/99 e o valor mínimo 0,21 mg L⁻¹ na estação 1 em Fevereiro/00 (Figura 30, Apêndice 2 – Tabela XI).

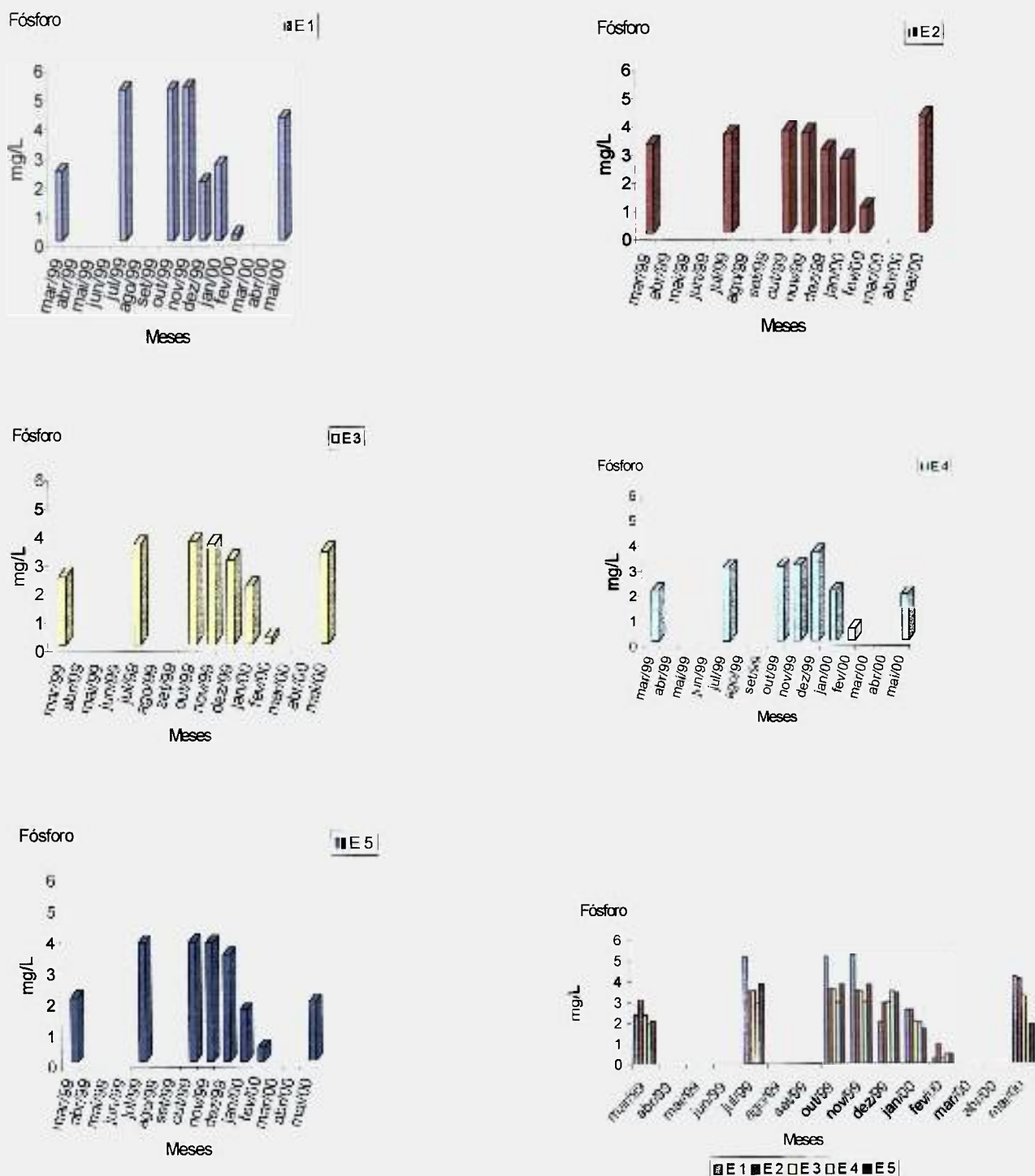


Figura 30 – Resultado das análises de Fósforo das águas do córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, SP., no período de Março de 1999 a Maio de 2000. (E = estação de coleta)

6.2.9. NITRATO

Os resultados das análises de nitrato são apresentados na Figura 31 e Apêndice 2 – Tabela IX, O valor máximo obtido foi de 29,2 mg L⁻¹ para a estação 2 em Dezembro/99 e o menor valor de 15,1 mg L⁻¹ também para a estação 2 em Fevereiro/00.

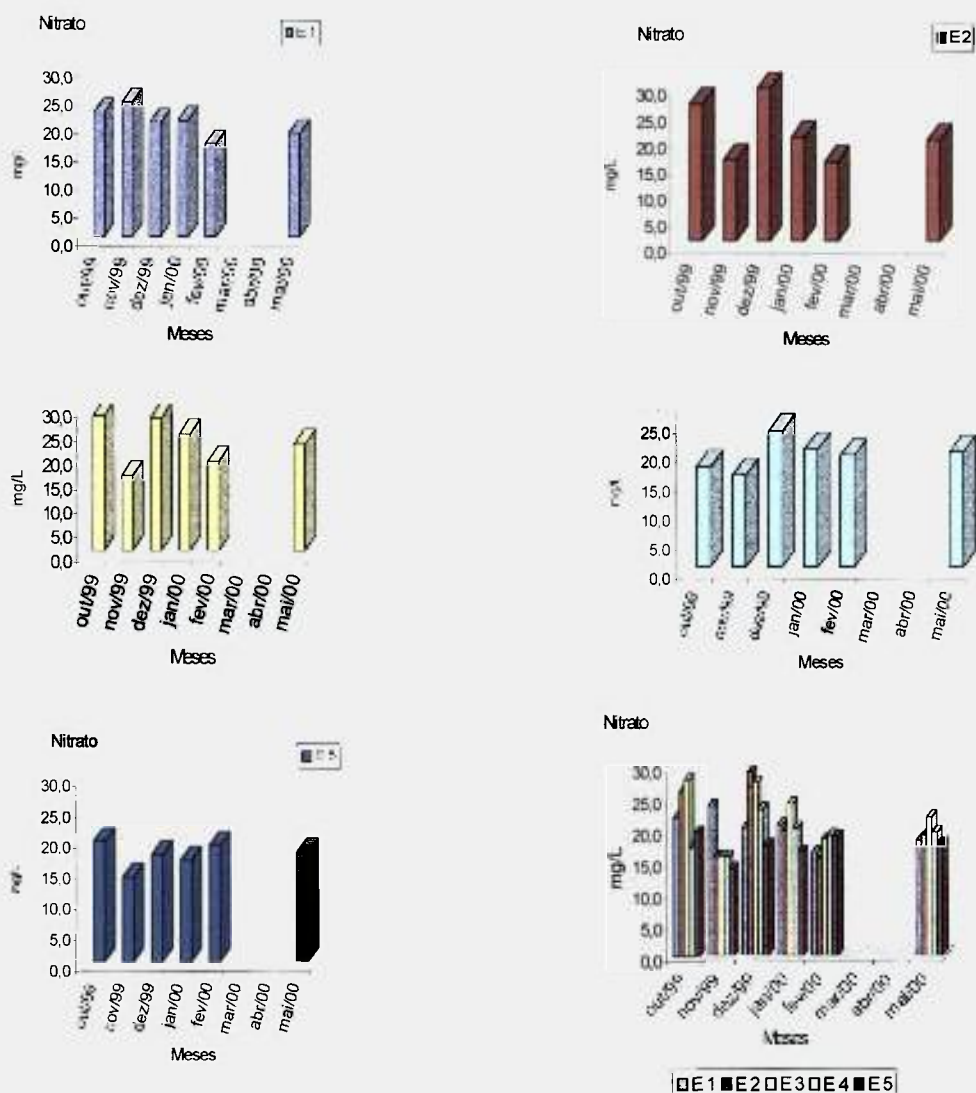


Figura 31 – Resultados das análises de Nitrato nas águas do córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, SP., no período de Outubro de 1999 a Maio de 2000. (E = estação de coleta)

6.2.10. SURFACTANTES

Os valores obtidos na análise de surfactantes são apresentados a seguir (Figura 32). Durante as coletas obtivemos o valor máximo de $17,3 \text{ mg L}^{-1}$ na estação 1 em Maio/00 e o valor mínimo de $4,8 \text{ mg L}^{-1}$ para a estação 4 em Fevereiro/99. Os demais resultados são apresentados no Apêndice 2 – Tabela XI.

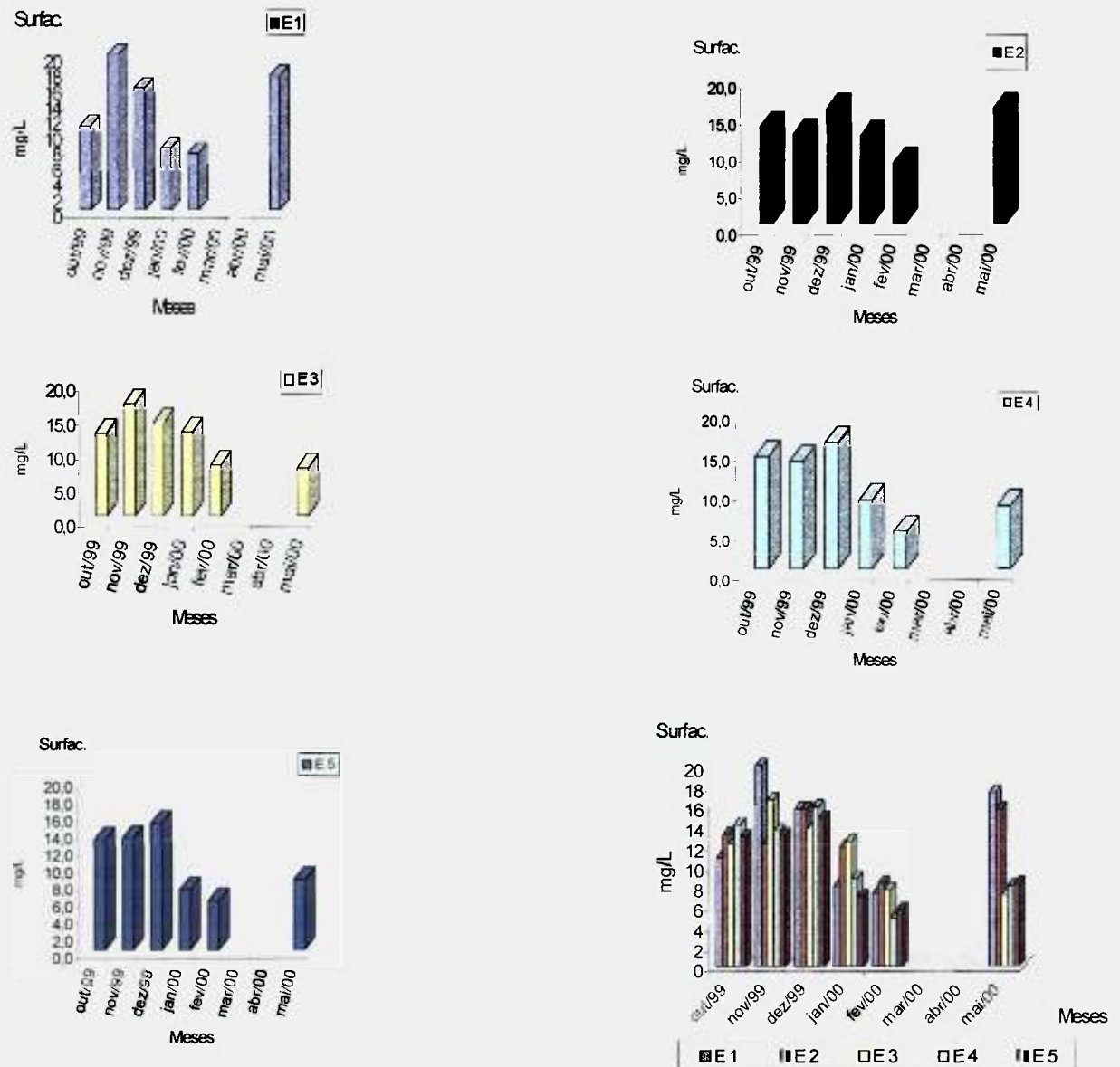


Figura 32 – Resultado das análises de surfactantes das águas do Córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, SP., no período de Outubro de 1999 a Maio de 2000. (E = estação de coleta)

6.2.11. COMPOSTOS FENÓLICOS

A Figura 33 apresenta o resultado da análise de Compostos Fenólicos para o mês de Fevereiro de 2000. A estação 4 apresentou o maior valor 0,11 mg L⁻¹ e a estação 5 o menor 0,08 mg L⁻¹. Esta análise foi realizada pelo Laboratório de Química Orgânica da CETESB.

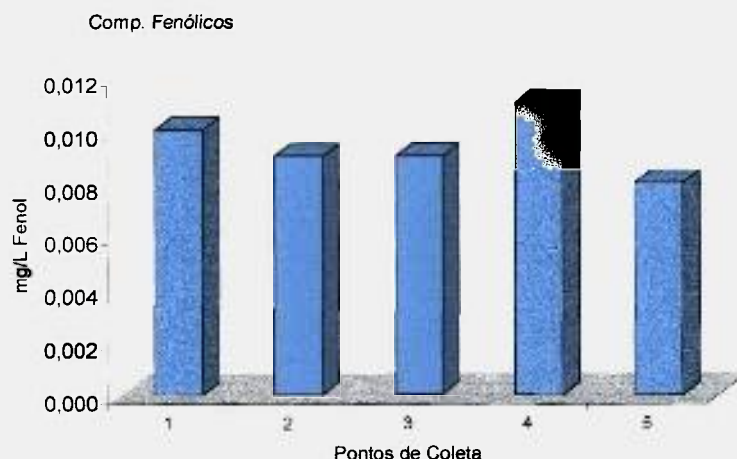


Figura 33 – Determinação da concentração de compostos fenólicos nas águas do Córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, SP., em Fevereiro de 2000.

6.2.12. METAIS

Foi realizada a análise de nove metais: cádmio (Cd), crômio (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), níquel (Ni), zinco (Zn). Os resultados destas análises são apresentados no Apêndice 2 – Tabela XII.

Para o cobre (Cu), verificou-se que nas estações 1 e 2 os valores encontrados estavam acima do estabelecido para a classe 2 do CONAMA n.º 20 (D.O.U., 1986). Em Março/1999, observou-se o menor valor 0,16 mg L⁻¹ para a estação 1 e em Dezembro deste mesmo ano o maior valor 0,078 mg L⁻¹ na estação 2 (Figura 34).

O cromo (Cr) esteve um pouco abaixo da legislação estabelecida (VMP – $0,05 \text{ mg L}^{-1}$) para o cromo hexavalente, apresentando maior valor $0,046 \text{ mg L}^{-1}$ em Outubro/99 na estação 5 e menor valor $0,005 \text{ mg}^{-1}$ em vários meses para a estação 1. Cabe salientar que este é o limite de determinação da técnica utilizada, repetindo-se nas demais estações que apresentaram resultados abaixo deste limite (Figura 35).

Na análise de ferro (Fe), observou-se uma maior concentração no período de seca (Julho/99) na estação 2 e, menores valores no período de chuva (Fevereiro/00), na estação 1 (Figura 36).

Para o manganês (Mn) verificou-se que os valores estiveram mais próximos durante todo o período das coletas, ou seja, menor variação. Estes, estiveram abaixo dos limites estabelecidos onde o maior valor $0,12 \text{ mgL}^{-1}$ foi encontrado na estação 5 em Março/99 e o menor $0,0054 \text{ mgL}^{-1}$ em Janeiro/00 na estação 1 (Figura 37).

Na análise de níquel (Ni), observa-se um comportamento semelhante ao do ferro, ou seja, apresenta os maiores valores no período seco. O maior valor $0,055 \text{ mg L}^{-1}$ foi determinado na estação 4 em Março/99 e o menor em Fevereiro/00 na estação 1 (Figura 38).

O zinco (Zn), esteve com concentrações elevadas na estação 5, devido a uma maior impactação do córrego Ponte Rasa. Em Julho/99 observou-se sua maior concentração $0,036 \text{ mg L}^{-1}$ em Fevereiro a menor $0,01 \text{ mg L}^{-1}$ (Figura 39).

Os metais cádmio (Cd) e mercúrio (Hg) estiveram abaixo do limite de determinação da técnica, evidenciando que se encontram em concentrações diminutas, não interferindo de forma direta na avaliação da qualidade da água do córrego Franquinho.

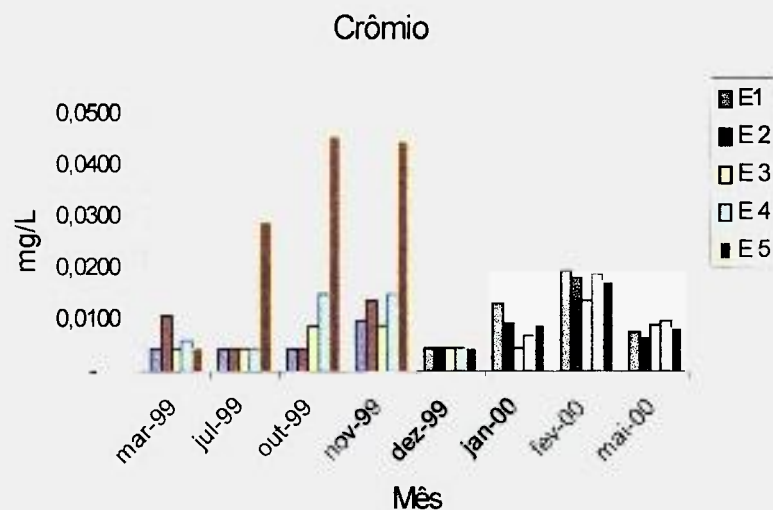


Figura 34 – Determinação da concentração de crômio nas águas do Córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, SP. (E = estação de coleta)

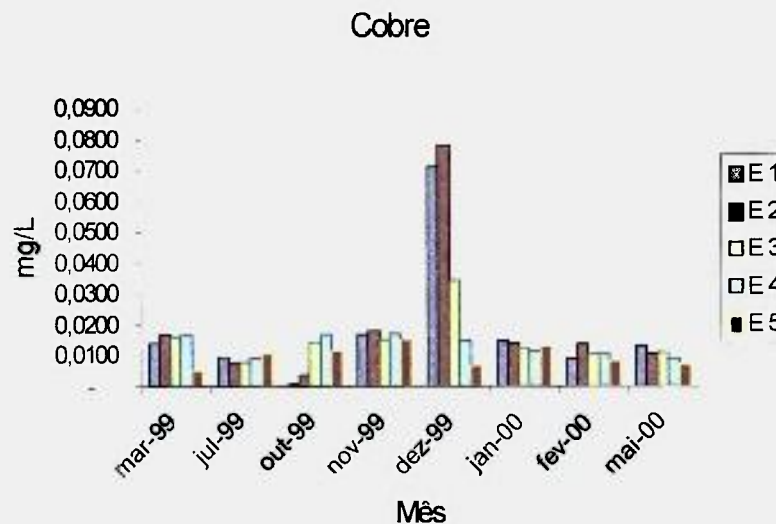


Figura 35 – Determinação da concentração de cobre nas águas do Córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, SP. (E = estação de coleta)

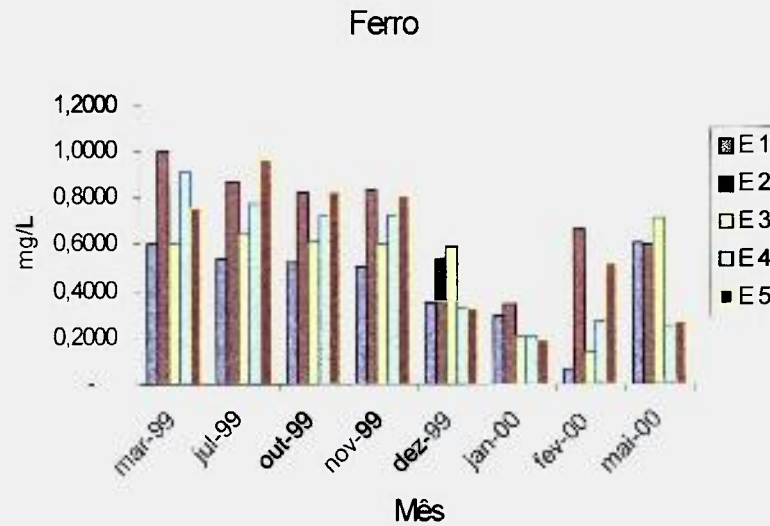


Figura 36 – Determinação da concentração de ferro nas águas do Córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, SP. (E = estação de coleta)

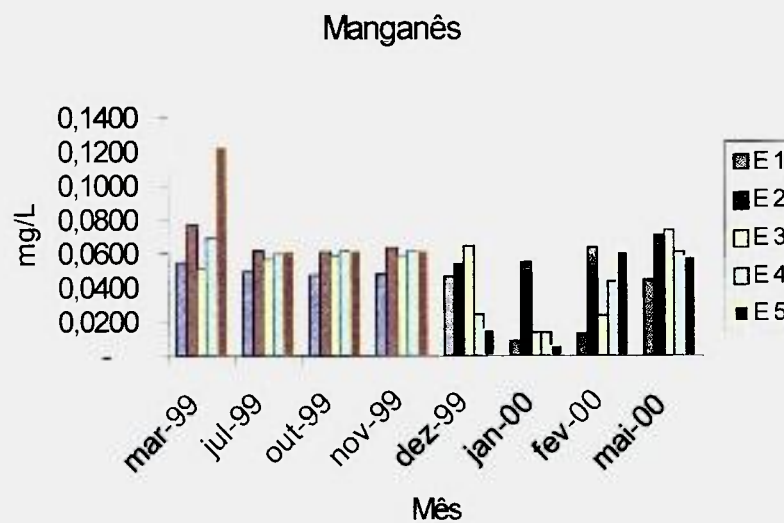


Figura 37 – Determinação da concentração de manganês nas águas do Córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, SP. (E = estação de coleta)

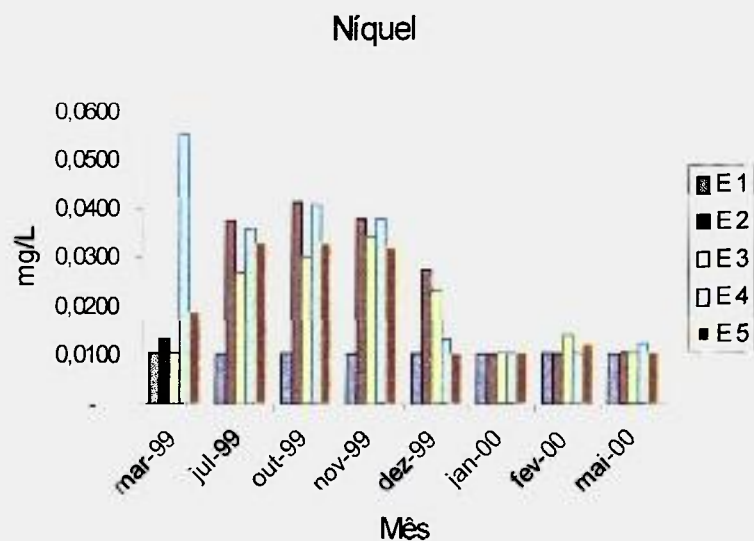


Figura 38 – Determinação da concentração de Níquel nas águas do Córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, SP. (E = estação de coleta)

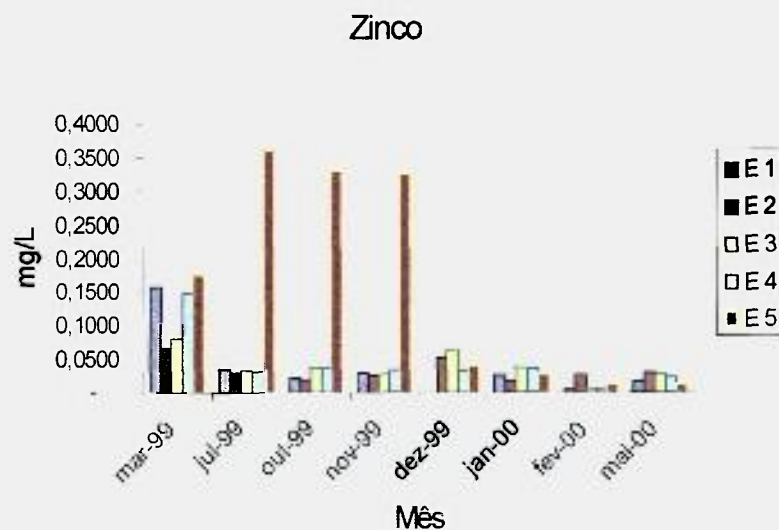


Figura 39 – Determinação da concentração de zinco nas águas do Córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica Alto Tietê, SP. (E = estação de coleta)

6.2.13. COLIFORMES TOTAIS E FECAIS.

Os resultados de coliformes fecais são apresentados na Figura 40. Nota-se que os mesmos encontram-se com valores elevados, superiores aos encontrados em águas poluídas como as do rio Tietê, mostrando uma tendência de concentração destes contaminantes nas águas analisadas. (Apêndice 2 – Tabela XIII)

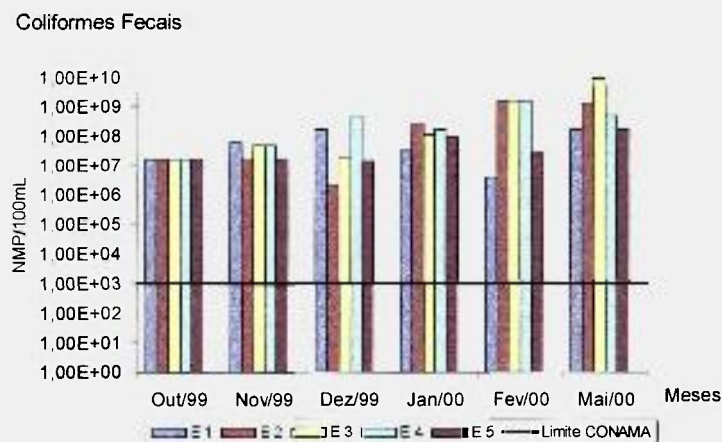


Figura 40 – Variação de Coliformes Fecais nas coletas realizadas no córrego Franquinho, Unidade Hidrográfica alto Tietê, São Paulo, no período de Outubro/99 a Fevereiro/00. (E = estação de coleta e linha em 10^3 = limite CONAMA)

6.2.14. ESTRUTURA DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA

A comunidade zooplânctônica nas águas do córrego Franquinho esteve representada pelos seguintes taxa:

- Reino Protista
 - Sub-Reino Protozoa
 - Filo Sarcocystophora
 - Sub-Filo Mastigophora
 - Classe Fitomastigophora
 - Classe Zoomastigophora
 - Família Bodonidae
 - Sub-Filo Sarcodina
 - Classe Lobosea
 - Sub-Classe Gymnamoebia
 - Filo Ciliophora
 - Classe Kinetofragmionophorea
 - Sub-Classe Gymnostomatia
 - Ordem Pleurostomatida
 - Lacrymaria* sp (?)
 - Sub-Classe Suctorina
 - Ordem Suctorida
 - Suctorina* sp (?)
 - Classe Oligohymenophorea
 - Sub-Classe Hymenostomatia
 - Ordem Hymenostomatida
 - Paramecium* sp (?)
 - Sub-Classe Peritrichia
 - Ordem Peritrichida
 - Vorticella* sp (?)
 - Classe Polymenophorea
 - Sub-Classe Spirotrichia
 - Ordem Hypotrichia
 - Stylomichia* sp (?)

Na realização deste estudo, identificaram-se três 03 classes Sarcocystophora (Fytomastigophora, Zoomastigophora e Lobosea), as quais incluem protozoários flagelados e amebóides. Para o Filo Ciliophora, identificaram-se também três classes (Kinetofragmionophorea, Oligohymenophorea e Polymenophorea).

6.2.15. ANÁLISE ESTATÍSTICA

6.2.15.1. TESTE DE TUKEY

Com o objetivo de verificar se houveram diferenças significativas quanto aos valores de cada variável em relação às cinco estações de coleta no período de Março de 1999 a Maio de 2000, os dados foram submetidos ao teste de Tukey, no entanto, a aplicação do mesmo demonstrou que não houve diferença significativa entre as variáveis. Como já descrito, os metais cádmio e mercúrio estiveram abaixo do limite de determinação do equipamento e, por isso foram excluídos da avaliação estatística.

As Tabelas IX, X, XI, XII e XIII apresentam as médias, desvios padrão e os coeficientes de variação para cada estação de coleta.

Tabela IX – Média, desvio padrão e coeficiente de variação dos parâmetros mensurados na estação 1 do córrego Franquinho, Unidade Alto Tietê, SP., no período de Março de 1999 a Maio de 2000.

Variável	Média	Desvio Padrão	CV** (%)
OD (mg L ⁻¹)	2,28	0,90	39,6
pH	7,38	0,09	1,3
Condutividade (µs cm ⁻²)	316,00	88,90	28,1
Sólidos Sedimentáveis (Imhoff.)	0,60	0,23	37,0
Temperatura (°C)	21,00	2,73	13,0
Sólidos Totais Dissolvidos (mg L ⁻¹)*	158,67	51,92	32,7
Turbidez (UNT)*	74,50	22,10	29,8
P (mg L ⁻¹)	3,19	1,76	55,0
NO ³⁻ (mg L ⁻¹)*	20,28	2,63	12,9
Sólidos Suspensão (mg L ⁻¹)*	72,67	25,22	34,7
DQO (mg O ₂ L ⁻¹)*	145,50	95,27	65,5
Surfactantes (mg L ⁻¹)*	14,53	7,77	53,5
Fe (mg L ⁻¹)	0,443	0,190	43,4
Cr (mg L ⁻¹)	0,009	0,010	59,8
Mn (mg L ⁻¹)	0,039	0,020	45,7
Ni (mg L ⁻¹)	0,011	0,000	0,0
Cu (mg L ⁻¹)	0,019	0,020	116,2
Zn (mg L ⁻¹)	0,041	0,050	115,2
Pb (mg L ⁻¹)	0,063	0,140	220,7
Coliformes Fecais*	7,17E+07	7,09E+07	99,0

n = 8, (*) n = 6;

(**) CV: Coeficiente de Variação.

Tabela X – Média, desvio padrão e coeficiente de variação dos parâmetros mensurados na estação 2 do córrego Franquinho, Unidade Alto Tietê, SP., no período de Março de 1999 a Maio de 2000.

Variável	Média	Desvio Padrão	CV* (%)
OD (mg L ⁻¹)	1,99	0,89	44,8
pH	7,41	0,14	1,9
Condutividade (µs cm ⁻²)	343,00	67,00	19,6
Sólidos Sedimentáveis (imhoff.)	0,90	0,35	40,4
Temperatura (°C)	21,80	3,10	14,3
Sólidos Totais Dissolvidos (mg L ⁻¹)*	167,17	36,08	21,6
Turbidez (UNT)*	90,50	28,93	32,0
P (mg L ⁻¹)	2,83	0,92	32,4
NO ³⁻ (mg L ⁻¹)*	20,85	5,72	27,4
Sólidos Suspensão (mg L ⁻¹)*	85,67	27,65	32,3
DQO (mg O ₂ L ⁻¹)*	146,17	82,10	56,2
Surfactantes (mg L ⁻¹)*	12,78	2,73	21,3
Fe (mg L ⁻¹)	0,709	0,210	30,0
Cr (mg L ⁻¹)	0,090	0,010	58,7
Mn (mg L ⁻¹)	0,064	0,010	12,0
Ni (mg L ⁻¹)	0,022	0,010	60,2
Cu (mg L ⁻¹)	0,020	0,020	116,9
Zn (mg L ⁻¹)	0,034	0,020	50,2
Pb (mg L ⁻¹)	0,280	0,310	111,1
Coliformes Fecais*	5,36E+08	7,22E+08	134,7

n = 8, (*) n = 6;

(**) CV: Coeficiente de Variação.

Tabela XI – Média, desvio padrão e coeficiente de variação dos parâmetros mensurados na estação 3 do córrego Franquinho, Unidade Alto Tietê, SP., no período de Março de 1999 a Maio de 2000.

Variável	Média	Desvio Padrão	CV* (%)
OD (mg L ⁻¹)	1,85	0,82	44,5
pH	7,34	0,16	2,2
Condutividade (µs cm ⁻²)	350,00	77,80	22,2
Sólidos Sedimentáveis (imhoff.)	1,30	0,27	21,4
Temperatura (°C)	21,70	3,17	14,6
Sólidos Totais Dissolvidos (mg L ⁻¹)*	185,00	48,09	26,0
Turbidez (UNT)*	138,83	118,71	85,5
P (mg L ⁻¹)	2,39	0,97	40,6
NO ³⁻ (mg L ⁻¹)*	22,67	4,92	21,7
Sólidos Suspensão (mg L ⁻¹)*	78,83	27,24	34,5
DQO (mg O ₂ L ⁻¹)*	146,50	89,60	61,6
Surfactantes (mg L ⁻¹)*	11,61	3,66	31,5
Fe (mg L ⁻¹)	0,514	0,220	42,1
Cr (mg L ⁻¹)	0,008	0,003	42,3
Mn (mg L ⁻¹)	0,050	0,020	41,5
Ni (mg L ⁻¹)	0,020	0,010	48,7
Cu (mg L ⁻¹)	0,150	0,010	54,2
Zn (mg L ⁻¹)	0,040	0,020	58,8
Pb (mg L ⁻¹)	0,652	0,830	126,7
Coliformes Fecais*	1,80E+09	3,58E+09	199,1

n = 8, (*) n = 6;

(**) CV: Coeficiente de Variação.

Tabela XII – Média, desvio padrão e coeficiente de variação dos parâmetros mensurados na estação 4 do córrego Franquinho, Unidade Alto Tietê, SP., no período de Março de 1999 a Maio de 2000.

Variável	Média	Desvio Padrão	CV* (%)
OD (mg L ⁻¹)	1,76	0,76	43,1
pH	7,40	0,28	3,8
Condutividade (µs cm ⁻²)	320,00	68,00	21,3
Sólidos Sedimentáveis (ímhoff.)	1,80	0,65	37,4
Temperatura (°C)	21,70	2,90	13,4
Sólidos Totais Dissolvidos (mg L ⁻¹)*	169,33	44,21	26,1
Turbidez (UNT)*	126,00	109,78	87,1
P (mg L ⁻¹)	2,22	0,93	41,9
NO ³⁻ (mg L ⁻¹)*	19,20	2,62	13,6
Sólidos Suspensão (mg L ⁻¹)*	70,50	27,13	38,5
DQO (mg O ₂ L ⁻¹)*	143,50	85,50	59,6
Surfactantes (mg L ⁻¹)*	10,24	3,75	36,6
Fe (mg L ⁻¹)	0,526	0,290	54,5
Cr (mg L ⁻¹)	0,010	0,010	53,0
Mn (mg L ⁻¹)	0,049	0,020	41,0
Ni (mg L ⁻¹)	0,019	0,010	68,9
Cu (mg L ⁻¹)	0,031	0,050	169,9
Zn (mg L ⁻¹)	0,044	0,040	98,0
Pb (mg L ⁻¹)	0,068	0,080	119,8
Coliformes Fecais*	4,73E+08	5,92E+08	125,2

n = 8, (*) n = 6;

(**) CV: Coeficiente de Variação.

Tabela XIII – Média, desvio padrão e coeficiente de variação dos parâmetros mensurados na estação 5 do córrego Franquinho, Unidade Alto Tietê, SP., no período de Março de 1999 a Maio de 2000.

Variável	Média	Desvio Padrão	CV* (%)
OD (mg L ⁻¹)	1,76	0,79	45,2
pH	7,38	0,24	3,2
Condutividade (µs cm ⁻²)	327,00	68,70	21,0
Sólidos Sedimentáveis (imhoff.)	1,40	0,50	34,5
Temperatura (°C)	21,80	2,96	13,6
Sólidos Totais Dissolvidos (mg L ⁻¹)*	166,67	41,64	25,0
Turbidez (UNT)*	109,50	106,44	97,2
P (mg L ⁻¹)	2,47	1,22	49,4
NO ³⁻ (mg L ⁻¹)*	17,33	2,05	11,8
Sólidos Suspensão (mg L ⁻¹)*	62,00	22,81	36,0
DQO (mg O ₂ L ⁻¹)*	149,67	69,98	46,8
Surfactantes (mg L ⁻¹)*	10,24	3,75	36,6
Fe (mg L ⁻¹)	0,582	0,300	50,7
Cr (mg L ⁻¹)	0,021	0,020	83,4
Mn (mg L ⁻¹)	0,056	0,040	63,8
Ni (mg L ⁻¹)	0,016	0,010	62,1
Cu (mg L ⁻¹)	0,010	0,003	35,7
Zn (mg L ⁻¹)	0,160	0,160	97,8
Pb (mg L ⁻¹)	0,930	0,100	108,8
Coliformes Fecais*	5,38E+07	5,95E+07	110,6

n = 8, (*) n = 6;

(**) CV: Coeficiente de Variação.

6.3. AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE

6.3.1. AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE AGUDA COM *DAPHNIA SIMILIS*

As Figuras 41, 42, 43, 44, 45, 46 e 47, apresentam os resultados dos testes de toxicidade realizados com *Daphnia similis* nas águas do córrego Franquinho, Unidade Alto Tietê, SP., no período de Março de 1999 à Maio de 2000. Chama-se atenção que o primeiro teste (Março/99), foi realizado no Laboratório de Aplicações Nucleares para a Engenharia (TE – IPEN).



Figura 41 – Mobilidade de *Daphnia similis* obtida no teste para a avaliação da toxicidade aguda das amostras de água do córrego Franquinho, em Março de 1999.



Figura 42 – Mobilidade de *Daphnia similis* obtida no teste para a avaliação da toxicidade aguda das amostras de água do córrego Franquinho, em Outubro de 1999.



Figura 43 – Mobilidade de *Daphnia similis* obtida no teste para a avaliação da toxicidade aguda das amostras de água do córrego Franquinho, em Novembro de 1999.



Figura 44 – Mobilidade de *Daphnia similis* obtida no teste para a avaliação da toxicidade aguda das amostras de água do córrego Franquinho, em Dezembro de 1999.



Figura 45 – Mobilidade de *Daphnia similis* obtida no teste para a avaliação da toxicidade aguda das amostras de água do córrego Franquinho, em Janeiro de 2000.



Figura 46 – Mobilidade de *Daphnia similis* obtida no teste para a avaliação da toxicidade aguda das amostras de água do córrego Franquinho, em Fevereiro de 2000.



Figura 47 – Mobilidade de *Daphnia similis* obtida no teste para a avaliação da toxicidade aguda das amostras de água do córrego Franquinho, em Maio de 2000.

A Tabela XIV apresenta um resumo de todos os resultados dos testes de toxicidade aguda realizados durante o estudo. (Apêndice 4, Tabelas I a VII)

Tabela XVI – Resultados do Teste de Tukey para os dados de imobilidade de *Daphnia similis* para amostras de água do córrego Franquinho, em Outubro/99.

Identificação	Média	Grupo					
		C	1	2	3	5	4
Controle	0	\					
Estação 1	2	.	\				
Estação 3	2,5	.	.	\			
Estação 2	3,5	.	.	.	\		
Estação 5	4,5	*	.	.	.	\	
Estação 4	4,75	*	\

* - Diferença estatisticamente significativa

($p \leq 0,05$)

.

Tabela XVII – Resultados do Teste de Tukey de comparações múltiplas para os dados de imobilidade de *Daphnia similis* para amostras de água do córrego Franquinho, em Novembro/99.

Identificação	Média	Grupo					
		C	2	4	3	1	5
Controle	0,25	\					
Estação 2	1,50	.	\				
Estação 4	1,50	.	.	\			
Estação 3	2,00	*	.	.	\		
Estação 1	5,00	*	*	*	*	\	
Estação 5	5,00	*	*	*	*	.	\

* - Diferença estatisticamente significativa

($p \leq 0,05$)

.

Tabela XVIII – Resultados do Teste de Tukey de comparações múltiplas para os dados de imobilidade de *Daphnia similis* para amostras de água do córrego Franquinho em Dezembro/99.

Identificação	Média	C	Grupo				
			1	2	3	4	5
Controle	0,0	\					
Estação 1	5,0	*	\				
Estação 2	5,0	*	.	\			
Estação 3	5,0	*	.	.	\		
Estação 4	5,0	*	.	.	.	\	
Estação 5	5,0	*	\

* - Diferença estatisticamente significativa

($p \leq 0,05$)

. - Diferença estatisticamente não significativa

Tabela XIX – Resultados do Teste de Kruskal-Wallis para comparações múltiplas para os dados de imobilidade de *Daphnia similis* para amostras de água do córrego Franquinho em Janeiro/00.

Identificação	Média	C	Grupo				
			1	2	3	5	4
Controle	0	\					
Estação 1	2	.	\				
Estação 3	2,5	.	.	\			
Estação 2	4,5	*	.	.	\		
Estação 5	4,5	*	.	.	.	\	
Estação 4	4,75	*	\

* - Diferença Estatisticamente Significativa

($p \leq 0,05$)

. - Diferença Estatisticamente não Significativa

Tabela XX – Resultados do Teste de Kruskal-Wallis para Comparações múltiplas para os dados de imobilidade de *Daphnia similis* para amostras de água do córrego Franquinho em Fevereiro/00.

Identificação	Média	Grupo					
		C	1	2	3	5	4
Controle	0	\					
Estação 1	1	.	\				
Estação 5	4,25	.	.	\			
Estação 3	4,75	.	.	.	\		
Estação 4	5,00	*	.	.	.	\	
Estação 2	5,00	*	\

* - Diferença Estatisticamente Significativa

($p \leq 0,05$)

. - Diferença Estatisticamente não Significativa

Tabela XXI – Resultados do Teste de Kruskal-Wallis para Comparações múltiplas para os dados de imobilidade de *Daphnia similis* para amostras de água do córrego Franquinho em Maio/00.

Identificação	Média	Grupo					
		C	1	2	3	5	4
Controle	0	\					
Estação 1	1	.	\				
Estação 3	4,25	.	.	\			
Estação 5	4,75	.	.	.	\		
Estação 2	5,00	*	.	.	.	\	
Estação 4	5,00	*	\

* - Diferença estatisticamente significativa

($p \leq 0,05$)

. - Diferença estatisticamente não significativa

6.3.2. CULTIVO DE *DAPHNIA SIMILIS*

6.3.2.1. VIABILIDADE DA ÁGUA DE CULTIVO.

A Tabela XXII apresenta os resultados dos testes de viabilidade realizados com as amostras de água coletadas nas fontes de Aldeia da Serra (Barueri) e Represa Paiva Castro (Mairiporã, SP.).

Tabela XXII – Testes de Viabilidade da água para cultivo de *Daphnia similis*.

Local	Data	pH	Dureza (mgL ⁻¹ CaCO ₃)	Condutividade (μS cm ⁻²)	% de Imóveis
Barueri	04/08/99	7,01	44	144,2	18
Mairiporã	07/09/99	7,00	47	111,5	4
Mairiporã	01/12/99	7,01	45	122,0	6
Mairiporã	12/01/00	7,00	45	109,6	2
Mairiporã	21/03/00	7,02	44	104,2	4
Mairiporã	10/05/00	7,00	45	118,0	2
Mairiporã	14/06/00	7,01	44	110,2	2
Mairiporã	25/09/00	7,00	45	109,0	2

De acordo com a Norma CETESB L5.018 (1994), a água de Mairiporã mostrou-se viável para os cultivos pois o percentual de imobilidade não excedeu a 10%.

6.3.2.2. SENSIBILIDADE DOS CULTIVOS DE *DAPHNIA SIMILIS*

Realizaram-se onze testes de sensibilidade para os cultivos *Daphnia similis*, com as amostras de água coletadas na Represa Paiva Castro, Mairiporã, SP., sendo estabelecida uma faixa de sensibilidade de 0,11mg L⁻¹ a 0,29 mg L⁻¹ de dicromato de potássio (Figura 48).

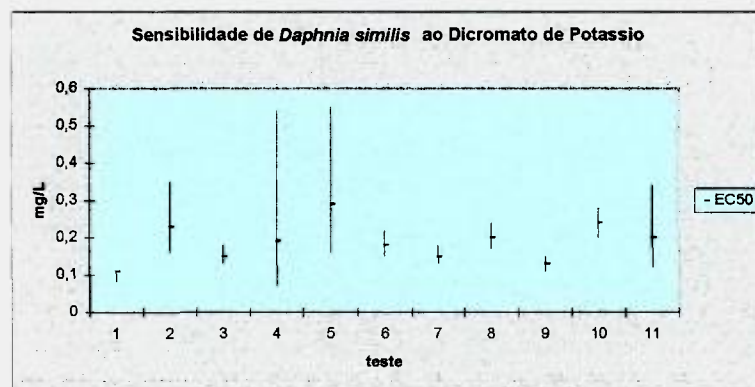


Figura 48 - Sensibilidade de *Daphnia similis* ao Dicromato de Potássio.

Verifica-se que os organismos testados apresentam sensibilidade dentro das faixas de concentrações normalmente encontradas na literatura, ou seja, encontram-se aptos para a utilização em testes de toxicidade.

6.3.3. AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE CRÔNICA DA ÁGUA

6.3.3.1. *SELENASTRUM CAPRICORNUTUM*

Testes para avaliação da toxicidade crônica foram conduzidos com *S. capricornutum* nas datas de coleta de 18/10/99, 23/11/99, 13/12/99, 17/01/00 e 28/02/00 (Apêndice 4, Tabelas I a V). Com o objetivo de melhor avaliar as águas do córrego Franquinho, foi realizada na última coleta uma curva de crescimento. As Figuras 49 a 53, mostram o comportamento das amostras em relação ao controle, e a Figura 54 (Apêndice 4 – Tabela VI a IX) a curva de crescimento realizada a partir das amostras coletadas no mês de Fevereiro.

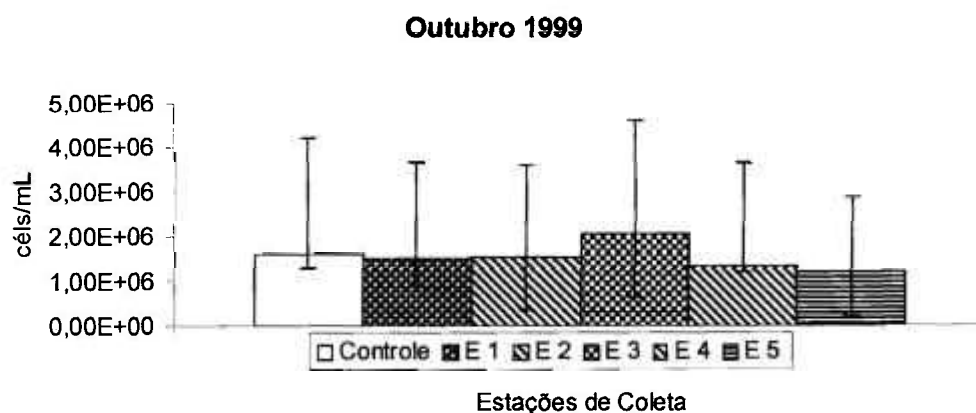


Figura 49 – Avaliação da toxicidade crônica com *S. capricornutum*, das amostras coletadas no córrego Franquinho em Outubro de 1999. (E = estação de coleta)

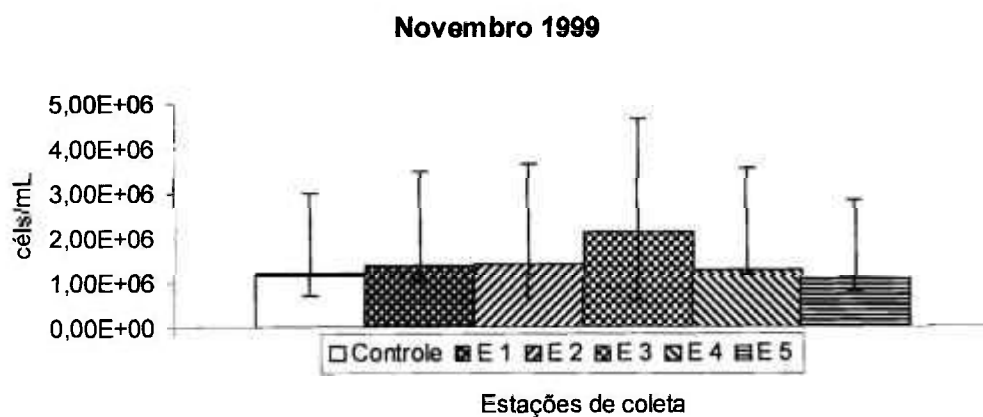


Figura 50 – Avaliação da toxicidade crônica com *S. capricornutum* das amostras coletadas no córrego Franquinho em Novembro de 1999. (E = estação de coleta)

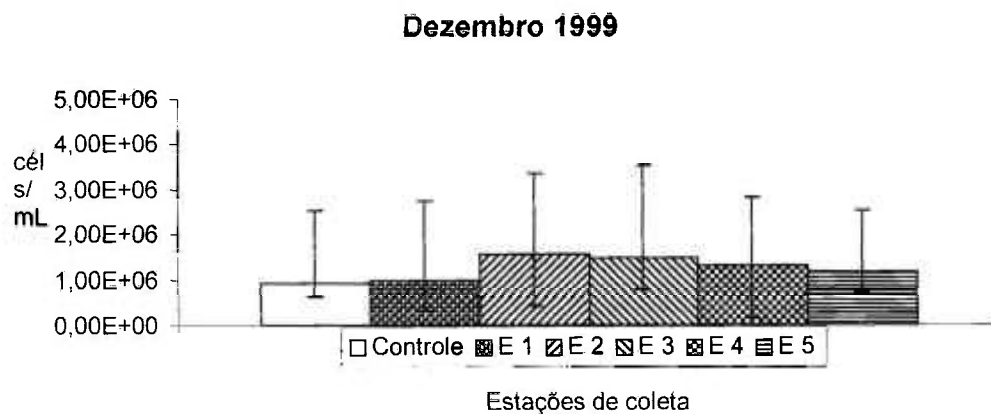


Figura 51 – Avaliação da toxicidade crônica com *S. capricornutum* das amostras coletadas no córrego Franquinho em Dezembro de 1999. (E = estação de coleta)

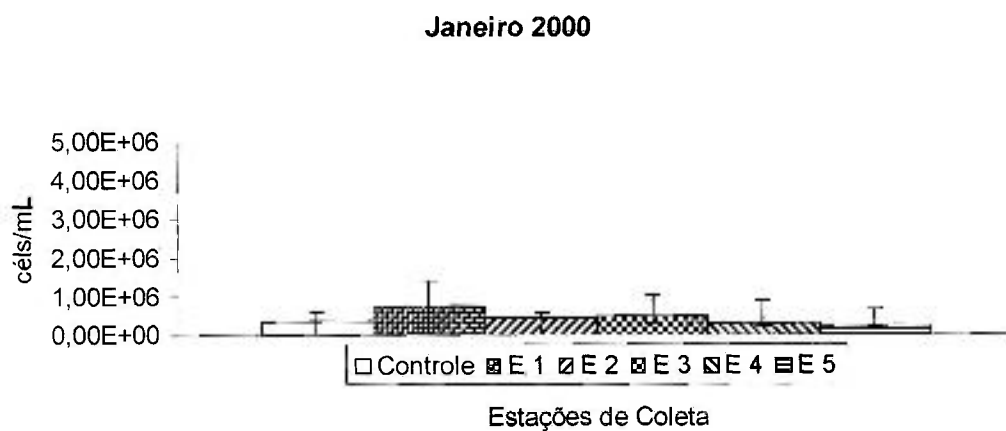


Figura 52 – Avaliação da toxicidade crônica com *S. capricornutum*, das amostras coletadas no córrego Franquinho em Janeiro de 2000. (E = estação de coleta)

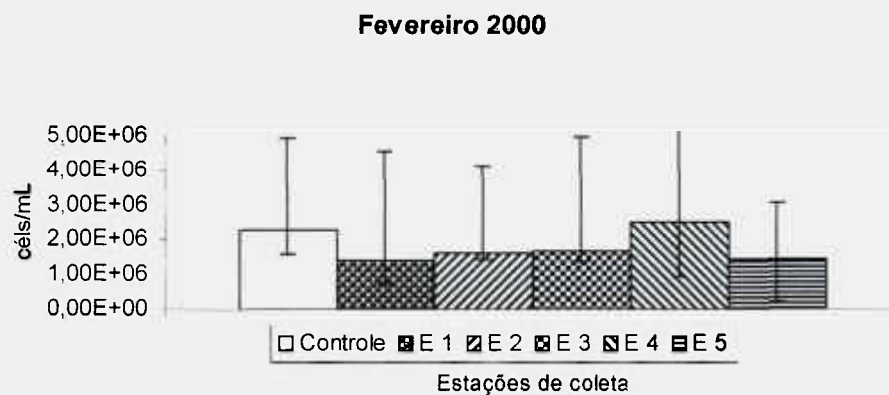


Figura 53 – Avaliação da toxicidade crônica com *S. capricornutum* das amostras coletadas no córrego Franquinho em Fevereiro de 2000. (E = estação de coleta)

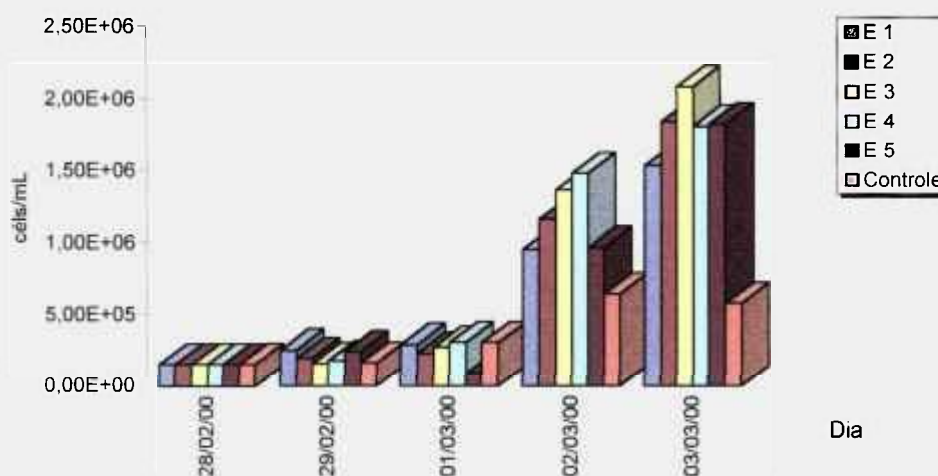


Figura 54 – Curva de crescimento do teste de toxicidade crônica com *Selenastrum capricornutum*, (E = estação de coleta)

De acordo com os resultados obtidos, verifica-se que em todas as estações houve o crescimento de *S. capricornutum*. Chama-se a atenção, que isto ocorre devido a presença de grande quantidade nutrientes na amostra, pois durante a realização dos testes não foi adicionado meio Oligo. Fica evidente este processo, principalmente na curva de crescimento, onde a quantidade de células encontradas nas amostras foi superior às encontradas no controle.

6.3.3.2. AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE CRÔNICA COM *CERIODAPHNIA DUBIA*

A Tabela XXIII apresenta os dados de mobilidade de *Ceriodaphnia dubia* em teste realizado com as amostras de água do córrego Franquinho, em 18/10/99. Os testes realizados com as amostras dos meses de Novembro, Dezembro, Janeiro e Fevereiro apresentaram o mesmo resultado, ou seja foi verificada toxicidade aguda com mortalidade de todos os indivíduos em todas as estações de coleta. Portanto, estudos de toxicidade crônica não puderam ser conduzidos com esta espécie. A Tabela XXIV apresenta a análise estatística dos dados.

Tabela XXIII - Mobilidade de *Ceriodaphnia dubia* em teste realizado com as amostras de água do córrego Franquinho, em Outubro/99. (E = estação de coleta)

Estação Identificação	Org. Imóveis /Réplica										Mobilidade (%)	Toxicidade
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10		
Controle	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	-
E 1	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	0	T
E 2	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	0	T
E 3	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	0	T
E 4	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	0	T
E 5	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	0	T

T – Tóxico

Tabela XXIV - Resultados do Teste de Tukey de Comparações múltiplas para os dados de imobilidade de *Ceriodaphnia dubia* para amostras de água do córrego Franquinho, em Outubro/99. (E = estação de coleta)

Identificação	Média	C	Grupo				
			1	2	3	4	5
Controle	0	\					
E 1	1	*	\				
E 3	1	*	.	\			
E 2	1	*	.	.	\		
E 5	1	*	.	.	.	\	
E 4	1	*	\

* - Diferença Estatisticamente Significativa;

. - Diferença Estatisticamente não Significativa.

$p \leq 0,05$

6.3.3.2.1. SENSIBILIDADE DOS CULTIVOS DE *CERIODAPHNIA DUBIA*.

Foram realizados cinco testes de sensibilidade com *Ceriodaphnia dubia* ao cloreto de sódio, nas amostras de água coletadas na Represa Paiva Castro, Mairiporã, SP., ficando estabelecida uma faixa de sensibilidade entre $1,25 \text{ g L}^{-1}$ e $1,53 \text{ g L}^{-1}$. A Figura 55 apresenta os resultados dos testes de sensibilidade realizados.

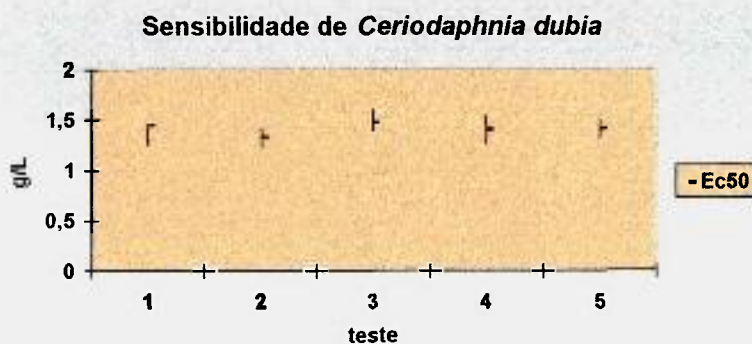


Figura 55 - Sensibilidade de *Ceriodaphnia dubia* ao cloreto de sódio.

De acordo com os dados da literatura, verifica-se que os organismos testados, encontram-se em condições favoráveis para teste.

6.4. ÍNDICES DE QUALIDADE

6.4.1. ÍNDICE DE PARÂMETROS MÍNIMOS PARA PROTEÇÃO DAS COMUNIDADES AQUÁTICAS (IPMCA)

De acordo com as análises realizadas foi calculado o IPMCA para todas as estações de coleta e, o IPMCA médio para as águas do córrego Franquinho. A Tabela XXV apresenta os valores obtidos para este índice.

Tabela XXV – Cálculo para o IPMCA de acordo com os valores obtidos das análises realizadas no córrego Franquinho, Unidade Alto Tietê, S.P., no período de Março de 1999 a Maio de 2000.

Data		Estações de Coleta				
		1	2	3	4	5
Mar/99	PE	3	3	3	3	3
	ST	2	2	2	2	2
	IPMCA	6	6	6	6	6
Jul/99	PE	3	3	3	3	3
	ST	2	2	2	2	3
	IPMCA	6	6	6	6	9
Out/99	PE	3	3	3	3	3
	ST	2	2	3	3	3
	IPMCA	6	6	9	9	9
Nov/99	PE	3	3	3	3	3
	ST	2	2	3	3	3
	IPMCA	6	6	9	9	9
Dez/99	PE	3	3	3	3	3
	ST	2	2	2	2	2
	IPMCA	6	6	6	6	6
Jan/00	PE	3	3	3	3	3
	ST	2	2	2	2	2
	IPMCA	6	6	6	6	6
Fev/00	PE	3	3	3	3	3
	ST	2	2	2	2	2
	IPMCA	6	6	6	6	6
Mai/00	PE	3	3	3	3	3
	ST	2	2	2	2	2
	IPMCA	6	6	6	6	6

PE : valor da maior ponderação do grupo de parâmetros essenciais.

ST : valor médio das três maiores ponderações do grupo de substâncias tóxicas.

6.4.2. ÍNDICE DO ESTADO TRÓFICO (IET)

Os resultados apresentados a seguir foram calculados a partir das análises de fósforo realizadas nas águas do córrego Franquinho (Tabela XXVI).

A Tabela VII apresenta a ponderação do IET de acordo com estes dados.

Tabela XXVI - Valores do IET para as águas do córrego Franquinho.

Estações de coleta	Meses de Coleta						
	Jul/99	Out/99	Nov/99	Dez/99	Jan/00	Fev/00	Mai/00
1	120,1	120,1	120,3	106,5	110,2	73,9	117,1
2	114,5	115,0	114,7	111,9	110,2	94,9	116,8
3	114,5	114,8	114,5	112,0	106,7	74,1	113,3
4	111,8	112,0	112,2	114,5	106,2	85,2	105,1
5	115,7	115,8	115,7	114,1	103,8	84,5	105,6

(*vermelho = estado hipereutrófico)

A Tabela XXVII apresenta a ponderação do IET para cada Estação durante o período das coletas de acordo com a Tabela VII.

Tabela XXVII– Ponderação das águas do córrego Franquinho, para cada estação de coleta, durante o período de março de 1999 à maio de 2000.

Estação de coleta	Meses de Coleta						
	Jul/99	Out/99	Nov/99	Dez/99	Jan/00	Fev/00	Mai/00
1	4	4	4	4	4	3	4
2	4	4	4	4	4	4	4
3	4	4	4	4	4	4	4
4	4	4	4	4	4	4	4
5	4	4	4	4	4	4	4

6.4.3. ÍNDICE PARA PROTEÇÃO DA VIDA AQUÁTICA (IVA)

A Tabela XXVIII, apresenta os valores obtidos para o IPMCA e o IET, e o cálculo do IVA.

Tabela XXVIII – Cálculo do IVA para as águas do Córrego Franquinho, Unidade Alto – Tietê – S.P., no período de Março de 1999 a Maio de 2000.

Coletas	Índices	Estações de Coleta				
		1	2	3	4	5
Mar/99	IPMCA x 1,2	7,2	7,2	7,2	7,2	7,2
	IET	4	4	4	4	4
	IVA	11,2	11,2	11,2	11,2	11,2
Jul/99	IPMCA x 1,2	7,2	7,2	7,2	7,2	10,8
	IET	4	4	4	4	4
	IVA	11,2	11,2	11,2	11,2	14,8
Out/99	IPMCA x 1,2	7,2	7,2	10,8	10,8	10,8
	IET	4	4	4	4	4
	IVA	11,2	11,2	14,8	14,8	14,8
Nov/99	IPMCA x 1,2	7,2	7,2	10,8	10,8	10,8
	IET	4	4	4	4	4
	IVA	11,2	11,2	14,8	14,8	14,8
Dez/99	IPMCA x 1,2	7,2	7,2	7,2	7,2	7,2
	IET	4	4	4	4	4
	IVA	11,2	11,2	11,2	11,2	11,2
Jan/00	IPMCA x 1,2	7,2	7,2	7,2	7,2	7,2
	IET	4	4	4	4	4
	IVA	11,2	11,2	11,2	11,2	11,2
Fev/00	IPMCA x 1,2	7,2	7,2	7,2	7,2	7,2
	IET	3	4	3	4	4
	IVA	10,2	11,2	10,2	11,2	11,2
Mai/00	IPMCA x 1,2	7,2	7,2	7,2	7,2	7,2
	IET	4	4	4	4	4
	IVA	11,2	11,2	11,2	11,2	11,2
IVA Médio		11	11	12	12	13

*(vermelho = qualidade péssima)

De acordo com os resultados obtidos, verifica-se que o córrego Franquinho apresenta péssima qualidade de suas águas (Tabela VIII).

7. DISCUSSÃO

7.1. CARACTERIZAÇÃO FÍSICA, QUÍMICA E BIOLÓGICA

Os ecossistemas aquáticos sofrem, a cada dia mais, com os diversos impactos provocados pela introdução de diferentes tipos de poluentes através de fontes difusas, tais como escoamento superficial de áreas urbanas ou agrícolas, despejo de efluentes industriais, águas subterrâneas contaminadas, entre outros.

O córrego Franquinho, de acordo com a Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo (1994), está enquadrado como corpo d'água Classe 2. A Resolução CONAMA n.º 20, de 18 de junho de 1986, artigo 1º, item III (D.O.U., 1986), para as águas doces da Classe 2 estabelece o uso destinado "ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional, à proteção das comunidades aquáticas; recreação de contato primário (esqui-aquático, natação e mergulho); irrigação de hortaliças e plantas frutíferas e à criação natural e/ou intensivas (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana."

A Tabela XXIX apresenta os parâmetros de água avaliados neste estudo com o respectivo Valor Máximo Permissível para a classe 2.

Tabela XXIX – Parâmetros utilizados no estudo com respectivo limite no CONAMA nº 20 (D.O.U., 1986).

Parâmetros	Estações de Coleta (Média)					VMP*, classe 2 (CONAMA nº20)
	1	2	3	4	5	
Oxigênio Dissolvido (mg L ⁻¹ O ₂)	2,28	1,99	1,85	1,76	1,76	5
pH	7,38	7,41	7,34	7,40	7,38	6,0 a 9,0
Sólidos Dissolvidos Totais (mg L ⁻¹)	159	167	185	169	166	500
Turbidez (UNT)	74,5	90,5	138	126	109	100
Nitrato (mg L ⁻¹)	20,3	20,9	22,7	19,2	17,3	10
Índice de Fenóis (mg L ⁻¹ Fenol)	-	-	-	-	-	0,001
Surfactantes (mg L ⁻¹ MBAS)	14,5	12,9	11,6	10,2	10,2	0,5
Fósforo (mg L ⁻¹)	3,20	2,83	2,39	2,22	2,47	0,025
Cádmio (mg L ⁻¹)	-	-	-	-	-	0,001
Chumbo (mg L ⁻¹)	0,063	0,280	0,652	0,068	0,930	0,03
Cobre (mg L ⁻¹)	0,019	0,020	0,150	0,031	0,010	0,02
Crômio (mg L ⁻¹)	0,009	0,009	0,008	0,010	0,021	0,05
Manganês (mg L ⁻¹)	0,039	0,064	0,050	0,049	0,056	0,1
Níquel (mg L ⁻¹)	0,011	0,022	0,020	0,019	0,016	0,025
Zinco (mg L ⁻¹)	0,041	0,034	0,040	0,044	0,160	0,18
Coliformes Fecais (100 mL)	10 ⁷	10 ⁸	10 ⁹	10 ⁸	10 ⁷	10 ³

(*) VMP – valor máximo permissível

O córrego Franquinho, por constituir-se num corpo d'água raso, é extremamente influenciável às alterações climatológicas, acompanhando as variações térmicas do ambiente e regimes de chuvas da região. Segundo BRANCO (1986), os rios constituem um ambiente ecológico caracterizado,

especialmente, pela presença de correnteza, tornando-os susceptíveis às influências do meio e por essa razão, de características muito variáveis. No presente estudo, os parâmetros pH, sólidos dissolvidos totais, manganês e cromo estiveram de acordo com os limites permissíveis para a Classe 2.

Os baixos níveis de oxigênio dissolvido (inferiores a 4 mg L^{-1}) encontrados, bem como, elevados valores de Demanda Química de Oxigênio - DQO (em torno de $148 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_2$) demonstram deterioração do sistema em estudo, provocado por esgotos domésticos despejados no local. De acordo com ESTEVES (1990), a baixa concentração de oxigênio, tem inúmeras implicações sobre o metabolismo do ecossistema como um todo, dentre as quais a principal é provocar alterações sofridas na fauna bentônica, zooplânctônica e sobre as algas. Além disso, em condições extremas, ou em um processo avançado de eutrofização, o oxigênio é consumido totalmente, criando condições anaeróbias ou anóxicas. Os organismos subaquáticos utilizam-se de processos e mecanismos variados na obtenção do oxigênio indispensável à respiração (osmose, brânquias, etc.), no entanto, a quantidade de oxigênio disponível em um rio sofre grandes reduções com a introdução de matéria orgânica, normalmente pelo despejo de esgotos domésticos sem tratamento. A oxidação destes despejos, ocorre de forma natural, sendo realizada por microrganismos, entre as quais predominam as bactérias aeróbias (oxidação biológica), que consomem todo o oxigênio dissolvido na água (demanda bioquímica de oxigênio – DBO), conduzindo a morte todos os organismos aeróbios de respiração subaquática (BRANCO, 1986). Outra consequência deste processo é a presença de gás sulfídrico (ácido sulfídrico - H_2S) nas águas. Este é tóxico (apresenta letalidade aos peixes na concentração de 1 a 6 mg L^{-1}), é corrosivo (contribui em grande parte nos processos de corrosão das estruturas de concreto utilizados para a canalização) e causa sérios problemas de odor e sabor, sendo responsável pelo mau cheiro característico dos locais afetados. A maior parte dos sulfetos, por serem agentes redutores, são responsáveis por uma demanda

imediate de oxigênio dissolvido, diminuindo ainda mais a concentração destes gases nos esgotos (BRAILE, 1979).

Segundo vários autores, o teste da DQO é sobremaneira precioso na medida da matéria orgânica em despejos, ou seja, permite a avaliação da carga orgânica de poluição de esgotos doméstico e industriais em termos da quantidade de oxigênio necessária para a sua total oxidação em dióxido de carbono na água (RICHTER, 1998).

Os sólidos dissolvidos totais estiveram abaixo dos limites da legislação. O teor de sólidos sedimentáveis de um despejo é o volume de sólidos que se deposita em um cone Imhoff após um determinado tempo de repouso da amostra, em outras palavras, este teste procura medir a quantidade de material que poderia ser retida através de uma filtração simples, correspondendo ao material que, quando disposto em um rio, poderia ser o principal formador de bancos de lodo (BRAILE, 1979). Segundo PESSON (1979), os materiais que são depositados nos leitos dos rios, perturbam o regime hidrológico (obstruindo o leito e favorecendo o crescimento de plantas que retêm ainda mais o rio), constituindo uma ameaça as atividades agrícolas e em casos como os de São Paulo, provocando enchentes, as quais causam diversos transtornos à cidade (congestionamentos, queda de barreiras e residências, afogamentos, etc.), obrigando os governos a dispenderem uma grande soma de recursos em operações de dragagem que até então seriam desnecessárias. Pelo que se refere aos organismos presentes no rio, a sedimentação de grandes quantidades de material em suspensão, colocam o fundo em condições inóspitas provocando a eliminação de muitas espécies que ali vivem. Segundo PIVELLI (1998), a principal fonte de sólidos nas águas, são os esgotos domésticos, em que 75% dos sólidos em suspensão e 40% dos sólidos dissolvidos, são de origem orgânica. Isto causa sérios problemas aos sistemas de tratamento de águas, pois estes sólidos fornecem "abrigo" a determinadas

espécies de microorganismos, que desta forma permanecem fora do alcance dos processos de desinfecção da água.

Além de contribuir em todos estes fatores, os sólidos estão diretamente associados à turbidez das águas, isto porque, este parâmetro é determinado pela presença de partículas suspensas na água, com tamanho variado desde suspensões grosseiras aos colóides, dependendo apenas do grau de turbulência do local. Estas partículas provocam a dispersão e adsorção da luz, dando à água uma aparência nebulosa, esteticamente indesejável e potencialmente perigosa. A turbidez pode ser causada por uma série de fatores: partículas de argila ou lodo, descarga de esgotos domésticos ou industrial ou a presença de um grande número de microorganismos. Como já mencionado, a desinfecção da água, principalmente a inativação biológica, é tanto mais eficaz quanto menor a quantidade de materiais dissolvidos e conseqüentemente a turbidez (RICHTER, 1998). Em relação aos organismos aquáticos, podemos afirmar que a turbidez diminuindo a transparência das águas, reduz a energia luminosa disponível para a fotossíntese das algas e conseqüentemente diminui a oferta de alimentos para as cadeias superiores afetando de forma direta toda a vida subaquática (PESSON, 1979). No presente estudo, verificou-se que as amostras apresentaram valores elevados de turbidez (Apêndice 2, Tabela VII). Os valores estiveram em muitos casos acima de 100 UNT, comprovando uma alta contaminação por sólidos e contribuindo para a má qualidade das águas da área em estudo.

Com referência aos elementos metálicos analisados, observou-se que as concentrações de cobre, ferro e níquel estiveram acima do permitido pela legislação. Avaliando-se as medidas das concentrações dos elementos obtidos, verificou-se que os metais cádmio (Cd) e mercúrio (Hg), encontram-se abaixo do limite da técnica empregada, Cd $0,007 \text{ mg L}^{-1}$ e Hg $0,0093 \text{ mg L}^{-1}$. Estes valores não refletem exatamente a concentração existente do metal em questão, mas

indicam que sua concentração é respectivamente baixa. Comparando as concentrações dos metais obtidos em relação à precipitação, evidencia-se com referência ao cobre e níquel, que para todas as estações de coleta as concentrações foram mais altas no verão. Ferro e manganês apresentaram um comportamento definido em todas as estações de coleta, verificando-se uma diminuição da concentração no período de chuva.

Crômio e zinco também apresentaram comportamento temporal definido, com exceção da estação 5 que nos dois casos apresentou elevada concentração desses metais no período correspondente a seca (inverno).

O crômio III, em baixas concentrações, é considerado essencial ao sistema biológico dos mamíferos, por ser um micronutriente, principalmente na manutenção de vários mecanismos metabólicos. Em contraste, o crômio VI não tem função biológica benéfica aos organismos, apresentando efeito altamente tóxico devido ao seu potencial de oxidação e sua fácil permeação em membranas biológicas.

De acordo com os resultados obtidos, verifica-se que os metais encontrados nas amostras estão diretamente relacionados a processos de beneficiamento (siderúrgicas) ou acabamento de metais (galvanoplastia). A galvanotécnica é um método de revestimento, que utiliza processos químicos e eletrolíticos, de superfícies metálicas com outras superfícies metálicas, com a finalidade de proteger certos metais da ação da corrosão, aumentar a espessura e dureza de certas peças e para embelezamento. Quase todo processo realiza-se em tanques (banhos ácidos, alcalinos e neutros), nos quais as peças são imersas. De forma geral, os efluentes despejados são tratados anteriormente, porém pode haver vazamentos ou até mesmo negligência por parte da empresa, expondo as águas receptoras aos resíduos produzidos. Tais resíduos são altamente prejudiciais pelo seguintes fatores:

- presença de metais tóxicos, especialmente cromo hexavalente e cádmio;
- presença de ânions tóxicos, cianetos, sulfetos e fluoretos, por exemplo;
- acidez e/ou alcalinidade pronunciadas.

Para que este tipo de contaminação não ocorra freqüentemente, existe por parte das autoridades legais, uma série de medidas rígidas que visam repreender de forma exemplar as empresas infratoras (BRAILE, 1979). Porém, em relação à cidade de São Paulo, esta fiscalização torna-se difícil, por haver uma infinidade de pequenas empresas que não possuem licença para funcionamento e acabam sem serem fiscalizadas.

Os resultados das análises demonstram que este tipo de contaminação, está presente unicamente na estação 5. Como neste trecho da área de estudo ocorre o encontro do córrego Ponte Rasa, podemos supor que nessa região existem indústrias que lançam seus resíduos sem tratamento. De acordo com uma pesquisa realizada junto a Prefeitura de São Paulo, vimos que existe uma série de pequenas empresas nesta área, as quais seriam as possíveis responsáveis pela poluição. Como esta região não se encontra enfocada neste estudo, não foi possível identificar de forma mais concreta, o poluidor em potencial.

Em relação ao Brasil, são vários os estudos que demonstram os efeitos tóxicos do zinco sobre peixes e certos tipos de algas, porém são escassas as experiências com outros organismos aquáticos.

Um grande problema causado pelo homem aos corpos d'água é a eutrofização (fertilização) dos mesmos. Neste contexto, podemos dizer que a eutrofização ocorre como consequência da urbanização irregular e, do uso industrial e agrícola destes nutrientes em seus processos de produção. Este

fenômeno tem crescido de forma assustadora nos últimos anos, principalmente devido a despejos "in natura" ou mesmo por estações de tratamento de esgotos, que são ricos em compostos de nitrogênio e fósforo. Tais substâncias quando presentes nos mananciais em concentrações superiores a 0,3 e 0,01 mgL⁻¹ respectivamente, determinam a proliferação maciça de algas, que por sua vez, causam sérios problemas à utilização das águas. Além destes elementos, silício, potássio, cálcio, ferro e manganês podem estar associados aos efeitos biológicos que ocasionam o aumento dos nutrientes nos ecossistemas aquáticos (HARPER, 1995).

Em um corpo d'água excessivamente eutrofizado são, em geral, observados alguns problemas:

- Interferências estéticas e recreacionais ocasionadas pelo acúmulo de algas na superfície e pelos maus odores gerados na decomposição das algas mortas;
- variações diurnas acentuadas do oxigênio dissolvido, provocando o seu exaurimento no período da noite, trazendo como resultado, a morte de espécies presentes no meio;
- sedimentação das algas mortas no fundo do corpo d'água, provocando a redução das concentrações de oxigênio nas camadas de fundo, processo conhecido como demanda bentônica;
- crescimento extensivo de macrófitas (aguapés) que interferem nos diferentes usos da água, além de tornar o meio propício para o desenvolvimento de larvas, insetos e parasitas;

- crescimento de espécies tóxicas de algas, que podem causar letalidade se ingeridas pelo gado (em caso de pastagens ribeirinhas) e mesmo à saúde humana, no caso de uma ingestão acidental (enchentes por exemplo).

A crescente utilização de fertilizantes na agricultura é um dos fatores que tem incrementado o processo da eutrofização nos últimos anos, contribuição esta que se soma àquela advinda dos esgotos domésticos e efluentes industriais que são usualmente lançados às águas sem tratamento prévio (CETESB, 1999).

A eutrofização está comumente associada a sistemas lênticos (lagos), isto porque, os lagos e represas estão no foco das atividades humanas, servindo de fonte para abastecimento, irrigação, lazer, etc. Porém, os rios também podem ser afetados por este problema, mas as concentrações de nutrientes presentes nos mesmos não atingem níveis críticos, isto porque os mesmos são carreados rio abaixo, passando por um processo de auto depuração.

Em relação aos nutrientes analisados, nota-se que as concentrações de fósforo total estiveram entre 100 a 200 vezes, maior que o limite estabelecido por lei ($0,025 \text{ mg L}^{-1}$). A maior concentração de fósforo total $5,250 \text{ mg L}^{-1}$ foi detectada na estação 1 em dezembro de 1999.

O fósforo é de extrema importância em processos de eutrofização. Sendo um macronutriente para organismos vivos, constitui-se num fator limitante para a produtividade biológica pois, em ambientes naturais, constitui-se em um dos nutrientes mais escassos (WETZEL, 1981). Segundo ESTEVES (1988), os esgotos domésticos são as principais fontes artificiais de fósforo para os ecossistemas aquáticos, normalmente provenientes dos detergentes. Neste aspecto, cabe colocar que as substâncias tensoativas que reagem com o azul de metileno (surfactantes), também foram encontradas em concentrações elevadas

(em torno de 10 mg L^{-1}) nas águas do Córrego Franquinho quando a legislação estabelece $0,5 \text{ mg L}^{-1}$.

Surfactantes, ou basicamente detergentes, são responsáveis pela formação de espuma, provocando danos estéticos ao corpo d'água, bem como problemas de contaminação humana, quando essas espumas são carregadas pelo vento. No Brasil, é comum a utilização de surfactantes aniônicos (alquilbenzeno sulfonatos lineares - LAS). Em conjunto com estes surfactantes, são adicionados "aditivos" (fosfatos) que funcionam como sequestrantes (TEIXEIRA, 1997).

Verifica-se também que o nitrato apresentou valores bem superiores ao estabelecido, ou seja de 10 mg L^{-1} . Como mostrado nos resultados, o menor valor encontrado foi $13,8 \text{ mg L}^{-1}$ na estação 5 em novembro de 1999 e o maior valor $29,2 \text{ mg L}^{-1}$ na estação 2 em dezembro deste mesmo ano.

Segundo MORITA (1998), os esgotos sanitários constituem a principal fonte nitrogênio nas águas naturais, lançando nitrogênio orgânico, proveniente das proteínas e nitrogênio amoniacal, originário da hidrólise da uréia. Estes compostos são macronutrientes pois, depois do carbono, o nitrogênio é o elemento exigido em maior quantidade pelas células.

Quando descarregados nas águas naturais, juntamente com o fósforo e outros nutrientes presentes nos despejos, provocam o enriquecimento do meio, tornando-o mais fértil e possibilitam o crescimento em maior extensão dos seres vivos que os utilizam, especialmente as algas. O controle da eutrofização, através da redução do aporte de nitrogênio, é comprometido pela multiplicidade de fontes, algumas muito difíceis de serem controladas como a fixação do nitrogênio atmosférico, por parte de alguns gêneros de algas (SCHAFER, 1985).

Os nitratos são tóxicos à saúde humana, causando uma doença chamada metahemoglobinemia infantil, na qual o nitrato é reduzido a nitrito na corrente sanguínea, competindo com o oxigênio livre, tornando o sangue azul (PIVELLI, 1998). O risco à população residente na área do Córrego Franquinho, aumenta em períodos de enchente, onde por ingestão acidental, crianças entram em contato com estas águas.

As concentrações de Coliformes Fecais encontradas nas águas do Córrego Franquinho, demonstram um alto nível de contaminação por esgotos domésticos, sem nenhum tipo de tratamento. Os coliformes, indicadores de contaminação de origem antrópica, são extremamente nocivos a saúde da população, pois em períodos de chuva estão expostos a vários tipos de doenças de veiculação hídrica em função dos transbordamentos presentes na região (PMSP, 1997). De acordo com CETESB (1999), as águas do rio Tietê próximas ao córrego Franquinho, apresentam concentrações de coliformes fecais na ordem de 10^6 , enquanto que a área de estudo apresenta concentrações em torno de 10^8 , demonstrando despejo indiscriminado de esgotos domésticos na região.

Segundo BRANCO (1986), a possibilidade da presença de organismos patogênicos em uma água, é aumentada quando ocorrem despejos "in natura" de esgotos domésticos. Isto ocorre devido ao duplo uso que, quase obrigatoriamente se faz dos corpos d'água, ou seja, um rio que atravessa uma cidade, é utilizado tanto como manancial quanto para o lançamento final de resíduos de toda espécie.

No ambiente estudado, a comunidade zooplânctonica esteve dominada durante todo o período por protozoários. Sabe-se que a estrutura desta comunidade é determinada pelo crescimento, reprodução e competição entre os indivíduos por recursos disponíveis, bem como pela influência de variáveis físicas e químicas do ambiente (BLANCHER, 1984). Em meios instáveis, espécies

oportunistas com altas taxas de crescimento e rápida adaptação a mudanças ambientais são favorecidas.

De acordo com GANNON & STEMBERGER (1974), ambientes altamente eutrofizados apresentam baixa diversidade de espécies, porém um grande número de indivíduos. Visto que a composição e a estrutura da comunidade zooplânctonica são afetados pela eutrofização, as mesmas tem um valor potencial como indicadores de mudanças nas condições tróficas do sistema.

PACE & ORCUTT (1981), verificaram que a comunidade de um lago eutrófico foi dominada, em um período de treze meses, essencialmente por protozoários, indicando a importância da quantificação do protozooplâncton em estudos que envolvem a comunidade zooplânctonica. Este resultado concorda com o presente estudo, pois sendo o ambiente rico em bactérias, o meio em questão torna-se extremamente fértil, principalmente para o desenvolvimento da comunidade de protozoários.

De acordo com SCHÄFER (1985) habitats extremos, tais como águas poluídas por esgotos domésticos são habitados por comunidades com um pequeno número de espécies, apresentando um alta curva de dominância. Alguns fatores ambientais auxiliam o empobrecimento das comunidades favorecendo a abundância de espécies mais resistentes e redução das demais. Efluentes de um modo geral, consistem em um meio ideal para o crescimento de um grande número de diferentes microorganismos que, por sua vez, desempenham um importante papel em todos os estágios do tratamento biológico, reduzindo a carga da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), a quantidade de sólidos em suspensão e de nitrogênio orgânico. Esta tarefa fica principalmente sob a responsabilidade de bactérias heterotróficas, no entanto, protozoários, basicamente ciliados, se presentes, prejudicam este processo diminuindo

(consumindo) sensivelmente o número destas bactérias presentes no efluente (HORAN, 1991).

Os resultados das concentrações dos parâmetros da água não demonstraram diferenças estatisticamente significativas entre as estações de coleta quando aplicado o teste de Tukey. No entanto, observa-se diluição nas concentrações ao longo do córrego, ou seja, nas 3 primeiras estações os valores são mais altos, estando próximos, e nas últimas (E4 e E5) seus valores diminuem.

De acordo com as análises físicas, químicas e biológicas, verifica-se que a maioria dos parâmetros avaliados ultrapassam os limites da legislação para esta classe de rio. Porém segundo ZAGATTO (1991), somente através de testes de toxicidade é possível indicar se as águas apresentam condições adequadas ou não à manutenção da vida aquática.

7.2. AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE DA ÁGUA

De acordo com o artigo 12 da legislação CONAMA n.º 20 (D.O.U., 1986), “os padrões de qualidade das águas estabelecidos constituem-se em limites individuais para cada substância. Considerando eventuais ações sinérgicas entre as mesmas, estas não especificadas, não poderão conferir às águas características capazes de causarem efeitos letais ou alteração de comportamento, reprodução ou fisiologia da vida”, ou seja, a resposta dos organismos aquáticos a substâncias ou misturas tóxicas, é mais sensível quando comparadas com parâmetros físicos e químicos, sendo considerada um indicador global da toxicidade de um sistema receptor (CETESB, 1990).

Segundo SOARES (1990), testes ecotoxicológicos complementam e diminuem os custos tradicionais de controle da poluição e, quando integrados em um programa multidisciplinar, são um instrumento indispensável para uma política correta de gestão dos recursos naturais.

A característica mais importante no que se refere a escolha de um procedimento de um teste, é justamente a seleção do organismo que será utilizada como indicador dos efeitos dos contaminantes, pois a resposta deste teste com um, ou um pequeno grupo de organismos geralmente, é usada para estimar os efeitos sobre uma comunidade (ELDER, 1990).

7.2.1. AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE AGUDA PARA *DAPHNIA SIMILIS*

Os testes de toxicidade com *Daphnia similis* indicam que, as águas do córrego Franquinho apresentam efeitos agudos em todas as estações de coleta.

Os resultados dos testes de toxicidade aguda mostram que todas as amostras de água apresentaram toxicidade em todas as estações, durante o período de estudo (18/10, 23/11, 13/12 de 1999 e, 17/01, 28/02 e 13/05 de 2000) exceção feita à coleta de 18 de Março/99 quando nas estações 1,2 e 3 não foi observada toxicidade. Pelos dados obtidos até o momento, verifica-se que não existe diluição dos agentes tóxicos ao longo do sistema.

De acordo com (CETESB, 1986), a imobilidade em *Daphnia* ocorre em águas onde valores de pH, situam-se abaixo de 5,2 ou acima de 9,2. No entanto, testes realizados com *D. similis* mostram que a faixa compreendida entre 4,5 a 9,5, em 24 horas, não causa imobilidade, logo, de acordo com os valores de pH obtidos, os testes não sofreram interferência do mesmo.

Quanto aos agentes tóxicos responsáveis pela toxicidade aguda, observou-se nos testes teores de zinco entre 0,01 à 0,36 $\mu\text{g mL}^{-1}$, que provavelmente é um causador, entre outros fatores, pela toxicidade observada (o limite de toxicidade aguda para *Daphnia magna* é de 0,04 $\mu\text{g mL}^{-1}$) (EPA,1986). O baixo teor de oxigênio dissolvido assim como os valores elevados de sólidos sedimentáveis, sólidos totais dissolvidos e sólidos em suspensão que exercem efeitos físicos no aparelho filtrador dos organismos provavelmente estão contribuindo para a toxicidade.

As análises de sólidos sedimentáveis e sólidos em suspensão, mostram que provavelmente, está ocorrendo interferência na preservação da vida aquática localizada nas águas do córrego em estudo, afetando (entupindo) o aparelho filtrador dos organismos subaquáticos. Segundo "QUALITY CRITERIA FOR WATER" (EPA,1986), existem quatro efeitos principais, que interferem nas comunidades de peixes e microcrustáceos:

- a) Interfere na natação dos organismos, matando-os, reduzindo sua taxa de crescimento e resistência a doenças;
- b) Inibe o desenvolvimento dos ovos e larvas dos peixes;
- c) Modifica, em caso de grandes depósitos, o movimento migratório dos peixes;
- d) Se de origem orgânica, compete pelo oxigênio d'água diminuindo a taxa de sobrevivência dos organismos.

Em relação aos metais, do ponto de vista ecotoxicológico, testes realizados com peixes revelam a seguinte ordem decrescente de toxicidade: mercúrio, cobre, zinco, cádmio, estanho, alumínio, níquel, ferro, bário, manganês, potássio, cálcio, magnésio e sódio (BRANCO, 1986). Na intoxicação dos organismos aquáticos por metais, vários fatores devem ser levados em consideração. Os principais responsáveis pela ação tóxica dos compostos metálicos são, normalmente, os cátions metálicos. No entanto, ocorre variação da toxicidade quando relacionamos a natureza do ânion, podendo haver feitos de antagonismo e sinergismo entre as várias substâncias na água. Além disso, fatores como a temperatura, oxigênio, ventos, etc., podem fazer variar o grau de ação dos metais. A própria agitação ou correnteza da água contribui no aumento da toxicidade, isto porque, ocorre um aumento no encontro das partículas coloidais desse material presente no sistema, promovendo uma maior coagulação do muco sobre as brânquias, impedindo a respiração (BRANCO, 1986). Ainda de acordo com "QUALITY CRITERIA FOR WATER" (EPA, 1986), alguns dos parâmetros que não extrapolaram a legislação apresentam efeitos nocivos às comunidades aquáticas. Com destaque para o zinco, que mesmo em baixas concentrações causa toxicidade aos organismos testados.

7.2.2. AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE CRÔNICA

7.2.2.1. AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE CRÔNICA COM *SELENASTRUM CAPRICORNUTUM*

As águas do córrego Franquinho, promoveram o crescimento da alga *Selenastrum capricornutum* (efeito algistático) nos 6 testes crônicos realizados, devido a elevada concentração de nutrientes presentes.

Como foi observado nas águas do córrego Franquinho, as concentrações de nitrato (com valores superiores ao estabelecido, ou seja, em torno de 10 mg L^{-1}) e fósforo (100 a 200 vezes, maior que o limite - $0,025 \text{ mg L}^{-1}$), estão influenciando diretamente neste processo. Verifica-se que o grande aporte de esgotos domésticos, presente na área de estudo, aumenta em grande quantidade estes nutrientes, favorecendo ao crescimento da alga. Como mencionado, estas substâncias quando presentes nos mananciais em concentrações superiores a $0,3$ e $0,01 \text{ mgL}^{-1}$ respectivamente, determinam a proliferação maciça de algas, que por sua vez, causam sérios problemas à utilização das águas.

De acordo com os resultados obtidos, não houve interferência (inibição) do crescimento da alga, comparado-se com um meio que possui menor quantidade de nutrientes como o meio de Oligo. No entanto, estima-se que se utilizássemos um meio mais "rico" em nutrientes, por exemplo CHU n.º 12, o crescimento da alga nas amostras seria pequeno. Isto indicaria efeito tóxico e, conseqüentemente inibição do crescimento (ROCHA, comunicação pessoal).

7.2.2.2. AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE CRÔNICA COM *CERIODAPHNIA DUBIA*

Testes de toxicidade são utilizados como ferramenta para identificar os possíveis efeitos dos contaminantes através da exposição de organismos-teste sob determinadas condições (ELDER, 1990).

Os testes de toxicidade crônica com *Ceriodaphnia dubia* indicaram efeitos agudos para esta espécie, ou seja ocorreu 100% de mortalidade em todas as estações estudadas, inviabilizando por completo o crescimento, a reprodução e a sobrevivência. Certamente, os mesmos agentes tóxicos causadores da toxicidade aguda para *D. similis* contribuíram para a mortalidade de *C. dubia*. Tais efeitos foram observados com maior intensidade nestes organismos devido à grande sensibilidade apresentada pelos mesmos, ou seja, são mais susceptíveis a

substâncias tóxicas quando comparadas a outros organismos tais como a *Daphnia*.

7.3. APLICAÇÃO DOS ÍNDICES DE QUALIDADE

Para facilitar a interpretação das informações de qualidade de água de forma abrangente e útil, é fundamental a utilização de índices de qualidade. Desta forma, a CETESB, a partir de um estudo realizado em 1970 pela “National Sanitation Foundation” dos Estados Unidos, adaptou e desenvolveu o Índice de Qualidade de Água - IQA. No entanto, este índice apresenta algumas limitações como a possibilidade de indicar uma quantidade superior à condição real do recurso hídrico e restringir-se a uma avaliação limitada somente à utilização das mesmas para o abastecimento público. Com o objetivo de estabelecer um índice que retrate a qualidade da água para preservação das comunidades aquáticas, de acordo com os usos estabelecidos por lei, foi proposto por ZAGATTO *et al.* (1999) o Índice de Qualidade da Água para a Proteção da Vida Aquática (IVA) o qual engloba o Índice de Parâmetros Mínimos para Preservação das Comunidades Aquáticas (IPMCA) e o Índice de Estado Trófico (IET).

7.3.1. ÍNDICE DE PARÂMETROS MÍNIMOS PARA PRESERVAÇÃO DAS COMUNIDADES AQUÁTICAS (IPMCA)

Os resultados obtidos no cálculo do IPMCA, demonstram que o córrego Franquinho apresenta contaminação em toda a sua extensão. Praticamente, em todas as estações foram usadas as ponderações com valor máximo, destacando-se a estação 5 que apresentou valor nove (9) em várias campanhas, demonstrando haver maior contaminação após a confluência com o córrego Ponte Rasa.

Segundo CETESB (1999), a qualidade das águas do rio Tietê (ponto de amostragem próximo ao córrego Franquinho, TIET04150) encontra-se comprometida, apresentando valores semelhantes aos encontrados na região do estudo (IPMCA ≥ 6).

Desta forma, fica evidente que a ocupação da área ao redor do córrego Franquinho, ocorreu desordenadamente, ou seja, não havendo preocupação com a qualidade da água do mesmo, causando um grau de poluição elevado semelhante aos encontrados no rio Tietê.

7.3.2. ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO (IET)

Para o cálculo do IET, utilizou-se somente os valores encontrados para o fósforo, não sendo realizados testes para clorofila.

Os resultados obtidos no cálculo do IET, demonstraram que o córrego Franquinho apresenta-se hipereutrofizado em toda a sua extensão.

Com exceção ao mês de Fevereiro de 2000 que apresentou a estação 1 e 3 com ponderação três (3), certamente por ter sido a coleta realizada durante uma forte chuva, todos os outros meses estiveram com o valor máximo (4) que se pode utilizar no cálculo do IET.

De acordo com CETESB (1999), a qualidade das águas do rio Tietê (ponto de amostragem próximo ao córrego Franquinho, TIET04150) encontra-se comprometida, de forma semelhante a área de estudo, no entanto a não apresentação dos valores, impossibilita uma melhor comparação.

Neste índice observa-se que a grande descarga de esgotos domésticos em estado bruto, o qual possui uma grande quantidade de detergentes, influencia diretamente no estado trófico do córrego. Esta interferência, causa além de problemas estéticos, uma série de danos às comunidades presentes, inviabilizando a sua sobrevivência.

7.3.3. ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA PARA A PROTEÇÃO DA VIDA AQUÁTICA (IVA)

Os resultados obtidos no cálculo do IVA, demonstram que o córrego Franquinho apresenta contaminação em toda a sua extensão. Praticamente, em todas as estações foram usadas as ponderações com valor alto, destacando-se a estação 5 que apresentou o maior valor médio (13), demonstrando haver um grau de contaminação superior aos outros pontos, certamente devido a influência do córrego Ponte Rasa.

Segundo CETESB (1999), a qualidade das águas do rio Tietê (ponto de amostragem próximo ao córrego Franquinho, TIET04150) encontra-se inadequada, apresentando IVA com valores em torno de 15.

Estes valores demonstram que o córrego Franquinho, apresenta contaminação semelhante a encontrada no rio Tietê, certamente devido a grande descarga de poluentes que ocorre no local e, as suas águas não apresentam qualidade necessária à preservação da vida aquática.

8. CONCLUSÕES

As águas do córrego Franquinho possuem baixos níveis de oxigênio dissolvido (inferiores a 4 mg L^{-1}) e elevados valores de Demanda Química de Oxigênio - DQO (em torno de $148 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_2$) demonstrando em todos os trechos estudados a deterioração do sistema em estudo, provocado principalmente por esgotos domésticos e industriais despejados no local.

Os valores encontrados para fósforo e surfactantes, comprovam grande lançamento de detergentes nas águas deste córrego, indicando a necessidade de medidas mitigadoras.

As concentrações de ortofosfato e nitrato indicam que a área em estudo, encontra-se hipereutrofizada e, juntamente com os valores de DQO, surfactantes, comprovam a deterioração do córrego Franquinho em termos de carga orgânica oriunda de esgotos domésticos.

As altas concentrações de Fósforo Total nas estações amostradas, quando aplicadas ao Índice de Estado Trófico (IET), mostram que as águas do córrego Franquinho estão hipereutrofizadas.

As águas do córrego Franquinho representam grande risco a saúde pública pois os elevados teores de Coliformes Fecais evidenciam a presença de organismos patogênicos, resultantes dos despejos de esgotos domésticos "in natura", ou seja, sem nenhum tipo de tratamento.

A avaliação da comunidade zooplânctônica, demonstrou a extinção quase que total das espécies normalmente encontradas em córregos e riachos, estando reduzidas a poucos. Estando presente somente o reino protista, identificando-se três 03 classes Sarcocystophora (Fytomastigophora, Zoomastigophora e

Lobosea), as quais incluem protozoários flagelados e amebóides e, para o Filo Ciliophora, identificou-se também três classes (Kinetofragmionophora, Oligohymenophora e Polymenophora)

Os demais parâmetros oxigênio dissolvido (OD), condutividade, turbidez, fenóis, surfactantes, fósforo e coliformes fecais, não estavam de acordo com a legislação vigente, CONAMA 20 (D.O.U., 1986).

Dentre os parâmetros analisados o pH, sólidos dissolvidos totais, crômio e manganês, estiveram de acordo com os limites estabelecidos para a Classe 2 do CONAMA n.º 20 (DOU, 1986).

As análises de metais realizadas mostraram que ferro (Fe), níquel (Ni) e chumbo (Pb) encontram-se em concentrações acima do permitido pela legislação (CONAMA n.º 20, Classe 2), indicando a contaminação das águas. Enquanto que o cobre (Cu) e o zinco (Zn), apresentam-se abaixo deste limite.

Existe sazonalidade das características físicas, química e biológicas no córrego Franquinho, ocorrendo nitidamente diferenças entre os períodos de coleta, principalmente devido à variação nos fatores climatológicos, particularmente na precipitação pluviométrica.

As águas do córrego Franquinho são altamente tóxicas, evidenciado pelos efeitos letais (toxicidade aguda, mortalidade) para *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia dubia*.

As águas do córrego Franquinho, promoveram o crescimento das algas *Selenastrum capricornutum* nos testes crônicos realizados, devido a elevada concentração de nutrientes presentes.

Os resultados dos testes de toxicidade crônica e aguda realizados com amostras de água do córrego Franquinho com *Selenastrum capricornutum*, *Ceriodaphnia dubia* e *Daphnia similis* como organismos-teste, permitiram identificar o local de estudo como altamente impactado.

Existem diferenças de sensibilidade entre as espécies utilizadas como organismos-teste neste estudo. Estabeleceu-se a seguinte seqüência para as espécies testadas: *Ceriodaphnia dubia* > *Daphnia similis* > *Selenastrum capricornutum*.

Quanto à caracterização do ambiente em estudo, o monitoramento envolvendo diferentes aspectos do sistema (análises físicas, químicas, biológicas e toxicológicas) mostrou-se mais adequado do que uma avaliação isolada.

O IPMCA obtido, indica que a qualidade da água do córrego Franquinho é péssima, influenciando diretamente no ciclo de vida dos organismos presentes.

De acordo com os índices acima, verifica-se que as águas superficiais do córrego Franquinho em toda a sua extensão mostraram-se com qualidade inadequada. Isto também foi comprovado quando aplicado o Índice de Preservação a Vida Aquática – IVA.

Conclui-se, com base nas análises físicas, químicas, biológicas, toxicológicas e pelos índices de qualidade da água (IVA, IPMCA, IET), que as águas do córrego Franquinho encontram-se altamente contaminadas, não apresentando a qualidade necessária para a preservação da vida aquática.

9. APÉNDICE 1.

Tabela A I – Dados de pluviosidade, na região do Córrego Franquinho, no período de janeiro de 1999 a dezembro de 2000.

Ano	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Anual
1999	119	104	70	8	10	18	6	0	32	33	30	23	453
2000	204	176	151	11	18	10	55	77	66	46	166	291	1272
Média	162	140	111	10	14	14	31	39	49	40	98	157	865

Tabela A II – Dados de temperatura do ar, na região do Córrego Franquinho, no período de março de 1999 a maio de 2000.

Parâmetro	Estação	mar/99	jul/99	out/99	nov/99	dez/99	jan/00	fev/00	mai/00	MÉDIA	DESVIO	COEF. VAR.
	1	25,00	18,00	26,00	24,00	27,00	29,00	28,00	21,00	23,35	6,52	43,4%
Temperatura	2	25,00	18,00	26,00	24,00	27,00	29,00	28,00	21,00	23,41	6,32	43,4%
do Ar	3	25,00	18,00	26,00	24,00	27,00	29,00	28,00	21,00	23,47	6,12	43,4%
	4	25,00	18,00	26,00	24,00	27,00	29,00	28,00	21,00	23,52	5,92	43,4%
	5	25,00	18,00	26,00	24,00	27,00	29,00	28,00	21,00	23,58	5,73	43,4%

Tabela A III – Valores de Temperatura da água nas estações de coleta 1, 2, 3, 4 e 5 do Córrego Franquinho no período de Março de 99 a Maio de 2000.

Parâmetro	Estação	Mar/99	Jul/99	Out/99	Nov/99	Dez/99	Jan/00	Fev/00	Mai/00	MAX.	MIN.	MÉDIA	DESVIO	COEF. VAR
Temp. °C	1	24,5	17,3	22,1	22,6	18,7	17,5	22,0	23,0	24,5	17,3	21,0	2,73	13,09%
	2	25,8	18,1	22,4	25,6	19,1	18,0	22,3	22,7	25,8	18,0	21,8	3,10	14,39%
	3	26,0	18,0	22,6	25,0	18,6	17,9	22,3	23,2	26,0	17,9	21,7	3,17	14,69%
	4	24,0	18,2	23,2	25,3	18,9	17,8	22,5	23,3	25,3	17,8	21,7	2,90	13,44%
	5	25,0	18,2	23,1	25,1	19,1	18,0	22,5	23,6	25,1	18,0	21,8	2,96	13,69%

10. APÉNDICE 2.

Tabela B I – Valores de O. D. nas estações de coleta 1, 2, 3, 4 e 5 do córrego Franquinho no período de Março de 99 a Maio de 2000.

Parâmetro	Estação	Mar/99	Jul/99	Out/99	Nov/99	Dez/99	Jan/00	Fev/00	Mai/00	MÁX.	MIN.	MÉDIA	DESVIO	COEF. VAR.
OD (mg.L ⁻¹)	1	2,40	1,90	1,63	2,87	3,25	3,03	2,63	0,51	3,25	0,51	2,28	0,90	39,6%
	2	1,10	2,10	1,27	2,70	3,00	3,21	1,49	1,01	3,21	1,01	1,99	0,89	44,8%
	3	1,75	2,40	1,33	2,46	2,55	2,75	1,17	0,42	2,75	0,42	1,85	0,82	44,5%
	4	1,39	2,00	1,00	2,70	2,34	2,53	1,53	0,58	2,70	0,58	1,76	0,76	43,1%
	5	2,31	2,20	1,02	2,45	2,21	2,41	1,01	0,45	2,45	0,45	1,76	0,79	45,2%

Tabela B II – Valores de pH nas estações de coleta 1, 2, 3, 4 e 5 do córrego Franquinho no período de Março de 99 a Maio de 2000.

Parâmetro	Estação	Mar/99	Jul/99	Out/99	Nov/99	Dez/99	Jan/00	Fev/00	Mai/00	MÁX.	MIN.	MÉDIA	DESVIO	COEF. VAR.
pH	1	7,47	7,42	7,40	7,26	7,31	7,29	7,53	7,34	7,53	7,26	7,38	0,09	1,3%
	2	7,64	7,50	7,38	7,55	7,29	7,35	7,25	7,32	7,64	7,25	7,41	0,14	1,9%
	3	7,52	7,53	7,24	7,30	7,42	7,04	7,28	7,42	7,53	7,04	7,34	0,16	2,2%
	4	7,89	7,66	7,34	7,42	7,36	6,97	7,15	7,39	7,89	6,97	7,40	0,28	3,8%
	5	7,70	7,74	7,30	7,31	7,33	7,02	7,25	7,36	7,74	7,02	7,38	0,24	3,2%

Tabela B III – Valores de Condutividade nas estações de coleta 1, 2, 3, 4 e 5 do córrego Franquinho no período de Março de 99 a Maio de 2000.

Parâmetro	Estação	Mar/99	Jul/99	Out/99	Nov/99	Dez/99	Jan/00	Fev/00	Mai/00	MÁX.	MÍN.	MÉDIA	DESVIO	COEF. VAR.
	1	316	331	414	335	319	275	131	411	414,0	130,5	316	88,9	28,19%
	2	359	366	396	299	359	294	227	442	442,0	227,0	343	67,0	19,68%
Condutividade	3	340	328	470	395	363	299	207	396	470,0	207,0	350	77,8	22,29%
($\mu\text{s}/\text{cm}^2$)	4	276	317	407	351	373	336	185	344	407,0	184,7	320	68,0	21,39%
	5	291	342	400	384	368	312	182	336	400,0	182,2	327	68,7	21,09%

Tabela B IV – Valores de Sólidos Sedimentáveis nas estações de coleta 1, 2, 3, 4 e 5 do córrego Franquinho no período de Março de 99 a Maio de 2000.

Parâmetro	Estação	Mar/99	Jul/99	Out/99	Nov/99	Dez/99	Jan/00	Fev/00	Mai/00	MÁX.	MÍN.	MÉDIA	DESVIO	COEF. VAR.
	1	0,5	0,5	1,0	1,0	0,5	0,5	0,5	0,5	1,0	0,5	0,6	0,23	37,0%
	2	1,0	0,5	1,5	1,0	1,0	1,0	0,5	0,5	1,5	0,5	0,9	0,35	40,4%
Sól. Sed.	3	1,5	1,0	1,5	1,5	1,0	1,5	1,0	1,0	1,5	1,0	1,3	0,27	21,4%
(inhoff.)	4	3,0	2,0	2,0	1,5	1,5	2,0	1,0	1,0	3,0	1,0	1,8	0,65	37,4%
	5	0,5	1,0	2,0	2,0	1,5	1,5	1,5	1,5	2,0	0,5	1,4	0,50	34,5%

Tabela B V – Valores de Sólidos Dissolvidos Totais nas estações de coleta 1, 2, 3, 4 e 5 do córrego Franquinho no período de Março de 99 a Maio de 2000.

Parâmetro	Estação	Mar/99	Jul/99	Out/99	Nov/99	Dez/99	Jan/00	Fev/00	Mai/00	MÁX.	MÍN.	MÉDIA	DESVIO	COEF. VAR.
	1	*	*	198	166	188	142	62	196	198	62	158,67	51,92	32,7%
	2	*	*	189	154	183	159	107	211	211	107	167,17	36,08	21,6%
Sól. Tot. Dis. mg L ⁻¹	3	*	*	225	221	212	166	98	188	225	98	185,00	48,09	26,0%
	4	*	*	195	179	218	172	88	164	218	88	169,33	44,21	26,1%
	5	*	*	192	185	197	181	86	159	197	86	166,67	41,64	25,0%

Tabela B VI – Valores de Sólidos em Suspensão nas estações de coleta 1, 2, 3, 4 e 5 do Córrego Franquinho no período de Março de 99 a Maio de 2000.

Parâmetro	Estação	Mar/99	Jul/99	Out/99	Nov/99	Dez/99	Jan/00	Fev/00	Mai/00	MÁX.	MÍN.	MÉDIA	DESVIO	COEF. VAR.
	1	*	*	99	95	81	45	39	77	99	39	72,67	25,22	34,7%
	2	*	*	123	69	108	46	90	78	123	46	85,67	27,65	32,3%
Sól.Sus. (mg.L ⁻¹)	3	*	*	115	68	98	38	88	66	115	38	78,83	27,24	34,5%
	4	*	*	83	80	84	29	46	101	101	29	70,50	27,13	38,5%
	5	*	*	98	61	53	33	75	52	98	33	62,00	22,31	36,0%

Tabela B VII – Valores de Turbidez nas estações de coleta 1, 2, 3, 4 e 5 do Córrego Franquinho no período de Outubro de 99 a Maio de 2000.

Parâmetro Estação	Mar/99	Jul/99	Out/99	Nov/99	Dez/99	Jan/00	Fev/00	Mai/00	MAX.	MIN.	MÉDIA	DESVIO	COEF. VAR.
1	*	*	103	93	76	50	48	77	103	48	74,50	22,21	29,8%
2	*	*	129	68	114	52	99	81	129	52	90,50	28,93	32,0%
3	*	*	120	70	106	377	98	62	377	62	138,83	118,71	85,5%
4	*	*	84	72	91	347	54	108	347	54	126,00	109,78	87,1%
5	*	*	99	60	67	324	53	54	324	53	109,50	106,44	97,2%

Tabela B VIII – Valores de Demanda Química de Oxigênio nas estações de coleta 1, 2, 3, 4 e 5 do córrego Franquinho no período de Outubro de 99 a Maio de 2000.

Parâmetro Estação	Mar/99	Jul/99	Out/99	Nov/99	Dez/99	Jan/00	Fev/00	Mai/00	MAX.	MIN.	MÉDIA	DESVIO	COEF. VAR.
1	*	*	174	222	252	166	25	34	252	25	145,50	95,27	65,5%
2	*	*	154	211	259	143	49	61	259	49	146,17	82,10	56,2%
3	*	*	189	203	269	108	72	32	269	32	145,50	89,60	61,6%
4	*	*	187	183	276	77	66	72	276	66	143,50	85,50	59,6%
5	*	*	200	216	223	96	81	82	223	81	149,67	69,98	46,8%

Tabela B IX – Valores de Nitrato nas estações de coleta 1, 2, 3, 4 e 5 do Córrego Franquinho no período de Outubro de 99 a Maio de 2000.

Parâmetro	Estação	Mar/99	Jul/99	Out/99	Nov/99	Dez/99	Jan/00	Fev/00	Mai/00	MAX.	MIN.	MÉDIA	DESVIO	COEF. VAR.
NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	1	*	*	22,1	23,8	20,3	20,7	16,4	18,4	23,8	16,4	20,28	2,63	12,9%
	2	*	*	26,2	15,5	29,2	19,8	15,1	19,3	29,2	15,1	20,85	5,72	27,4%
	3	*	*	28,0	15,6	27,5	24,2	18,6	22,1	28,0	15,6	22,67	4,92	21,7%
	4	*	*	17,2	15,7	23,3	20,2	19,1	19,7	23,3	15,7	19,20	2,62	13,6%
	5	*	*	19,6	13,8	17,4	16,5	18,9	17,8	19,6	13,8	17,33	2,05	11,8%

Tabela B X – Valores de Surfactantes nas estações de coleta 1, 2, 3, 4 e 5 do Córrego Franquinho no período de Outubro de 99 a Maio de 2000.

Parâmetro	Estação	Mar/99	Jul/99	Out/99	Nov/99	Dez/99	Jan/00	Fev/00	Mai/00	MAX.	MIN.	MÉDIA	DESVIO	COEF. VAR.
Surfactantes (mg L ⁻¹)	1	*	*	10,8	28,1	15,7	8,0	7,3	17,3	28,1	7,3	14,53	7,77	53,5%
	2	*	*	13,1	12,2	15,6	11,9	8,3	15,6	15,6	8,3	12,78	2,73	21,3%
	3	*	*	12,2	16,6	13,7	12,5	7,6	7,1	16,6	7,1	11,61	3,66	31,5%
	4	*	*	14,1	13,5	15,9	8,7	4,8	7,9	15,9	4,8	10,82	4,31	39,8%
	5	*	*	12,8	13,0	14,8	7,0	5,7	8,2	14,8	5,7	10,24	3,75	36,6%

Tabela B XI – Resultados das análises de metais realizadas no Córrego Franquinho, unidade hidrográfica alto Tietê, SP., no período de março de 99 a maio de 2000. (unidade - mg L⁻¹)

Coleta	Estação	P	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg
Mar/99	1	> 2,293	< 0,0046	0,0553	0,6050	< 0,0105	0,0141	0,1576	< 0,0007	0,0185
	2	> 2,967	0,0107	0,0769	1,003	0,0135	0,0167	0,0667	< 0,0007	< 0,0093
	3	> 2,305	< 0,0046	0,0512	0,609	< 0,0105	0,0160	0,0814	< 0,0007	< 0,0093
	4	> 1,943	0,0059	0,0693	0,914	0,0555	0,1636	0,1469	< 0,0007	< 0,0093
	5	> 2,006	< 0,0046	0,1231	0,757	0,0189	0,0050	0,1750	< 0,0007	< 0,0093
Jul/99	1	> 4,953	< 0,0046	0,0495	0,542	< 0,0105	0,0092	0,0364	< 0,0007	< 0,0093
	2	> 3,230	< 0,0046	0,0620	0,870	0,0378	0,0077	0,0306	< 0,0007	< 0,0093
	3	> 2,994	< 0,0046	0,0570	0,651	0,0272	0,0080	0,0349	< 0,0007	< 0,0093
	4	> 2,809	< 0,0046	0,0599	0,774	0,0362	0,0090	0,0317	< 0,0007	< 0,0093
	5	> 3,671	0,0290	0,0610	0,963	0,0331	0,0104	0,3597	< 0,0007	< 0,0093
Out/99	1	> 4,764	< 0,0046	0,0473	0,523	< 0,0105	< 0,0012	0,022	< 0,0007	< 0,0093
	2	> 3,154	< 0,0046	0,0611	0,823	0,0417	0,0041	0,0198	< 0,0007	< 0,0093
	3	> 3,000	0,0088	0,0586	0,613	0,0303	0,0146	0,0370	0,0014	< 0,0093
	4	> 2,807	0,0149	0,0617	0,730	0,0411	0,0170	0,0374	< 0,0007	< 0,0093
	5	> 3,599	0,0456	0,0614	0,829	0,0331	0,0114	0,3297	< 0,0007	< 0,0093
Nov/99	1	> 5,060	0,0101	0,0481	0,508	< 0,0105	0,0169	0,0302	< 0,0007	< 0,0093
	2	> 3,268	0,0139	0,0639	0,834	0,0382	0,0179	0,0250	< 0,0007	< 0,0093
	3	> 2,966	0,0091	0,0579	0,601	0,0345	0,0153	0,0267	< 0,0007	< 0,0093
	4	> 2,860	0,0149	0,0621	0,727	0,0380	0,0173	0,0337	< 0,0007	< 0,0093
	5	> 3,597	0,0447	0,0617	0,806	0,0320	0,0151	0,3244	< 0,0007	< 0,0093

Tabela B XI (continuação) – Resultados das análises de metais realizadas no Córrego Franquinho, unidade hidrográfica alto Tietê, SP., no período de março de 99 a maio de 2000. (unidade - mg L⁻¹)

Coleta	Estação	P	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg
	1	> 1,922	< 0,0046	0,0468	0,3513	< 0,0105	0,0713	0,0415	< 0,0007	< 0,0093
	2	> 2,800	< 0,0046	0,0537	0,5360	0,0277	0,0781	0,0515	< 0,0007	< 0,0093
Dez/99	3	> 2,826	< 0,0046	0,0644	0,5880	0,0235	0,0345	0,0654	< 0,0007	< 0,0093
	4	> 3,346	< 0,0046	0,0241	0,3314	0,0135	0,0147	0,0330	< 0,0007	< 0,0093
	5	> 3,233	< 0,0046	0,0149	0,3257	< 0,0105	0,0067	0,0388	< 0,0007	< 0,0093
	1	> 2,457	0,0131	0,0084	0,2954	< 0,0105	0,0149	0,0272	< 0,0007	< 0,0093
	2	> 2,484	0,0094	0,0553	0,3460	< 0,0105	0,0140	0,0180	< 0,0007	< 0,0093
Jan/00	3	> 1,870	< 0,0046	0,0135	0,2053	< 0,0105	0,0124	0,0370	< 0,0007	< 0,0093
	4	> 1,886	0,0069	0,0140	0,2064	< 0,0105	0,0112	0,0359	< 0,0007	< 0,0093
	5	> 1,555	0,0091	0,0054	0,1911	< 0,0105	0,0130	0,0283	< 0,0007	< 0,0093
	1	0,1800	0,0195	0,0129	0,0699	< 0,0105	0,0091	0,0079	< 0,0007	< 0,0093
	2	0,818	0,0182	0,0642	0,6650	< 0,0105	0,0138	0,0266	< 0,0007	< 0,0093
Fev/00	3	0,2134	0,0139	0,0234	0,1363	0,0142	0,0100	0,0079	0,0014	< 0,0093
	4	0,4140	0,0188	0,0437	0,2739	< 0,0105	0,0102	0,0078	< 0,0007	< 0,0093
	5	0,3963	0,0175	0,0607	0,5210	0,0124	0,0083	0,0123	< 0,0007	< 0,0093
	1	> 3,908	0,0077	0,0444	0,607	< 0,0105	0,0133	0,0178	< 0,0007	< 0,0093
	2	> 3,943	0,0065	0,0709	0,596	< 0,0105	0,0105	0,0306	< 0,0007	< 0,0093
MAI/99	3	> 2,935	0,0091	0,0742	0,712	< 0,0105	0,0111	0,0263	< 0,0007	< 0,0093
	4	> 1,722	0,0097	0,0607	0,249	0,0125	0,0089	0,0230	< 0,0007	< 0,0093
	5	> 1,735	0,0084	0,0580	0,265	< 0,0105	0,0072	0,0124	< 0,0007	< 0,0093

Tabela B XII – Valores de Coliformes Fecais nas estações de coleta 1, 2, 3, 4 e 5 do Córrego Franquinho no período de Março de 99 a Maio de 2000.

Parâmetro	Estação	out/99	nov/99	dez/99	jan/00	fev/00	mai/00	MÉDIA	DESVIO	CV (%)
Coliformes	1	1,60E+07	6,00E+07	1,60E+08	3,00E+07	4,00E+06	1,60E+08	7,17E+07	7,09E+07	99,0%
	2	1,60E+07	1,70E+07	2,00E+06	2,80E+08	1,60E+09	1,30E+09	5,36E+08	7,22E+08	134,7%
Fecais	3	1,60E+07	5,00E+07	1,70E+07	1,10E+08	1,60E+09	9,00E+09	1,80E+09	3,58E+09	199,1%
	4	1,60E+07	5,00E+07	5,00E+08	1,70E+08	1,60E+09	5,00E+08	4,73E+08	5,92E+08	125,2%
	5	1,60E+07	1,70E+07	1,40E+07	9,00E+07	2,60E+07	1,60E+08	5,38E+07	5,95E+07	110,6%

11. APÉNDICE 3.

Tabela C I – Mobilidade de *Daphnia similis* em teste realizado nas amostras de água do córrego Franquinho, em 18/03/99.

Estação Identificação	Org. Imóveis/Réplica				Mobilidade (%)	Toxicidade
	1	2	3	4		
Controle	0	0	0	0	100	
E 1	2	1	3	2	90	NT
E 2	3	3	3	2	85	NT
E 3	4	3	3	3	90	NT
E 4	4	4	4	5	15	T
E 5	5	4	5	4	10	T

NT – Não Tóxico

T – Tóxico

Tabela C II – Mobilidade de *Daphnia similis* em teste realizado nas amostras de água do córrego Franquinho, em 18/10/99.

Estação Identificação	Org. Imóveis/Réplica				Mobilidade (%)	Toxicidade
	1	2	3	4		
Controle	0	0	0	0	100	
E 1	3	2	1	2	60	T
E 2	3	2	2	3	50	T
E 3	3	4	3	4	30	T
E 4	5	5	5	4	5	T
E 5	4	5	4	5	10	T

NT – Não Tóxico

T – Tóxico

Tabela C III – Mobilidade de *Daphnia similis* em teste realizado nas amostras de água do córrego Franquinho, em 23/11/99.

Estação Identificação	Org. Imóveis/Réplica				Mobilidade (%)	Toxicidade
	1	2	3	4		
Controle	0	0	1	0	100	
E 1	5	5	5	5	0	T
E 2	0	2	2	2	70	T
E 3	1	2	2	3	60	T
E 4	2	1	2	1	70	T
E 5	5	5	5	5	0	T

T – Tóxico

Tabela C IV – Mobilidade de *Daphnia similis* em teste realizado nas amostras de água do córrego Franquinho, em 13/12/99.

Estação Identificação	Org. Imóveis/Réplica				Mobilidade (%)	Resultados Obtidos
	1	2	3	4		
Controle	0	0	0	0	100	
E 1	5	5	5	5	0	T
E 2	5	5	5	5	0	T
E 3	5	5	5	5	0	T
E 4	5	5	5	5	0	T
E 5	5	5	5	5	0	T

T – Tóxico

Tabela C V – Mobilidade de *Daphnia similis* em teste realizado nas amostras de água do córrego Franquinho, em 17/01/00.

Estação Identificação	Org. Imóveis/Réplica				Mobilidade (%)	Resultados Obtidos
	1	2	3	4		
Controle	0	1	0	1	90	
E 1	5	4	4	4	15	T
E 2	3	2	1	1	65	T
E 3	2	1	1	0	85	T
E 4	4	2	0	1	65	T
E 5	2	3	2	4	45	T

T – Tóxico

Tabela C VI – Mobilidade de *Daphnia similis* em teste realizado nas amostras de água do córrego Franquinho, em 28/02/00.

Estação Identificação	Org. Imóveis/Réplica				Mobilidade (%)	Resultados Obtidos
	1	2	3	4		
Controle	0	0	0	0	100	
E 1	0	1	1	2	80	T
E 2	5	5	5	5	0	T
E 3	5	5	5	4	5	T
E 4	5	5	5	5	0	T
E 5	4	4	4	5	15	T

T – Tóxico

Tabela C VII – Mobilidade de *Daphnia similis* em teste realizado nas amostras de água do córrego Franquinho, em 13/05/00.

Estação Identificação	Org. Imóveis/Réplica				Mobilidade (%)	Resultados Obtidos
	1	2	3	4		
Controle	0	0	0	0	100	
E 1	0	1	1	2	85	T
E 2	5	5	5	5	10	T
E 3	5	5	5	4	10	T
E 4	5	5	5	5	5	T
E 5	4	4	4	5	15	T

T – Tóxico

12. APÊNDICE 4.

Tabela D I – Concentrações de *Selenastrum capricornutum* encontradas no teste realizado em Outubro/99 nas águas do córrego Franquinho, SP.

Out/99	A	B	C	D	DESVIO	MÉDIA	COEF. VAR.	COEF. VAR. (%)
Estação 1	2,14E+06	1,88E+06	5,95E+05	1,49E+06	6,73E+05	1,52E+06	0,44	44%
Estação 2	1,19E+06	1,62E+06	2,09E+06	1,28E+06	4,07E+05	1,54E+06	0,26	26%
Estação 3	2,55E+06	2,17E+06	2,13E+06	1,42E+06	4,71E+05	2,07E+06	0,23	23%
Estação 4	2,34E+06	1,25E+05	2,00E+06	8,80E+05	1,02E+06	1,34E+06	0,76	76%
Estação 5	9,90E+05	9,95E+05	1,16E+06	1,68E+06	3,26E+05	1,21E+06	0,27	27%
Controle	1,42E+06	2,57E+06	2,27E+06	3,35E+05	1,00E+06	1,65E+06	0,61	61%

Tabela DII – Concentrações de *Selenastrum capricornutum* encontradas no teste realizado em Novembro/99 nas águas do córrego Franquinho, SP.

Nov/99	A	B	C	D	DESVIO	MÉDIA	COEF. VAR.	COEF. VAR. (%)
Estação 1	2,11E+06	1,97E+06	3,10E+05	1,08E+06	8,38E+05	1,37E+06	0,61	61%
Estação 2	7,55E+05	1,65E+06	2,26E+06	8,90E+05	6,99E+05	1,39E+06	0,50	50%
Estação 3	2,55E+06	2,35E+06	2,05E+06	1,49E+06	4,64E+05	2,11E+06	0,22	22%
Estação 4	1,78E+06	9,50E+04	2,31E+06	8,35E+05	9,82E+05	1,25E+06	0,78	78%
Estação 5	9,30E+05	1,39E+06	2,85E+05	1,74E+06	6,28E+05	1,09E+06	0,58	58%
Controle	6,20E+05	1,83E+06	1,79E+06	4,50E+05	7,37E+05	1,17E+06	0,63	63%

Tabela DIII – Concentrações de *Selenastrum capricornutum* encontradas no teste realizado em Dezembro/99 nas águas do córrego Franquinho, SP.

Dez/99	A	B	C	D	DESVIO	MÉDIA	COEF. VAR.	COEF. VAR. (%)
Estação 1	6,65E+05	1,78E+06	6,80E+05	8,15E+05	5,34E+05	9,85E+05	0,54	54%
Estação 2	1,59E+06	1,79E+06	1,16E+06	1,80E+06	3,01E+05	1,58E+06	0,19	19%
Estação 3	1,75E+06	7,25E+05	1,48E+06	2,04E+06	5,62E+05	1,50E+06	0,38	38%
Estação 4	1,17E+06	1,22E+06	1,51E+06	1,42E+06	1,60E+05	1,33E+06	0,12	12%
Estação 5	4,75E+05	1,37E+06	1,42E+06	1,46E+06	4,72E+05	1,18E+06	0,40	40%
Controle	3,10E+05	1,60E+06	1,35E+06	5,45E+05	6,21E+05	9,51E+05	0,65	65%

Tabela D IV – Concentrações de *Selenastrum capricornutum* encontradas no teste realizado em Janeiro de 2000 nas águas do córrego Franquinho, SP.

Jan/00	A	B	C	D	DESVIO	MÉDIA	COEF. VAR.	COEF. VAR. (%)
Estação 1	9,05E+05	7,10E+05	6,65E+05	7,45E+05	1,04E+05	7,56E+05	0,14	14%
Estação 2	3,65E+05	7,80E+05	1,10E+05	5,15E+05	2,80E+05	4,43E+05	0,63	63%
Estação 3	1,95E+05	5,55E+05	5,40E+05	5,45E+05	1,76E+05	4,59E+05	0,38	38%
Estação 4	4,50E+04	3,10E+05	2,35E+05	5,80E+05	2,22E+05	2,93E+05	0,76	76%
Estação 5	4,20E+05	1,20E+05	3,50E+04	3,70E+05	1,88E+05	2,36E+05	0,79	79%
Controle	2,75E+05	5,50E+05	3,60E+05	2,55E+05	1,35E+05	3,60E+05	0,37	37%

Tabela DV – Concentrações de *Selenastrum capricornutum* encontradas no teste realizado em Fevereiro de 2000 nas águas do córrego Franquinho, SP.

Fev/00	A	B	C	D	DESVIO	MÉDIA	COEF. VAR.	COEF. VAR. (%)
Estação 1	3,14E+06	2,42E+06	1,98E+06	1,60E+06	6,63E+05	2,28E+06	0,29	29%
Estação 2	1,57E+06	2,27E+06	2,49E+06	1,95E+05	1,03E+06	1,63E+06	0,63	63%
Estação 3	3,29E+06	1,82E+06	1,32E+06	3,05E+05	1,24E+06	1,68E+06	0,74	74%
Estação 4	2,31E+06	2,38E+06	1,56E+06	3,72E+06	9,00E+05	2,49E+06	0,36	36%
Estação 5	1,63E+06	1,63E+06	1,28E+06	1,22E+06	2,21E+05	1,44E+06	0,15	15%
Controle	2,67E+06	8,15E+05	6,85E+05	1,48E+06	9,05E+05	1,41E+06	0,64	64%

Tabela DVI – Concentrações de *Selenastrum capricornutum* encontradas no primeiro dia da curva de crescimento realizada na coleta de Fevereiro de 2000 nas águas do córrego Franquinho, SP.

Dia 29/02	A	B	C	D	MÉDIA	DESVIO	COEF. VAR.	COEF. VAR. (%)
Estação 1	3,00E+05	2,60E+05	2,00E+05	2,40E+05	2,50E+05	3,61E+04	0,14	14%
Estação 2	2,00E+05	1,55E+05	1,60E+05	2,40E+05	1,89E+05	3,43E+04	0,18	18%
Estação 3	1,85E+05	1,45E+05	1,20E+05	1,55E+05	1,51E+05	2,33E+04	0,15	15%
Estação 4	1,35E+05	1,70E+05	1,55E+05	2,25E+05	1,71E+05	3,34E+04	0,20	20%
Estação 5	2,45E+05	2,45E+05	2,00E+05	2,60E+05	2,38E+05	2,25E+04	0,09	9%
Controle	2,40E+05	1,45E+05	1,35E+05	1,25E+05	1,61E+05	4,60E+04	0,29	29%

Tabela DVII – Concentrações de *Selenastrum capricornutum* encontradas no segundo dia da curva de crescimento realizada na coleta de Fevereiro de 2000 nas águas do córrego Franquinho, SP.

Dia 01/03	A	B	C	D	MÉDIA	DESVIO	COEF. VAR.	COEF. VAR (%)
Estação 1	4,25E+05	3,15E+05	0,00E+00	4,15E+05	2,89E+05	1,72E+05	0,60	60%
Estação 2	2,05E+05	2,75E+05	2,10E+05	2,10E+05	2,25E+05	2,89E+04	0,13	13%
Estação 3	2,20E+05	2,30E+05	2,95E+05	3,30E+05	2,69E+05	4,56E+04	0,17	17%
Estação 4	2,00E+05	2,35E+05	2,70E+05	5,10E+05	3,04E+05	1,22E+05	0,40	40%
Estação 5	0,00E+00	2,10E+05	0,00E+00	1,30E+05	8,50E+04	8,96E+04	1,05	105%
Controle	0,00E+00	3,80E+05	5,90E+05	2,45E+05	3,04E+05	2,14E+05	0,71	71%

Tabela D VIII – Concentrações de *Selenastrum capricornutum* encontradas no terceiro dia da curva de crescimento realizada na coleta de Fevereiro de 2000 nas águas do córrego Franquinho, SP.

Dia 02/03	A	B	C	D	MÉDIA	DESVIO	COEF. VAR.	COEF. VAR (%)
Estação 1	1,34E+06	7,90E+05	5,30E+05	1,13E+06	9,48E+05	3,11E+05	0,33	33%
Estação 2	1,62E+06	1,10E+06	1,22E+06	7,05E+05	1,16E+06	3,27E+05	0,28	28%
Estação 3	1,64E+06	1,40E+06	1,27E+06	1,15E+06	1,36E+06	1,84E+05	0,13	13%
Estação 4	1,33E+06	1,59E+06	1,43E+06	1,57E+06	1,48E+06	1,05E+05	0,07	7%
Estação 5	1,10E+06	1,31E+06	6,55E+05	7,85E+05	9,61E+05	2,56E+05	0,27	27%
Controle	1,07E+06	5,50E+05	3,75E+05	5,75E+05	6,41E+05	2,56E+05	0,40	40%

Tabela D IX – Concentrações de *Selenastrum capricornutum* encontradas no quarto dia da curva de crescimento realizada na coleta de Fevereiro de 2000 nas águas do córrego Franquinho, SP.

Dia 03/03	A	B	C	D	MÉDIA	DESVIO	COEF. VAR	COEF. VAR (%)
Estação 1	2,31E+06	1,06E+06	1,28E+06	1,48E+06	1,53E+06	4,73E+05	0,31	31%
Estação 2	1,86E+06	2,47E+06	2,31E+06	7,25E+05	1,84E+06	6,81E+05	0,37	37%
Estação 3	3,03E+06	2,32E+06	1,73E+06	1,26E+06	2,08E+06	6,63E+05	0,32	32%
Estação 4	1,84E+06	1,89E+06	1,87E+06	1,65E+06	1,81E+06	9,63E+04	0,05	5%
Estação 5	0,00E+00	1,85E+06	0,00E+00	1,80E+06	1,83E+06	1,00E+06	0,55	55%
Controle	5,70E+05	4,65E+05	4,95E+05	7,60E+05	5,73E+05	1,15E+05	0,20	20%

13. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABEL, P. D. (1998). *Water Pollution Biology*. 2ª edição, Ellis Horwood Limited, Chichester, 286p.

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. (1993). *Água - Ensaio de toxicidade aguda com Daphnia similis Claus, 1876 (Cladocera, Crustacea)*. Rio de Janeiro. NBR 12713. 16p.

ADAMS, S.M. (1990). *Status and use of biological indicators for evaluating the effects of stress in fish*. Bethesda, American Fisheries Society.

ADAMS, S.M.; BROWN, A. M.; GOEDE, R.W. (1993). *A Quantitative Health Assessment Index for Rapid Evaluation of Fish Condition in the Field*. Transactions of the American Fisheries Society, n. 122, p. 63-73.

ADAMS, W. J. (1995). Aquatic Toxicology Testing Methods. In: Hoffman, D. J.; Rattnen, B. A.; Burton Jr, G. A.. *Handbook of Ecotoxicology*. Boca Raton, Lewis Publishes.

ALLABASTER, J.S. LLOYD, R. (1982). *Water quality criteria for freshwater fish*. 2ª edição. London, Butterworth Scientific.

ALLOWAY, B.J. & AYRES, D.C. (1997). *Chemical Principles of Environmental Pollution*. 2ª ed.; Ed. Chapman & Hall, New York.

APHA. - *Standard methods for the examination the water and wastewater* (1995) .16.ed. Washington, D.C. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation.

ASTM - AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (1988). *Standard guide for conducting renewall life cycle toxicity tests with Daphnia magna*. Philadelphia: ASTM, 17 p. E1193 - 17.

BERTOLETTI, E.; GHERALDI-GOLDSTEIN, E.; ZAGATTO, P. A. (1989). *Variabilidade de testes de toxicidade com peixe*. Ambiente, v.3, n.1, p. 52-58, São Paulo.

BLANCHER, E.C. (1984). Zooplankton, trophic state relationships in some north and central Florida lakes. *Hydrobiologia*, Dordrecht. v 109, p. 251 – 263.

BOUDOU, A & RIBEYRE, F (1989). *Aquatic Ecotoxicology: Fundamental Concepts and Methodologies*. Vol. II. Boca Raton, CRC Press.

BRANCO, S.M. (1986). *Hidrobiologia aplicada a engenharia sanitária*. 3ª ed. São Paulo: CETESB/ACETESB, 640p.

BRAILE, P.M. (1979). *Manual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais*. São Paulo. CETESB. 764p.

BRANT, O.C.; CERQUEIRA, L.. (2000). Commodity Ambiental do Século XXI. In: *Saneamento Ambiental*; ano XI, n. 66, p. 30-35; São Paulo.

BURTON Jr., G.A. & MACPERSON, C. (1992) Sediment toxicity testing issues and methods. In: HOFFMAN, D.J.; RATTNER, B.A.; BURTON Jr., G.A. & CAIRNS, Jr., J. (eds.) *Handbook of Ecotoxicology*. Boca Raton, FL: Lewis Publishers (in press). p. 1-69.

CARLSON, R. E. (1977). A Trophic State Index for Lakes. *Limnology and Oceanography*. Seattle. v.22. p 361 – 369.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (1990). *Procedimentos para Utilização de Testes de Toxicidade no Controle de Efluentes Líquidos – Série Manuais*. N.º 6. São Paulo, CETESB.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (1991) *Teste de toxicidade aguda com Daphnia similis Claus, 1876 (Cladocera, Crustacea)*. São Paulo: CETESB, 28p. Norma Técnica L5 018.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (1992). *Métodos de avaliação da toxicidade de poluentes a organismos aquáticos*. São Paulo: CETESB.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (1993). *Coliformes Fecais e Totais – Determinação pela Técnica de Tubos Múltiplos*. São Paulo: CETESB. 39p.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (1999). *Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo 1998/CETESB*. São Paulo: CETESB.

CHAPMAN, D.V. (1989). *Concepts and Strategies for Biological Monitoring*. GEMS. University of London, 45p.

CHARLES, B. & FREDEEN, K.J. (1997). *Concepts, Instrumentation and techniques in Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry* – Perkin Elmer Corporation.

CODE PERMANENT: ENVIRONNEMENT ET NUISANCES (1986). *Éditions législatives et administratives*. Paris, França. Vol. 1 e 2 ;1974 p. *apud* ZAGATTO, P. A; LORENZETTI, M. L.; PERS, L. S. N; MONEGON, J. N. *Proposta de um Novo Índice de Qualidade de Água*. In: XXVI Sil Congress. July 23-29, 1995, São Paulo, BR.

CORSON, W. (1990). *Manual Global de Ecologia*. Ed. Augustus. São Paulo *apud* MELETTI, P. C. (1997). *Avaliação da Qualidade da Água e do Sedimento na Bacia do Rio Piracicaba, SP, através de parâmetros Ecotoxicológicos*. USP- São Carlos, São Carlos.

DANTAS, E. S. K.. (1999). *Procedimentos Analíticos em Determinações Multi – Elementares de Particulados do Aerossol Atmosférico para uso em Modelo Receptor*. Tese de Doutorado. Instituto de Química, USP, S.P.

D.O.U. - *DIÁRIO OFICIAL DA UNIÃO*. (1986). Resolução CONAMA nº 20, de 18 de junho de 1986 (publicada em 30 de julho de 1986).

ELDER, J. F. (1990). *Aplicability of Ambient Toxicity to National or Regional Water – Quality Assessment. U.S. Geological Survey Circular. Nº 1049. 49p. apud ROSADO, R. M. (1998). Dia gnóstico Ambiental da Baía de Ipanema, Lagoa Guaíba, Porto Alegre, RS, Brasil. Dissertação de Mestrado. Porto Alegre.*

EPA - U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1986). *Quality Criteria for Water*. Washington DC: EPA.

EPA - U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1989). *Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to freshwater organisms*. 2.ed. Cincinnati, OH: EPA,. 250p.

EPA - U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1991). *Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms*. 4.ed. Washington, D.C.: EPA,. EPA - 600/4 - 90/027. 293 p.

EPA - U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1994). *Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms*. 4.ed. Washington, D.C.: EPA.

ESTEVES, F. A.. (1988). *Fundamentos de Limnologia*. Ed. Interciência/FINEP. 570p.

FEEMA – (1983). Apostila de bioensaio; in: *Análises biológicas da água*; v. 2; Rio de Janeiro.

GATTI, L. V. (1997). *Distribuição de Metais em Testemunhos de Sedimentos de Duas Lagoas Vizinhas do Rio Mogi – Guaçu (E. E. de Jaí, Luiz Antonio, S.P.) - Tese de doutoramento, USP - São Carlos, São Carlos, S.P.*

GANNON, J.E., & STEMBERGER, R. S. (1978). Zooplankton (especially Crustaceans and Rotifers) as indicators of water quality. *Trans. Amer. Micros. Soc.* V. 97 nº1. p. 16- 35 *apud* UTZ, L.R.P. (1997). Estudo da Comunidade Zooplanctônica da Bacia de Aeração do Sistema de Tratamento de Efluentes Líquidos da Refinaria Alberto Pasqualini, Refap, Petrobras. Rio Grande do Sul.

GULLEY, D.D., BOELTER, A.M. & BERGMAN, H.L. TOXSTAT 3.3.(1991). *Computer Program.*

HAIR, J.F.; ANDERSON, R.E.; TATHAM, R.L. & BLACK, W.C. (1998). *Multivariate data analysis.* New Jersey: Prentice Hall.

HARPER, D. (1995). *Eutrophication of Freshwaters – Principles, problems and restoration.* Ed. Chapman & Hall. London. 327p.

HORAN, N.J. (1991). *Biological wastewater treatment systems: Theory and operation* . 2nd. Ed. New York, 301 p.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (1998). *Relatório Interno.* São Paulo.

JARDIM, W.T. (1992). A Contaminação dos Recursos Hídricos por Esgoto Doméstico e Industrial. *Química Nova.* 15(2). 144-146.

JEFFREY, D. W. (1987). Biomonitoring of Freshwaters, Estuaries and Shallow Seas: a commentary on requirements for environmental quality control. In : YASUNO, M. eds. *Biological Monitoring of Environmental Pollution.* Tokyo, p 75 – 90. *apud* PAMPLIM, P. A. Z. (1999). *Avaliação da Qualidade Ambiental da Represa de Americana (SP- Brasil) com ênfase no estudo da comunidade*

- de macroinvertebrados bentônicos e parâmetros ecotoxicológicos*. 112p .
Dissertação de Mestrado. São Carlos. São Paulo.
- KRUIJF, H.A.M. (1988). What is Ecotoxicology?. Kruijf, H.A.M.; Zwart, D.; Ray, P.K.; Viswanathan, P.N. eds. *Manual on Aquatic Ecotoxicology*. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers. Cap. 4.
- LEWIS, M.A. (1993). Freshwater primary procedures. In: CALOW, P. *Handbook of Ecotoxicology*, V. 1. Oxford: Blackell Scientific Publications.
- MONTEIRO, N. J. C. (2001). *Estudos da Toxicidade de Microcystis aeruginosa RST9501 da Lagoa dos Patos Sobre Cladóceras Como Subsídio ao Monitoramento Ambiental*. Porto Alegre. 2001. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Instituto de Biociências. UFRS. 178p.
- MORITA, D.M. (1995). *Caracterização de Águas Residuárias*, 2º ed, São Paulo, EDUSP – USP.
- MORIARTY, F. (1983). *Ecotoxicology – the study of pollutants in ecosystems*. 2ª ed.; London, Academic Press.
- OLIVEIRA, E. (1998). *Apostila do Curso de Espectrometria de Emissão Atômica. ICP – AES, Pós Graduação (IQ – USP)*, São Paulo.
- PACE, M. L. & ORCUTT, Jr. D. (1981). The relative importance of protozoans, rotifers and crustaceans in freshwater zooplankton community. *Limnol. Oceanogr.* Baltimore. v 26. p. 822-830.
- PARRISH, P.R. (1985). Acute toxicity tests. In: RAND, G.M. & PETROCELLI, S.R. (eds.) *Fundamentals of aquatic toxicology*. Washington: Hemisphere Publishing Corporation,. p. 31 -57.

- PESSON, P. (1979). *La Contaminacion de Las Aguas Continentales*. Ed. Mundi-Prensa. Madrid. 335p.
- PIVELI, R.P. (1998). *Qualidade das águas*. Apostila curso de Pós Graduação. Escola Politécnica de Engenharia/USP. São Paulo.
- PMSP – Prefeitura Do Município De São Paulo (1997). Relatório Interno. 153 pg.
- POVINELLI, J. (1972). *Contribuição ao estudo da " constante" de desoxigenação da equação de DBO*. São Carlos - Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- PORTO, R.L.L., et al, (1991). *Hidrologia Ambiental*, vol. 3; Edusp; São Paulo.
- RAND, G.M.& PETROCELLI, S.R. (1985) *Fundamentals of Aquatic Toxicology*. Mc Graw Hill International Book Company, pp. 666.
- RICHTER, C.^a; NETTO, J.M.A. (1998). *Tratamento de Água, Tecnologia Atualizada*. Ed. Edgard Blucher LTDA. São Paulo. 332p.
- SANTOS, E.J. (1999). *Determinação de Nutrientes e Contaminantes Inorgânicos em Café Solúvel por Espectrometria de Emissão Atômica com Plasma de Argônio Induzido (ICP-AES)*. Dissertação de Mestrado – Instituto de Química/USP - SP.
- SCHAFER, A. (1985). *Fundamentos de Ecologia e Biogeografia das Águas Continentais*. UFRGS, Porto Alegre. 532p.
- SETAC – Society of Environmental Toxicology and Chemistry. (2001). SETACWHOLE EFFLUENT TOXICITY TESTS EXPERTS ADVISORY PANELS. Pensacola. Disponível em : < <http://www.setac.org/wetindex.html>. > Acesso: 5 abr. 2001.

TEIXEIRA, N.N. (1987). *Influencia dos Detergentes sintéticos biodegradáveis no processo de lodos ativados tratando esgotos predominantemente domésticos*; Universidade de São Paulo, Tese de Doutorado; 182 p., São Paulo.

THURSTON, R.V.; RUSSO, R.C. & VIPOGRADOV, G.A. (1981). Ammonia toxicity to fishes. Effect of pH on toxicity of the un-ionized ammonia species. *Environmental Science & Technology*, v.15, n. 7, p. 837-840.

VJVERBERG, J. (1989). Culture Techniques for Studies on the growth, Development and Reproduction of Copepods and Cladocerans Under Laboratory and 'in situ' Conditions: a review. *Freshwater Biology*. Oxford. v. 21. P. 317 – 373.

YABE, M.J.S. (1995). *Determinação de Metais Pesados em Águas superficiais por ICP-AES, Objetivando Caracterização e recuperação de Bacias Hidrográficas*. Universidade de São Paulo – SP. Tese de Doutorado. 203 pg.

ZAGATTO, P.A.; LORENZETTI, M.L; LAMPARELLI, M.C.; SALVADOR, M.E.P.; MENEGON JR., N. & BERTOLETTI, E. (1999). Aperfeiçoamento de um Índice de Qualidade de Águas . *Acta Limnológica Brasiliensia*. (no prelo).

WETZEL, R. G. (1981). *Limnologia*. Barcelona: Ediciones Omega. 677p.