

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL  
DA REPRESA DE AMERICANA (SP -  
BRASIL) COM ÊNFASE NO ESTUDO DA  
COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS  
BENTÔNICOS E PARÂMETROS  
ECOTOXICOLÓGICOS.**

**PAULO AUGUSTO ZAITUNE PAMPLIN**

DEDALUS - Acervo - EESC



31100008556



Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do grau de Mestre em Ciências da Engenharia Ambiental.

**ORIENTADORA: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. ODETE ROCHA**

São Carlos  
1999

Class.	TESE-EESC
Curr.	4204
Tombo	021/00

311 0000 8556

001071431

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento  
da Informação do Serviço de Biblioteca – EESC/USP

P186a Pamplin, Paulo Augusto Zaitune  
Avaliação da qualidade ambiental da represa de Americana (SP-Brasil) com ênfase no estudo da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e parâmetros ecotoxicológicos / Paulo Augusto Zaitune Pamplin. -- São Carlos, 1999.

Dissertação (Mestrado) -- Escola de Engenharia de São Carlos-Universidade de São Paulo, 1999.  
Área: Ciências da Engenharia Ambiental.  
Orientador: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Odete Rocha.

1. Macroinvertebrados bentônicos. 2. Qualidade da água. 3. Ecotoxicologia. 4. Represa de Americana.  
I. Título.

## FOLHA DE APROVAÇÃO

Candidato: Bacharel **PAULO AUGUSTO ZAITUNE PAMPLIN**

Dissertação defendida e aprovada em 14-10-1999  
pela Comissão Julgadora:



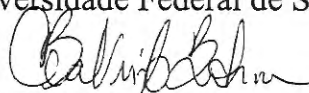
---

Profa. Titular **ODETE ROCHA (Orientadora)**  
(Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo)



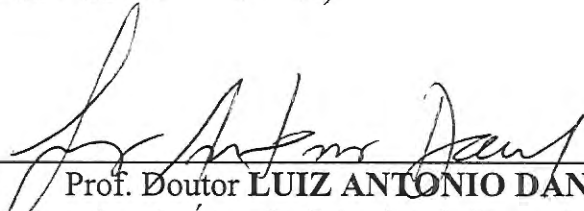
---

Profa. Doutora **ALAIDE APARECIDA FONSECA GESSNER**  
(Universidade Federal de São Carlos - UFSCar)



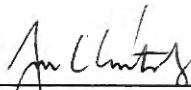
---

Profa. Doutora **MARIA BEATRIZ CAMINO BOHRER**  
(Universidade Federal de São Carlos - UFSCar)



---

Prof. Doutor **LUIZ ANTONIO DANIEL**  
Coordenador da Área de Ciências da Engenharia Ambiental



---

**JOSE CARLOS A. CINTRA**  
Presidente da Comissão de Pós-Graduação da EESC

**Dedico esta dissertação  
à Renata,  
por todo seu grande amor  
e aos meus pais, Ana Maria e Lucho,  
por sempre acreditarem em mim.**

## AGRADECIMENTOS

À Profa. Dra. Odete Rocha, pela confiança, estímulo e orientação no desenvolvimento deste projeto, e sobretudo por sua amizade.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pela concessão da bolsa de estudo (Processo Nº 97/03777-1), sem a qual não seria possível o desenvolvimento do presente projeto.

À Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada, da Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, pelo suporte oferecido para a realização deste projeto.

À Companhia Paulista de Força e Luz (CPFL), na pessoa do Sr. Clemir Antônio Belém, pela infra-estrutura oferecida durante as coletas.

À Profas. Dras. Alaíde Ap. Fonseca-Gessner e Maria Beatriz C. Bohrer, membros da Banca Examinadora desta Dissertação, pelos constantes auxílios e sugestões no desenvolver deste trabalho, os quais foram imprescindíveis para engrandecimento mesmo.

Aos Profs. Drs. Arnola Cecília Rietzler e Evaldo Luiz Gaeta Espíndola pelas oportunidades e auxílios a mim oferecidos e pela amizade.

Aos técnicos do CHREA-USP: Marcelo, Amândio, Luci e Valdomiro, a estagiária Denise e a pós-graduanda Luci pelas análises laboratoriais.

À bibliotecária Regina e à secretária Claudete pela amizade e ajuda sempre que necessárias.

Ao pessoal das coletas, sem os quais este se tornaria mais difícil o desenvolvimento deste projeto.

Aos técnicos e funcionários do Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva/UFSCar: Airton, Angélica, Zezinho, Maria Luísa, Dora, Dona Zezé, Cleuza, Leandro, não só pelas constantes ajudas, mas, principalmente, pela amizade.

Aos pesquisadores: Luiz Ricardo L. Simone, pós-graduando do Museu de Zoologia da USP; Prof. Dr. José Roberto Pujol-Luz, da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro; Dr Michael Hubbard, da A&M Florida University e ao Dr Donald Klemm, da Agência de Proteção Ambiental Norte-Americana pela ajuda na identificação dos organismos bentônicos.

Aos amigos do Laboratório de Limnologia, do Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva/UFSCar.

Aos colegas de turma do Mestrado e Doutorado de 1.997, que vivenciaram juntamente as dificuldades e vitórias durante este período.

Aos meus pais, Ana Maria e Lucho, pelo apoio e confiança.

Aos meus irmãos, Carmen e Luchito, ao meu sobrinho, Thiago e ao meu cunhado, Robert, por sempre estarem presentes.

Ao seu Sebastião, Dona Aparecida, Iara e família que me acolheram com muito carinho e afeto, tomando-se minha família São Carlense.

E em especial à Renata, por ter me suportado nos momentos difíceis que um trabalho com este possui.

# Sumário

RESUMO .....	i
ABSTRACT .....	ii
LISTA DE FIGURAS .....	iii
LISTA DE TABELAS .....	v
<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
1.1. ASPECTOS GERAIS .....	1
1.2. AVALIAÇÃO E MONITORAMENTO DA QUALIDADE DE ÁGUA .....	2
1.3. A ECOTOXICOLOGIA DE ECOSISTEMAS AQUÁTICOS .....	4
1.4. COMPOSIÇÃO E ESTUDO DA COMUNIDADE BENTÔNICA .....	5
1.5. COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM RESERVATÓRIOS .....	6
<b>2. JUSTIFICATIVA.....</b>	<b>10</b>
<b>3. OBJETIVOS.....</b>	<b>11</b>
3.1. OBJETIVO GERAL .....	11
3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	11
<b>4. ÁREA DE ESTUDO .....</b>	<b>12</b>
<b>5. MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>14</b>
5.1. CARACTERIZAÇÃO DAS VARIÁVEIS FÍSICAS, QUÍMICAS E BIOLÓGICAS.....	14
5.1.1. <i>Locais de Amostragem e Periodicidade de Coleta</i> .....	14
5.1.2. <i>Análise da Água</i> .....	15
5.1.3. <i>Análise do Sedimento</i> .....	15
5.1.4. <i>Análise da Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos</i> .....	16
5.2. AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE AGUDA DA ÁGUA E DO SEDIMENTO .....	17
5.2.1. <i>Locais de Amostragem e Periodicidade de Coleta</i> .....	17
5.2.2. <i>Coleta de Material para os Testes Ecotoxicológicos</i> .....	17
5.2.3. <i>Coleta e Manutenção dos Organismos-teste</i> .....	18
5.2.4. <i>Testes de Toxicidade Aguda com Peixes e Larvas de Quironomídeos</i> .....	19
5.3. TRATAMENTO MATEMÁTICO E ESTATÍSTICO DOS DADOS.....	20
5.3.1. <i>Índice de Estado Trófico (IET)</i> .....	20
5.3.2. <i>Análise de Componentes Principais (ACP)</i> .....	21
5.3.3. <i>Diversidade, Riqueza e Uniformidade da Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos</i> .....	21
5.3.4. <i>Similaridade da Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos</i> .....	22
<b>6. RESULTADOS.....</b>	<b>23</b>
6.1. ANÁLISE DAS VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS DA ÁGUA .....	23
6.1.1. <i>Variação da Temperatura e da Concentração de Oxigênio Dissolvido</i> .....	23
6.1.2. <i>Variação da Condutividade Elétrica e do pH</i> .....	26
6.1.3. <i>Transparência da Água e Profundidade da Zona Eufótica</i> .....	29
6.1.4. <i>Variação das Concentrações dos Compostos Nitrogenados</i> .....	31
6.1.5. <i>Variação das Concentrações dos Compostos Fosfatados</i> .....	35
6.1.6. <i>Variação da Concentração de Material em Suspensão (Matéria Orgânica e Inorgânica)</i> .....	38
6.1.7. <i>Variação das Concentrações de Clorofila a e Feofitina</i> .....	41
6.1.8. <i>Índice de Estado Trófico</i> .....	43

6.1.9. Correlações entre as Variáveis da Água através da Análise de Componentes Principais.....	45
6.2. ANÁLISE FÍSICA E QUÍMICA DO SEDIMENTO .....	49
6.2.1. Concentração Relativa de Matéria Orgânica .....	49
6.2.2. Variação da Composição Granulométrica .....	50
6.2.3. Variação da Concentração de Fósforo total.....	52
6.2.4. Variação da concentração de Nitrogênio total (NTK).....	53
6.2.5. Análise de Componentes Principais das Variáveis do Sedimento.....	54
6.3. ANÁLISE DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS DA REPRESA DE AMERICANA .....	56
6.3.1. Composição Taxonômica da Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos .....	56
6.3.2. Distribuição Espacial e Temporal dos Macroinvertebrados Bentônicos.....	58
6.3.3. Diversidade (Uniformidade e Riqueza) e Similaridade da Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos.....	68
6.4. TESTES DE TOXICIDADE DA ÁGUA E DO SEDIMENTO DA REPRESA DE AMERICANA.....	71
6.4.1. Testes de Toxicidade Aguda com larvas de <i>Chironomus xanthus</i> .....	71
6.4.2. Testes de Toxicidade Aguda com <i>Hyphessobrycon eques</i> .....	74
<b>TESTES COM ÁGUA.....</b>	<b>77</b>
<b>TESTES COM SEDIMENTO .....</b>	<b>78</b>
<b>7. DISCUSSÃO.....</b>	<b>81</b>
7.1. CARACTERIZAÇÃO LIMNOLÓGICA.....	81
7.2. COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS .....	87
7.3. AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE DA ÁGUA E DO SEDIMENTO DA REPRESA DE AMERICANA...	94
7.4. AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL DA REPRESA DE AMERICANA .....	95
<b>8. CONCLUSÕES .....</b>	<b>98</b>
<b>9. ANEXO .....</b>	<b>100</b>
<b>10. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>101</b>



## Resumo

PAMPLIN, 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**. São Carlos. 112p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

Pretendeu-se através do presente trabalho avaliar a qualidade ambiental, particularmente da água e do sedimento da represa de Americana (SP, Brasil) com ênfase no estudo da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e parâmetros ecotoxicológicos. Localizada no município de Americana (22°44'S e 47°20'W), região centro-leste do estado de São Paulo, esta represa possui importante papel no desenvolvimento regional, servindo como fonte de abastecimento populacional e industrial, área de recreação, entre outros usos. Devido ao crescimento e desenvolvimento dos centros urbanos e industriais localizados nas proximidades, a represa de Americana vem sofrendo grande influência antrópica, encontrando-se em adiantado estado de eutrofização. Para este estudo foram realizadas coletas em dois períodos distintos do ano (período seco e chuvoso), sendo que para a caracterização física, química e biológica (macroinvertebrados bentônicos) foram selecionados 15 e 13 estações de amostragens, respectivamente, nos períodos seco e chuvoso; e para a caracterização ecotoxicológica 4 estações de coleta representativas de cada compartimento da represa. Através das variáveis físicas e químicas da água verificou-se que a represa de Americana é um ambiente eutrofizado, com baixas concentrações de oxigênio, próximo ao sedimento. A comunidade de macroinvertebrados bentônicos foi representada por 4 espécies de Oligochaeta, 4 de Hirudinea, 1 de Gastropoda e 10 de Insecta, sendo 1 da ordem Ephemeroptera e 9 da ordem Diptera. Entre os grupos de organismos presentes Oligochaeta foi o dominante em ambos os períodos, representando mais de 50% dos organismos, em ambos os períodos estudados. Com relação à toxicidade aguda, os resultados indicam toxicidade do sedimento para *Chironomus xanthus*, apenas na estação E1 no período seco e na estação E10 houve indícios de toxicidade a *Hyphessobrycon eques*, no período chuvoso. Conclui-se que a qualidade ambiental na represa de Americana está bastante comprometida.

Palavras-chave: macroinvertebrados bentônicos, qualidade da água, ecotoxicologia, represa de Americana.

## **Abstract**

PAMPLIN, P. A. Z. (1999). **Environmental quality assessment of Americana reservoir (SP, Brazil), with emphasis on the benthic macroinvertebrates community and ecotoxicological parameters.** São Carlos. 111p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

The present work aimed to evaluate the environmental quality, particularly of the water and sediment of Americana reservoir (SP, Brazil) with emphasis on the study of macroinvertebrate benthic community, and ecotoxicological parameters. This reservoir is located in the central-East region of São Paulo State (22°44'S and 47°20'W). It has an important role in the regional development, and it is used for water supply both, public and industrial as well as for other uses. Americana reservoir is under high antropic influence due to urban and industrial development and population growth in the surroundings. As a consequence, the reservoir is suffering a progressive and accelerated eutrophication. In this study sampling was carried out at in two distinct periods, dry and rainy season. For physical, chemical and biological (benthic community), 15 and 13 samples were taken, respectively in the dry and rainy season. For ecotoxicological characterization 4 sampling stations were chosen, representative of the different reservoir compartments. Physical and chemical results indicate the eutrophic condition, particularly the low oxygen content, near the sediment. Macroinvertebrate benthic community was represented by 4 species of Oligochaeta, 4 species of Hirudinea, 1 species of Gastropoda and 10 species of Insecta, 1 belonging to the Ephemeroptera Order and 9 to the Diptera Order. Among the organisms Oligochaeta was dominant in both periods studied, representing more than 50% of total. Regarding the acute toxicity, the results indicate that the sediment of station E1 was toxic to *Chironomus xanthus* in the dry period and the sediment of E10 showed indicatives of toxicity to *Hyphessobrycon eques* during the rainy period. It can be concluded that environmental quality of the reservoir is considerably low.

**Keywords:** benthic macroinvertebrates, water quality, ecotoxicology, Americana reservoir.

## Lista de Figuras

FIGURA 1 - LOCALIZAÇÃO DA REPRESA DE AMERICANA (SP - BRASIL), COM INDICAÇÃO DAS ESTAÇÕES DE COLETA. ....	13
FIGURA 2 - PERFIS VERTICAIS DE TEMPERATURA (—) E OXIGÊNIO DISSOLVIDO (—) NA COLUNA D'ÁGUA DA REPRESA DE AMERICANA (SP), NO PERÍODO SECO. ....	24
FIGURA 3 - PERFIS VERTICAIS DE TEMPERATURA (—) E OXIGÊNIO DISSOLVIDO (—) NA COLUNA D'ÁGUA DA REPRESA DE AMERICANA (SP), NO PERÍODO CHUVOSO. ....	25
FIGURA 4 - PERFIS VERTICAIS DE PH (—) E CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (—) NA COLUNA D'ÁGUA DA REPRESA DE AMERICANA (SP), NO PERÍODO SECO. ....	27
FIGURA 5 - PERFIS VERTICAIS DE PH (—) E CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (—) NA ÁGUA DA REPRESA DE AMERICANA (SP) NO PERÍODO CHUVOSO. ....	28
FIGURA 6 - PROFUNDIDADE MÁXIMA, PROFUNDIDADE DA ZONA EUFÓTICA E TRANSPARÊNCIA DA ÁGUA NA REPRESA DE AMERICANA (SP). ....	30
FIGURA 7 - VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA CONCENTRAÇÃO DE NITROGÊNIO ORGÂNICO TOTAL, EM MG/L, NA REPRESA DE AMERICANA (SP). ....	33
FIGURA 8 - VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA CONCENTRAÇÃO DE AMÔNIA, EM $\mu\text{G/L}$ , NA REPRESA DE AMERICANA (SP). ....	33
FIGURA 9 - VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA CONCENTRAÇÃO DE NITRATO, EM $\mu\text{G/L}$ , NA REPRESA DE AMERICANA (SP). ....	34
FIGURA 10 - VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA CONCENTRAÇÃO DE NITRITO, EM $\mu\text{G/L}$ , NA REPRESA DE AMERICANA (SP). ....	34
FIGURA 11 - VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO TOTAL, EM $\mu\text{G/L}$ , NA REPRESA DE AMERICANA (SP). ....	36
FIGURA 12 - VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA CONCENTRAÇÃO DE FOSFATO TOTAL DISSOLVIDO, EM $\mu\text{G/L}$ , NA REPRESA DE AMERICANA (SP). ....	36
FIGURA 13 - VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA CONCENTRAÇÃO DE FOSFATO INORGÂNICO DISSOLVIDO, EM $\mu\text{G/L}$ , NA REPRESA DE AMERICANA (SP). ....	37
FIGURA 14 - VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA CONCENTRAÇÃO DE MATERIAL EM SUSPENSÃO, EM MG/L, NA REPRESA DE AMERICANA (SP). ....	39
FIGURA 15 - VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA CONCENTRAÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA, EM MG/L, NA REPRESA DE AMERICANA (SP). ....	39
FIGURA 16 - VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA CONCENTRAÇÃO DE MATÉRIA INORGÂNICA, EM MG/L, NA REPRESA DE AMERICANA (SP). ....	40
FIGURA 17 - VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA CONCENTRAÇÃO DE CLOROFILA A, EM $\mu\text{G/L}$ , NA REPRESA DE AMERICANA (SP). ....	42
FIGURA 18 - VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA CONCENTRAÇÃO DE FEOFITINA, EM $\mu\text{G/L}$ , NA REPRESA DE AMERICANA (SP). ....	42
FIGURA 19 - AGRUPAMENTO DOS PONTOS DE COLETA DA REPRESA DE AMERICANA (SP) NOS PERÍODOS SECO(E_S) E NO PERÍODO CHUVOSO (E_C) PELA ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS (ACP). ....	47
FIGURA 20 - AGRUPAMENTO DAS PRINCIPAIS VARIÁVEIS DA ÁGUA ANALISADAS NA REPRESA DE AMERICANA (SP), PELA ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS (ACP). ....	48
FIGURA 21 - VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA CONCENTRAÇÃO RELATIVA DE MATÉRIA ORGÂNICA, EM % P. S., NO SEDIMENTO DA REPRESA DE AMERICANA (SP). ....	49

FIGURA 22 - VARIAÇÃO ESPACIAL DA COMPOSIÇÃO GRANULOMÉTRICA, EM % P. S., DO SEDIMENTO DA REPRESA DE AMERICANA (SP) NO PERÍODO SECO.....	51
FIGURA 23 - VARIAÇÃO ESPACIAL DA COMPOSIÇÃO GRANULOMÉTRICA, EM % P. S., DO SEDIMENTO DA REPRESA DE AMERICANA (SP) NO PERÍODO CHUVOSO.....	51
FIGURA 24 - VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO TOTAL, EM $\mu\text{G/G}$ DE SEDIMENTO, PRESENTE NO SEDIMENTO DA REPRESA DE AMERICANA (SP).....	52
FIGURA 25 - VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA CONCENTRAÇÃO DE NITROGÊNIO TOTAL (NTK), EM $\mu\text{G/G}$ DE SEDIMENTO, PRESENTE NO SEDIMENTO DA REPRESA DE AMERICANA (SP).....	53
FIGURA 26 - AGRUPAMENTO DOS PONTOS DE COLETA DA REPRESA DE AMERICANA (SP) NOS PERÍODOS SECO(E_S) E NO PERÍODO CHUVOSO (E_C) PELA ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS (PCA).....	55
FIGURA 27 - AGRUPAMENTO DAS PRINCIPAIS VARIÁVEIS DA ÁGUA ANALISADAS NA REPRESA DE AMERICANA (SP) PELA ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS (PCA).....	55
FIGURA 28 - VARIAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DA DENSIDADE DOS GRUPOS DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS PRESENTES NA REPRESA DE AMERICANA (SP).....	63
FIGURA 29 - VARIAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DA DENSIDADE DAS ESPÉCIES DE OLIGOCHAETA PRESENTES NA REPRESA DE AMERICANA (SP).....	64
FIGURA 30 - VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA DENSIDADE DAS ESPÉCIES DE HIRUDINEA NA REPRESA DE AMERICANA (SP).....	65
FIGURA 31 - VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA DENSIDADE DAS FAMÍLIAS DE INSECTA NA REPRESA DE AMERICANA (SP).....	66
FIGURA 32 - VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA DENSIDADE DAS ESPÉCIES DE CHIRONOMIDAE (ORDEM DIPTERA) NA REPRESA DE AMERICANA (SP).....	67
FIGURA 33 - MATRIZ DE SIMILARIDADE ENTRE AS ESTAÇÕES DE COLETA E OS COMPARTIMENTOS DA REPRESA DE AMERICANA (SP) NOS PERÍODOS SECO E CHUVOSO.....	70
FIGURA 34 - AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE AGUDA DO SEDIMENTO DA REPRESA DE AMERICANA (SP) COM LARVAS DE <i>CHIRONOMUS XANTHUS</i> , NAS AMOSTRAGENS REALIZADAS NOS PERÍODOS SECO (PS) E CHUVOSO (PC).....	72
FIGURA 35 - AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE AGUDA DA ÁGUA DA REPRESA DE AMERICANA (SP) COM <i>HYPHESSOBRYCON EQUES</i> , NOS PERÍODOS SECO (PS) E CHUVOSO (PC).....	75
FIGURA 36 - AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE AGUDA DO SEDIMENTO DA REPRESA DE AMERICANA (SP) COM <i>HYPHESSOBRYCON EQUES</i> , NOS PERÍODOS SECO (PS) E CHUVOSO (PC).....	75

## Lista de Tabelas

TABELA 1 - DESCRIÇÃO E AGRUPAMENTO DOS LOCAIS DE COLETA NOS DIFERENTES COMPARTIMENTOS. ....	14
TABELA 2 - CRITÉRIOS DE CLASSIFICAÇÃO TRÓFICA ATRAVÉS DO ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO (IET), SEGUNDO TOLEDO JR ET AL. (1983).....	21
TABELA 3 - VALORES OBTIDOS DO ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO (IET) PARA A REPRESA DE AMERICANA (SP). ....	44
TABELA 4 - CORRELAÇÃO DAS PRINCIPAIS VARIÁVEIS DA ÁGUA, NÚMERO DE EIGENVALUES (FATORES) E VARIÂNCIA OBTIDOS NA ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS (ACP) NA REPRESA DE AMERICANA (SP) PARA OS PERÍODOS ESTUDADOS.....	46
TABELA 5 - CORRELAÇÃO OBTIDA NA ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS (ACP) DAS PRINCIPAIS VARIÁVEIS DA ÁGUA DETERMINADAS NA REPRESA DE AMERICANA (SP) NOS PERÍODOS SECO E CHUVOSO.....	54
TABELA 6 - COMPOSIÇÃO TAXONÔMICA DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS PRESENTES NA REPRESA DE AMERICANA (SP). ....	57
TABELA 7 - DENSIDADE, EM IND/M <sup>2</sup> , DOS MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS NA REPRESA DE AMERICANA (SP), NOS PERÍODOS SECO E CHUVOSO.....	62
TABELA 8 - DIVERSIDADE (H'), RIQUEZA DE ESPÉCIES (S) E UNIFORMIDADE (E) DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS NA REPRESA DE AMERICANA (SP) NOS PERÍODOS SECO E CHUVOSO.....	69
TABELA 9 - SOBREVIVÊNCIA DAS LARVAS DE <i>CHIRONOMUS XANTHUS</i> (CHIRONOMIDAE) EXPOSTAS AO SEDIMENTO DA REPRESA DE AMERICANA (SP) EM TESTES DE TOXICIDADE AGUDA NAS AMOSTRAGENS REALIZADAS NOS PERÍODOS SECO E CHUVOSO.....	72
TABELA 10 - VARIÁVEIS MONITORADAS DURANTE O TESTE DE TOXICIDADE AGUDA DO SEDIMENTO DA REPRESA DE AMERICANA (SP), COM LARVAS DE <i>CHIRONOMUS XANTHUS</i> , NO PERÍODO SECO.....	73
TABELA 11 - SOBREVIVÊNCIA DE <i>HYPHESOBRYCON EQUES</i> (CHARACIDAE, PISCES) EXPOSTOS À ÁGUA E AO SEDIMENTO DA REPRESA DE AMERICANA (SP), EM TESTES DE TOXICIDADE AGUDA, COM AMOSTRAS COLETADAS NOS PERÍODOS SECO E CHUVOSO.....	76
TABELA 12 - VARIÁVEIS MONITORADAS DURANTE O TESTE DE TOXICIDADE AGUDA DA ÁGUA E DO SEDIMENTO DA REPRESA DE AMERICANA (SP), COM <i>HYPHESOBRYCON EQUES</i> , NO PERÍODO SECO.....	77
TABELA 13 - VARIÁVEIS MONITORADAS DURANTE O TESTE DE TOXICIDADE AGUDA DA ÁGUA E DO SEDIMENTO DA REPRESA DE AMERICANA (SP), COM <i>HYPHESOBRYCON EQUES</i> , NO PERÍODO CHUVOSO.....	79
TABELA 14 -ALGUMAS VARIÁVEIS USADAS PARA CLASSIFICAÇÃO TRÓFICA.....	82
TABELA 15 – CARACTERIZAÇÃO LIMNOLÓGICA DE ALGUMAS REPRESAS NO ESTADO DE SÃO PAULO EM DUAS ÉPOCAS DISTINTAS.....	83
TABELA 16 - PRINCIPAIS INDÚSTRIAS OU CIDADES QUE POSSUEM LANÇAMENTOS PARA O RIO ATIBAIA E SEUS AFLUENTES. FONTE: SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO (1994).....	96
TABELA 17 - VALOR DE TOLERÂNCIA À POLUIÇÃO ORGÂNICA E HÁBITO ALIMENTAR DAS ESPÉCIES DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS.....	97

## 1. INTRODUÇÃO

### 1.1. Aspectos Gerais

A necessidade crescente de água em decorrência do crescimento populacional, industrial e agrícola, aliada à distribuição irregular das populações humanas e dos próprios recursos hídricos, tem feito com que a água seja armazenada em diversas partes do mundo, em reservatórios de dimensões variáveis (STRASKRABA & TUNDISI, 1999).

Reservatórios são ecossistemas artificiais construídos pelo homem com o propósito principal de fornecer reservas de água para diversas finalidades de uso, dentre as quais se destacam a produção de energia elétrica e de biomassa, o abastecimento doméstico e industrial, o transporte, a irrigação e a recreação (BRANCO & ROCHA, 1977; TUNDISI, 1988a). A construção de barragens nos sistemas lóticos gera aos novos ecossistemas uma dinâmica funcional e estrutural, isto é, de organização das comunidades biológicas presentes, até então não verificada, principalmente devido às mudanças no tempo de residência e vazão da água.

Assim, os reservatórios ou "lagos artificiais" são sistemas que possuem mecanismos específicos e complexos de funcionamento. É geralmente possível distinguir três regiões com características limnológicas e hidrológicas diferentes. Na região mais a montante este sistema ainda possui características similares às dos ambientes lóticos, enquanto na região próxima à barragem ocorre uma dinâmica semelhante à observada em ambientes lênticos, além de uma região central de transição entre as duas anteriores (LIND *et al.*, 1993)

Na América do Sul, e principalmente no Brasil onde existe abundância de bacias hidrográficas e onde a geração de energia elétrica através de usinas hidroelétricas chegou a representar 96% da energia produzida no país (BRAGA *et al.*, 1998), estes ecossistemas desempenham importante papel ecológico, econômico e social na rede hidrológica na qual se inserem (TUNDISI *et al.*, 1998). Estima-se somente no Estado de São Paulo mais de 15.000km<sup>2</sup> de áreas inundadas pela construção de represas (TUNDISI, 1988b), o que corresponde a cerca de 5% da área total do Estado.

Entretanto, a construção de represas não traz apenas benefícios às populações humanas. Decorrente de sua construção, uma série de impactos são iniciados nas bacias hidrográficas onde estão localizadas. TUNDISI (1993) e STRASKRABA & TUNDISI (1999) citam como principais impactos causados em decorrência da construção de reservatórios o desmatamento e a redução da cobertura vegetal, o aumento da contaminação e da toxicidade no sistema em decorrência das atividades antrópicas, a poluição orgânica e a eutrofização acelerada, a alteração da biodiversidade com remoção de espécies ecologicamente importantes; além da geração de efeitos negativos à saúde humana, resultantes da deterioração da qualidade da água.

Devido aos crescentes impactos surgidos da construção de reservatórios e do desenvolvimento local e regional, torna-se importante o manejo destes ambientes para que sejam melhor explorados sem prejuízos à natureza. Assim, a avaliação ambiental seguida do monitoramento contínuo do sistema são partes importantes dentro do processo de análise ambiental para o uso racional destes recursos, pois tem como função caracterizar e acompanhar mudanças decorrentes da introdução de uma atividade transformadora no ambiente (PRINTES, 1996).

## **1.2. Avaliação e Monitoramento da Qualidade de Água**

Entre os recursos naturais disponíveis, a água é um dos mais importantes e também um dos mais suscetíveis aos impactos decorrentes das atividades humanas. Atualmente, as reservas potenciais de água doce estão bastante reduzidas devido a três fatores principais, que são: a distribuição irregular das chuvas e das populações humanas, o aumento exponencial do consumo total de água em consequência do crescimento demográfico e a severa degradação da qualidade da água (WETZEL, 1993).

A constante utilização dos recursos hídricos tem requerido um maior número de estudos para avaliar e manter a sua qualidade. De acordo com CHAPMAN (1989), a avaliação e o monitoramento ambiental podem fornecer importantes informações sobre a extensão do grau de poluição no ambiente e os seus prováveis impactos, gerando também dados sobre a deterioração ou melhoria ambiental numa escala temporal, permitindo avaliar a eficiência das ações mitigadoras adotadas. Além de importantes para a avaliação do grau de degradação ambiental, estes processos são passos essenciais para se conhecer o funcionamento destes ecossistemas.

A qualidade da água pode ser definida como sendo o conjunto das características físicas, químicas e biológicas de um certo corpo d'água, cujos critérios de avaliação de qualidade dependem do propósito do uso (JAMES, 1979; STRASKRABA & TUNDISI, 1999).

Por muito tempo, a avaliação e o monitoramento ambiental basearam-se nas análises das variáveis físicas e químicas; porém, estas têm apenas detectado as concentrações e as alterações das concentrações no tempo e no espaço, sendo que as respostas biológicas às mudanças ambientais e à ação dos contaminantes, foram observadas somente após a introdução de métodos biológicos para a avaliação e o monitoramento (CHAPMAN, 1989).

Nestas duas formas de monitoramento, o biológico e o não biológico, uma série de vantagens e de desvantagens podem ser observadas. No monitoramento não biológico a principal vantagem foi o desenvolvimento de técnicas que pudessem detectar baixíssimas concentrações de poluentes num curto período de tempo (SPELLERBERG, 1994); porém, as desvantagens deste tipo de monitoramento são inúmeras. Entre elas estão os custos elevados de equipamentos e reagentes necessários às análises e o fato dos efeitos biológicos e sinérgicos das substâncias químicas detectadas e a bioacumulação de substâncias nos ecossistemas não serem determinados (CAIRNS JR *et al.*, 1993; SPELLERBERG, 1994).

Por outro lado, o monitoramento biológico trouxe soluções a muitos destes problemas, tais como a identificação de mecanismos causais dos efeitos observados em níveis de organização biológica mais elevados, o monitoramento simultâneo da sensibilidade aos estresses de efeitos específicos e de relevância ecológica, a integração das respostas às concentrações de poluentes ou à intensidade de estresse com o tempo e a avaliação dos efeitos sinérgicos e antagônicos de poluentes ou estresses combinados (ADAMS, 1990). Contudo, os indicadores biológicos também apresentam limitações, tais como a medição de respostas bioquímicas e moleculares que necessitam de equipamentos sofisticados (ADAMS, 1990), o fato dos testes ecotoxicológicos necessitarem de laboratórios bem equipados (SÉ, 1993), além da falta de profissionais especializados nas identificações dos organismos.

O biomonitoramento pode ser subdividido em biomonitoramento passivo ou bioavaliações, que são análises das comunidades biológicas ou biocenoses e que



carecem de controles experimentais rígidos, e biomonitoramento ativo ou bioensaios que são testes laboratoriais ou *in situ* que requerem rigorosos registros experimentais que avaliam a toxicidade de substâncias aos organismos (BURTON, 1992; HERRICKS *et al.*, 1989). Segundo os autores, a escolha do método de biomonitoramento depende da complexidade do problema em questão; todavia, a interação entre ambos os métodos de biomonitoramento, somados aos dados ambientais (variáveis físicas e químicas) do sistema proporcionam uma melhor visão para se diagnosticar a qualidade ambiental dos ecossistemas em estudo.

Vários organismos podem ser utilizados como detectores do distúrbio ambiental, sendo estes denominados bioindicadores e segundo JEFFREY (1987) eles podem ser definidos como organismos selecionados com os quais se pode amostrar, testar e responder questões sobre o ambiente. Conforme a maneira de indicação da poluição a que estão sujeitos, SPELLERBERG (1994), agrupa os organismos bioindicadores em 5 categorias, que são: sentinelas, detectores, exploradores, acumuladores e organismos de bioensaio.

Para que uma espécie ou um grupo de organismos sejam utilizados como bioindicadores do distúrbio ambiental, estes devem apresentar algumas características que os tomem indicadores "ideais" (JOHNSON *et al.*, 1993), dentre as quais estão a distribuição cosmopolita, a elevada abundância numérica, a baixa variabilidade genética e ecológica, o tamanho do corpo grande, a mobilidade limitada, história de vida relativamente longa, características ecológicas bem conhecidas, a disponibilidade para estudos de laboratório, além de ter uma taxonomia estável, bem definida e fácil de ser reconhecida.

### **1.3. A Ecotoxicologia de Ecossistemas Aquáticos**

O interesse em estudar os efeitos da poluição nos organismos aquáticos e nos seus diversos níveis de organização fez com que ciências como a Toxicologia Aquática e a Ecotoxicologia tivessem um grande desenvolvimento, principalmente a partir da década de 60. O termo Ecotoxicologia foi primeiramente utilizado por Truhaut em 1969 (MORIARTY, 1983), e pode ser definido como a ciência que estuda os efeitos de venenos e poluentes no nível do indivíduo e suas conseqüências na estrutura e funcionamento das populações, comunidades e ecossistemas (SOARES, 1990).

Nos estudos ecotoxicológicos, a toxicidade de uma substância ou efluente, bem como do corpo receptor pode ter efeitos agudos, subcrônicos ou crônicos

sobre os organismos. Os efeitos agudos são respostas bruscas e rápidas que os organismos apresentam quando expostos a um estímulo, sendo normalmente a letalidade ou a imobilidade os efeitos mais comuns (RAND & PETROCELLI, 1985). Já os efeitos subcrônicos e crônicos são aqueles que produzem efeitos deletérios aos organismos como alterações na reprodução, crescimento, comportamento, longevidade, entre outros (CETESB, 1992). Ambos os efeitos são determinados através de testes ecotoxicológicos, nos quais uma quantidade conhecida de organismos são expostos ao agente estressante por períodos conhecidos de tempo e posteriormente os efeitos são avaliados através da taxa de sobrevivência ou mortalidade dos organismos, bem como efeitos comportamentais, morfológicos e fisiológicos, entre outros.

As primeiras padronizações metodológicas para os testes ecotoxicológicos foram feitas com peixes na década de 50 (DOUDOROFF et al., 1951; ASTM, 1954). A partir daí, vários trabalhos tem sido desenvolvidos com a finalidade de aprimorar e desenvolver técnicas e metodologias padronizadas para a utilização de diferentes grupos de organismos nos testes ecotoxicológicos como por exemplo Rotifera (SNELL & JANSEN, 1995), Cladocera (ADEMA, 1978), Chironomidae (NAYLOR & RODRIGUES, 1995) e Oligochaeta (SMITH *et al.*, 1991), entre outros. Atualmente, existem vários manuais de agências e institutos ambientais que trazem as metodologias para testes ecotoxicológicos já padronizadas, como por exemplo, os manuais da American Society for Testing and Materials (ASTM), da Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) e da American Public Health Association (APHA). No Brasil publicações deste tipo também são feitas pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) e pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT).

#### **1.4. Composição e Estudo da Comunidade Bentônica**

A comunidade bentônica é constituída por organismos, vegetais e animais, que habitam, durante pelo menos parte do seu ciclo de vida, o substrato e/ou sedimento do fundo dos ambientes aquáticos. A composição, a densidade e a distribuição dos organismos desta comunidade em um ecossistema aquático dependem de um conjunto de fatores, os quais atuam sobre ela. Entre estes fatores destacam-se o tipo de substrato, a disponibilidade e a qualidade do alimento, o conteúdo de oxigênio disponível (ESTEVES, 1988; WETZEL, 1993); além de fatores bióticos como competição e predação (HARPER, 1992).

Entre os organismos que compõem a comunidade bentônica, os invertebrados têm sido amplamente estudados. De forma geral, os invertebrados bentônicos podem ser subdivididos conforme o tamanho do corpo, em micro-, meso- e macroinvertebrados, porém, não há entre os pesquisadores um consenso quanto à faixa de abrangência de cada subgrupo. Segundo BARNES & MANN (1991), os organismos maiores que 1000 $\mu$ m compõem a macrofauna, animais entre 500 e 1000 $\mu$ m a mesofauna e os menores que 500 $\mu$ m a microfauna bentônica.

Além de importantes na indicação da qualidade ambiental, os organismos bentônicos desempenham um papel central na dinâmica dos ecossistemas aquáticos participando ativamente dos processos de mineralização e reciclagem da matéria orgânica e do fluxo de energia através da rede trófica (LIND, 1979; ESTEVES, 1988).

Os organismos bentônicos, principalmente os macroinvertebrados, tem sido amplamente utilizados nos estudos sobre a avaliação da poluição e do estado trófico de ambientes aquáticos. Segundo REAL *et al.* (1993) e ROSENBERG & RESH (1993), o monitoramento baseado no estudo do macrobentos pode revelar com maior eficiência os efeitos da poluição e da eutrofização, do que o monitoramento através de variáveis físicas e químicas. Com relação a outras comunidades como a zooplanctônica, a bentônica tem a vantagem de que os organismos possuem mobilidade bem menor ou mesmo nula e um ciclo de vida relativamente maior, fatos que os expõem por mais tempo aos impactos ambientais.

Entre os organismos bentônicos, Chironomidae e Oligochaeta são considerados os mais importantes, por serem geralmente os mais abundantes, além de serem utilizados como bons indicadores ambientais (SAETHER, 1979; WIEDERHOLM, 1980).

Os organismos bentônicos têm sido utilizados amplamente para a avaliação do grau de toxicidade da água e do sedimento, através de testes de toxicidade (BUYLE, 1989; TRANSPURGER & DREWS, 1996).

## **1.5. Comunidades de Macroinvertebrados Bentônicos em Reservatórios**

Em reservatórios, a comunidade zoobentônica tem sido estudada sob vários aspectos ecológicos (estruturais e funcionais), observando-se uma sucessão na composição como também na densidade das espécies, tanto na escala espacial quanto na escala temporal (PAYNE, 1989).

BASS (1992) analisando a colonização e a sucessão da comunidade de macroinvertebrados bentônicos do lago Arcadia (E. U. A.), um pequeno reservatório artificial, verificou diferentes invasões de organismos em distintos períodos, sendo que a primeira foi feita por espécies locais presentes antes da inundação da área (espécies de ambientes lóticos), e a segunda e a terceira invasões por espécies características de ambientes lênticos. Provavelmente, este processo sucessional decorre da mudança no comportamento do fluxo de água, imposto pelo barramento artificial, modificando assim várias características físicas e químicas da água e do sedimento que em conjunto influenciaram na estruturação das comunidades bentônicas.

A mudança na condição de um ambiente aquático com características lóticicas para lênticas ou vice-versa gera mudanças não somente no "corpo" da represa, mas também nas regiões anteriores e posteriores a estes ambientes. CAMARGO & JALON (1995) e BRANDIMARTE (1997) analisando a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos a jusante dos reservatórios de Valparaíso (Espanha) e do rio Mogi-Guaçu (Brasil) respectivamente, verificaram que logo após o fechamento das barragens, esta região sofreu um grande impacto com a diminuição na riqueza de táxons, na biomassa e na densidade de organismos, devido ao novo fluxo d'água imposto.

Segundo MARGALEF (1983), as comunidades bentônicas apresentam três padrões de zonação distintos; a *comunidade de litoral*, que é dependente da produção primária, mas não da acumulação de material alóctone, a *comunidade de bentos profundo*, totalmente dependente da material orgânico alóctone que entra e da sedimentação do plâncton e a *comunidade de águas correntes*, que também é dependente de nutrientes alóctones e do processo de sedimentação, estando organizada no fluxo principal da água.

Em represas, devido às características lênticas do ambiente, a comunidade bentônica pode ser subdividida em bentos de litoral e bentos profundo. Segundo COLE (1975) apesar da zona litorânea possuir uma composição mais variada, a zona profunda é a mais interessante para o estudo da comunidade sob todos os aspectos biológicos, devido às condições inóspitas encontradas nesta região.

PETRIDIS & SINIS (1993) estudando a distribuição da comunidade bentônica no reservatório Tavropos, na região central da Grécia, verificaram que a diversidade, a riqueza de espécies e a densidade diminuíam com o aumento da profundidade. SHIMIZU (1981) também verificou que a comunidade de

macroinvertebrados bentônicos na represa de Americana estava altamente estratificada na distribuição batimétrica. Em ambos os trabalhos os autores concluíram que o principal fator que determinou este tipo de distribuição foi o teor de oxigênio dissolvido próximo ao fundo.

O grau de trofia do ecossistema aquático é um dos principais fatores para o estabelecimento e estruturação das comunidades aquáticas, tendo como consequência mudanças tanto qualitativas quanto quantitativas.

Os efeitos da eutrofização sobre a comunidade bentônica são diferentes entre as comunidades de litoral e da zona profunda de lagos e represa (HARPER, 1992). Segundo o autor as mudanças na concentração de oxigênio afetam mais a zona litorânea do que a profunda.

Com a diminuição na concentração de oxigênio, grupos taxonômicos como Ephemeroptera, Odonata, entre outros, tendem a desaparecer, enquanto outros, como Oligochaeta, tendem a aumentar sua abundância relativa. Na represa de Americana (São Paulo, Brasil), SHIMIZU (1981) verificou que o aumento da eutrofização acarretou o desaparecimento total de Gastropoda, Turbellaria, larvas de Chironomidae Tanytarsini e Cladocera Chydoridae. Além disso, verificou o aparecimento esporádico de Hirudinea, Ostracoda, Acari e larvas de Tanytopodinae e o aumento da dominância de Oligochaeta.

A comunidade bentônica também tem sido bastante utilizada na tipologia de lagos e reservatórios. O primeiro trabalho visando este tipo de abordagem foi realizado no final do século XIX e início do século XX por Thienemann em lagos alpinos e subalpinos da Alemanha (WETZEL, 1993). Neste trabalho Thienemann, estudando as larvas de Chironomidae presentes, verificou que em lagos profundos, pouco produtivos e com hipolímnio bem oxigenado, grande parte das larvas pertencia ao gênero *Tanytarsus*, enquanto que em lagos rasos, ricos em plâncton e hipolímnio pouco oxigenado, o gênero dominante era *Chironomus*. Vários trabalhos com este enfoque foram posteriormente desenvolvidos por PRAT (1978), SAETHER (1979), REAL & PRAT (1992), entre outros.

No reservatório Kuibyshev (antiga URSS), ZINCHENKO (1992) verificou mudanças na composição e na dinâmica dos Chironomidae juntamente com mudanças no estado trófico deste ambiente, observando também o aumento da biomassa bentônica.

De fato, o aumento de material orgânico na coluna d'água de reservatórios, aliado ao maior tempo de residência da água, acarreta um acúmulo maior de

material orgânico no sedimento dos reservatórios, como consequência do processo de sedimentação, reduzindo a concentração de oxigênio dissolvido próximo ao fundo.

POPP & HOAGLAND (1995) verificaram no reservatório de Pawnee (E. U. A.) que o acúmulo de matéria orgânica no sedimento juntamente a períodos de anoxia no fundo acarretaram a redução no número de taxa da comunidade bentônica, de 23 taxa entre 1968-79 para 15 entre 1991-92. As espécies que desapareceram pertenciam a diferentes grupos taxonômicos como Hirudinea, Mollusca, Coleoptera, Odonata e Chironomidae, passando a fauna bentônica do reservatório a ser dominada por Oligochaeta e outros gêneros de Chironomidae, especialmente *Coelotanytus*.

Devido à importância que os organismos bentônicos possuem dentro do fluxo energético nos ambientes aquáticos, juntamente com o desenvolvimento de técnicas e metodologias de coletas deste material, nas últimas décadas, tem ocorrido maior interesse no estudo desta comunidade a fim de se conhecer mais sobre a biologia e a ecologia das espécies que compõem esta comunidade em ambientes aquáticos naturais e artificiais, visando o acompanhamento das alterações a que os sistemas poderão ser submetidos e o controle das atividades que ocasionam a degradação dos mesmos.

## 2. JUSTIFICATIVA

Um dos grandes desafios deste fim de século XX é harmonizar o desenvolvimento econômico/industrial com a preservação do meio ambiente de forma que a exploração destes recursos não acarrete maiores danos a estes ambientes e posteriormente ao homem. Assim, o uso racional e sustentado dos ecossistemas naturais deve ser a principal preocupação da sociedade como um todo e não somente dos cientistas e ambientalistas.

Os recursos hídricos deveriam, como os demais recursos naturais, ser integrado dentro do planejamento regional num contexto holístico unindo conhecimento científico e ação do poder público para a sua utilização e manutenção (NAKAMURA *et al.*, 1988; BRAGA *et al.*, 1998).

A represa de Americana é um importante ecossistema para o desenvolvimento regional das áreas urbanas, industriais e agrícolas que a circundam, servindo como receptor dos resíduos produzidos por cidades como Paulínia e Campinas, entre outras, e por indústrias nelas localizadas, ao mesmo tempo que serve de fonte de abastecimento de água para outras cidades, como por exemplo Sumaré. Atualmente, este reservatório está sendo estudado sob vários aspectos limnológicos e ecológicos por pesquisadores e alunos do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada, da Escola de Engenharia de São Carlos (USP-São Carlos), com o objetivo de aprofundar as bases científicas, contribuindo para o gerenciamento dos recursos hídricos e a integração de conhecimentos no contexto regional, tendo como finalidade a recuperação e manejo da qualidade da água da represa.

Dentro deste contexto, a avaliação ambiental através, principalmente, de variáveis biológicas (análise da composição e da distribuição da comunidade bentônica e testes ecotoxicológicos) juntamente com as variáveis físicas e químicas torna-se um importante instrumento que poderá contribuir para a avaliação da qualidade da água, para o entendimento de diversos aspectos ecológicos relacionados às comunidades locais e para a escolha de medidas de manejo e recuperação deste ecossistema.

### 3. OBJETIVOS

#### 3.1. Objetivo Geral

- ✓ Avaliar a qualidade ambiental da represa de Americana utilizando dois métodos de biomonitoramento: a *bioavaliação*, por meio da análise da composição, da distribuição e abundância das populações de macroinvertebrados bentônicos e o *bioensaio*, através de testes de toxicidade aguda com peixes e larvas de quironomídeos.

#### 3.2. Objetivos Específicos

- ✓ Determinar a composição, a densidade e a distribuição espacial e temporal dos macroinvertebrados bentônicos presentes na represa de Americana;
- ✓ Comparar a diversidade em dois períodos distintos do ano (período seco e chuvoso), e também com estudos anteriormente realizados na represa;
- ✓ Avaliar o grau de eutrofização da represa através de variáveis físicas e químicas, correlacionando-as com a distribuição e a composição da macrofauna de invertebrados bentônicos;
- ✓ Avaliar a toxicidade da água e do sedimento da represa através de testes de toxicidade aguda, utilizando *Hyphessobrycon eques* (Pisces, Characidae) e *Chironomus xanthus* (Diptera, Chironomidae) como organismos-teste;
- ✓ Verificar o desempenho dos dois métodos de biomonitoramento empregados, relacionando as respostas obtidas em ambos os métodos.



## 4. ÁREA DE ESTUDO

A represa de Americana (figura 1) localiza-se no município de Americana, região centro-leste do Estado de São Paulo, nas coordenadas geográficas 22°44' latitude Sul e 47°20' longitude oeste.

Construída na década de 40 pelo represamento do rio Atibaia, através da barragem de Salto Grande, a qual possui 25m de altura e 228m de comprimento de crista, a represa de Americana está inserida na Bacia Hidrográfica do rio Piracicaba, uma das mais importantes do Estado, abrangendo uma área igual a 12.746km<sup>2</sup> e cerca de 44 municípios (MELLETTI, 1997).

Inicialmente, a represa de Americana foi construída para o aproveitamento hidroelétrico, através da Usina Hidroelétrica de Americana (USAM), pertencente à Companhia Paulista de Força e Luz (CPFL), tendo capacidade nominal de gerar 30Mw, com produtividade média de 0,254Mw/m<sup>3</sup>/s. Devido ao crescimento e desenvolvimento regional, seu uso foi ampliado posteriormente para outras finalidades como recreação, abastecimento populacional e industrial de água e irrigação de culturas.

Situada a 530m de altitude, em uma área da Depressão Periférica Paulista dominada por amplas colinas, a represa de Americana possui áreas inundadas mínima e máxima iguais a 10,55km<sup>2</sup> e 13,25km<sup>2</sup> e volume máximo de aproximadamente 1,06x10<sup>6</sup>m<sup>3</sup>, podendo ser considerado um reservatório de pequeno porte. As profundidades médias e máximas são de 8,00m e 19,28m, respectivamente. A área de bacia da represa é igual a 2.770km<sup>2</sup> e o tempo médio de retenção da água é de 30 dias.

Devido à localização geográfica, a represa está sujeita à dois períodos climáticos bem definidos, sendo um frio e seco (de abril a setembro) e outro quente e chuvoso (de outubro a março). Segundo COELHO (1993), a região está sujeita à ação das massas de ar tropical atlântica, tropical continental e polar atlântica, com temperatura média anual de 18°C e 20°C e índices pluviométricos médios entre 1300mm e 1500mm, respectivamente, nos trechos superior e inferior, da bacia.

Quanto ao uso do solo e ocupação do entorno da represa, é possível verificar que na margem direita ocorre o predomínio da atividade agrária, principalmente com a monocultura da cana-de-açúcar, chegando em alguns trechos até a margem do reservatório; já na margem esquerda nota-se uma intensa presença urbana com casas, iate-clubes e áreas de lazer. Em ambas as margens existem ainda resquícios de áreas de florestas naturais com capoeiras e matas secundárias (DEBERDT, 1997).

Desde a sua construção, a represa de Americana vem sofrendo aumento progressivo no grau de trofia e poluição devido à grande quantidade de resíduos industriais, agrícolas e esgotos domésticos despejados; encontrando-se, portanto em adiantado processo de eutrofização.

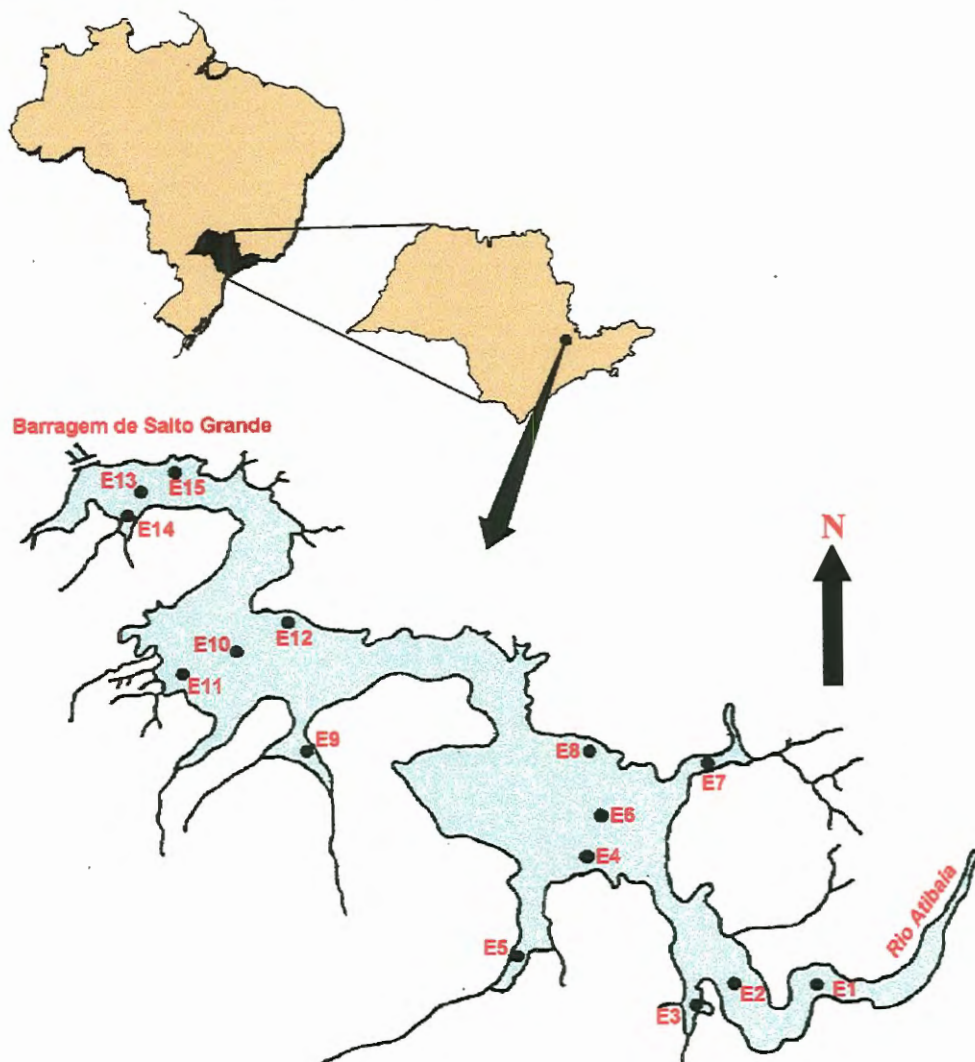


FIGURA 1 - Localização da represa de Americana (SP - Brasil), com indicação das estações de coleta.

## 5. MATERIAIS E MÉTODOS

### 5.1. Caracterização das Variáveis Físicas, Químicas e Biológicas

#### 5.1.1. Locais de Amostragem e Periodicidade de Coleta

A caracterização das variáveis físicas e químicas da água e do sedimento da represa de Americana, bem como da comunidade de macroinvertebrados bentônicos foi feita em 15 estações de amostragem, abrangendo-se toda a área da represa de Americana e o trecho final do rio Atibaia, conforme indicado na figura 1.

Devido à morfometria, a qual possui estrangulamentos nas regiões intermediárias do "corpo" da represa, e à localização das estações de coleta, estas podem ser agrupadas em compartimentos distintos conforme mostra a tabela I.

TABELA 1 - Descrição e agrupamento dos locais de coleta nos diferentes compartimentos.

Compartimentos	Estação de coleta	Descrição
Rio Atibaia	E1	centro do rio Atibaia, próximo a captação da cidade de Sumaré
	E2	centro do rio Atibaia, entre o estação E1 e a represa
	E3	remanso localizado à margem direita do rio
I da represa	E4	margem esquerda
	E5	remanso na margem esquerda
	E6	centro do compartimento
	E7	remanso na margem direita
	E8	margem direita
II da represa	E9	remanso na margem esquerda
	E10	centro do compartimento
	E11	margem esquerda
III da represa	E12	margem direita
	E13	centro do compartimento
	E14	margem esquerda
	E15	margem direita

Quanto à periodicidade de amostragens, foram realizadas duas coletas durante o ano em períodos distintos, sendo uma no período seco (junho/97) e outra no período chuvoso (janeiro/98). Nesta última não foram realizadas amostragens nos estações E14 e E15, respectivamente, margem esquerda e direita do compartimento III da represa, devido à presença de densos bancos de macrófitas, o que impossibilitou o deslocamento do barco até os exatos locais e caso a coleta se realizasse fora do mesmo, estariam muito próximos da estação central (E13).

### 5.1.2. Análise da Água

As variações verticais da temperatura, da concentração oxigênio dissolvido, do pH e da condutividade elétrica foram determinadas utilizando-se um aparelho multi-sensor da marca HORIBA modelo U-10, fazendo-se medições a intervalos de 0,5 ou 1,0m de profundidade. Devido à alta velocidade da corrente no período chuvoso, foram realizadas apenas medidas de superfície na estação de coleta E1.

A transparência da água foi estimada através do desaparecimento visual do disco de Secchi e o limite da zona eufótica, correspondente a 1% da luz incidente na superfície da água, foi calculado multiplicando-se o valor obtido da leitura do disco de Secchi pelo coeficiente de extinção igual a 2,7 (MARGALEF, 1983). No período seco não se realizaram as medições de transparência da água e conseqüentemente da zona eufótica nas estações E13, E14 e E15 devido ao fato das coletas terem ocorrido, nestas estações, ao entardecer com o sol já posto.

Amostras de água de cada local de amostragem foram coletadas, integrando-se a coluna d'água através de uma bomba de sucção. As concentrações dos principais nutrientes presentes na água foram determinadas através de espectrofotometria segundo metodologias descritas por GOLTERMAN *et al.* (1978) para o nitrogênio orgânico total, o fosfato inorgânico dissolvido e o fosfato total dissolvido; por MACKERETH *et al.* (1978) para o nitrato e o nitrito; por KOROLEFF (1976) para a amônia e pelo STANDARD METHODS (1995) para fósforo total.

As concentrações de material em suspensão e de suas frações orgânica e inorgânica foram determinadas pela técnica gravimétrica descrita em TEIXEIRA *et al.* (1965) e as de clorofila a e feofitina pela técnica de extração a quente (75°C) com etanol 80% conforme descrita por NUSCH (1980)

### 5.1.3. Análise do Sedimento

Amostras de sedimento para análises físicas e químicas foram coletadas utilizando-se uma draga do tipo Ekman-Birge, com área igual a 225cm<sup>2</sup>, e deixadas para secar ao ar, em local livre de poeira, durante um período médio de 2 meses. Após este período, as amostras foram destorroadas com martelo de madeira e passadas em peneira de 2,0mm de abertura de malha para remoção de materiais indesejáveis como, por exemplo, fragmentos de vegetais, pedregulhos, entre outros.

O teor de matéria orgânica foi determinado pelo método da perda de massa por ignição modificado de TRINDADE (1980), utilizando-se alíquotas de 5,0g de sedimento seco, as quais foram primeiramente levadas à estufa ( $\pm 60^{\circ}\text{C}$ ) até atingir peso constante, e posteriormente incineradas em mufla, a  $550^{\circ}\text{C}$  por 6 horas.

O procedimento utilizado para determinação da composição granulométrica do sedimento da represa de Americana - frações grosseira (areia total) e fina (silte e argila) - foi o mesmo utilizado nos Laboratórios de Geociências (Depto de Engenharia Civil) e de Paleolimnologia (Depto. de Ecologia e Biologia Evolutiva), ambos da Universidade Federal de São Carlos (modificado de CAMARGO *et al.*, 1986), sendo feitas algumas adequações para o presente trabalho. Estas adequações foram as seguintes:

- ◆ a digestão da matéria orgânica presente no sedimento foi feita pelo método de perda por ignição (amostras finais da determinação do teor de matéria orgânica) ao invés da digestão com água oxigenada (6%). Este procedimento foi adotado, para um melhor aproveitamento das amostras e por agilizar o processo de determinação granulométrica; e
- ◆ o tempo de homogeneização das amostras após tratamento com HCl 0,5N foi de 16 horas ao invés de 15 minutos, para um melhor desprendimento das partículas.

As concentrações de nitrogênio e fósforo totais foram determinadas pelos métodos Kjeldhal e colorimétrico, respectivamente, os quais são descritos em ESTEVES *et al.* (1982) e ANDERSEN (1976).

#### **5.1.4. Análise da Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos**

As amostras para análise da comunidade de macroinvertebrados bentônicos foram também coletadas utilizando-se uma draga tipo Ekman-Birge ( $225\text{cm}^2$ ), sendo coletadas em cada estação de coleta duas dragagens para análise quantitativa e uma para qualitativa.

Após coletadas, as amostras foram fixadas com formol 10% e, posteriormente, lavadas com água corrente em peneira de  $210\mu\text{m}$  de abertura de malha. As frações retidas no processo de lavagem foram coradas com Rosa de Bengala e triadas manualmente em bandejas sob fonte luminosa. Os organismos encontrados foram separados e preservados com álcool 70%.

A densidade dos macroinvertebrados foi calculada de acordo com a seguinte fórmula (WELCH, 1948):

$$n = \frac{o}{a.s} \times 10.000 \quad (1)$$

onde, n é número de indivíduos por m<sup>2</sup>, o é o número de organismos contados na amostra, a é a área do amostrador (cm<sup>2</sup>) e s é o número de amostras coletadas em cada estação de coleta; sendo considerados apenas organismos inteiros.

A identificação dos organismos foi feita baseada nas seguintes chaves de identificação: PENNAK (1953), RIGHI (1984) MERRIT & CUMMINS (1988), DOMINGUEZ *et al.* (1992), BRINKHURST & MARCHESE (1991), TRIVINHO-STRIXINO & STRIXINO (1995) e EPLER (1995). Além da utilização de bibliografia especializada, contou-se também com o auxílio de especialistas para diferentes grupos taxonômicos.

Os resultados da distribuição de Hirudinea na represa de Americana foi sob a forma de conjuntos de espécies, visto que a identificação das espécies somente foi feita após a contagem dos organismos.

## 5.2. Avaliação da Toxicidade Aguda da Água e do Sedimento

### 5.2.1. Locais de Amostragem e Periodicidade de Coleta

Para a avaliação da toxicidade da água e do sedimento da represa de Americana foram estabelecidas quatro, das quinze estações de coleta anteriormente amostradas. As estações escolhidas foram as mais representativas de cada compartimento, sendo estas a estação E1, localizada no trecho final do rio Atibaia, ao lado da captação de Sumaré, e as estações centrais (E6, E10 e E13) de cada compartimento da represa de Americana.

Igualmente ao realizado para a caracterização física e química do ambiente e da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, as coletas para os testes ecotoxicológicos foram realizadas em duas épocas do ano, sendo a primeira realizada em julho/98 e a segunda em maio/99.

### 5.2.2. Coleta de Material para os Testes Ecotoxicológicos

Amostras de água superficial foram coletadas em galões de 20 litros e o sedimento, utilizando-se de draga tipo Ekman-Birge, mantendo-se estas sob baixa temperatura (água, a 20° C e sedimento, a 4° C). A realização dos testes de

toxicidade não ultrapassou o tempo máximo de 96 horas, ou seja, no máximo 4 dias após a coleta do material.

### 5.2.3. Coleta e Manutenção dos Organismos-teste

Para a realização dos testes de toxicidade aguda foram utilizados dois grupos de organismos; peixes e larvas de quironomídeos, visando uma melhor avaliação dos efeitos tóxicos tanto da água quanto do sedimento.

A espécie de peixe selecionada para os testes de toxicidade foi *Hyphessobrycon eques* STEINDACHNER, 1882 (Cypriniformes, Characidae), popularmente conhecida como Mato-Grosso. Esta escolha baseou-se nos resultados obtidos por MELLETTI (1997) para testes de sensibilidade ao cromo, o qual verificou que de quatro espécies testadas, *H. bifasciatus* apresentou uma maior sensibilidade a esta substância, com coeficiente de variação menor.

Os exemplares de *H. eques* foram coletados com tarrafa de 8mm de malha na represa da Universidade Federal de São Carlos e riachos próximos a ela, em ambientes não perturbados. Os peixes foram aclimatados no laboratório por cerca de 15 dias em tanques com aeração artificial e densidade populacional máxima de 2 peixes/L. A alimentação foi feita com ração balanceada, e pelo menos 3 vezes por semana os tanques eram limpos com a troca de metade da água e a retirada de organismos mortos ou com lesões.

As larvas de quironomídeos utilizados nos testes de toxicidade aguda pertenciam a espécie *Chironomus xanthus* REMPEL, 1939 (Chironomidae, Diptera), cujos exemplares foram obtidos em culturas mantidas no Laboratório de Ecotoxicologia do Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva da Universidade Federal de São Carlos. A escolha desta espécie deve-se, principalmente, à facilidade na obtenção e manutenção das larvas em grande quantidade, além desta espécie já ter sido alvo de estudos ecotoxicológicos anteriores (FONSECA, 1997, RODGHER, 1998).

O cultivo destas larvas foi feito em bandejas cobertas por gaiolas de nylon para a retenção dos organismos adultos. O sedimento utilizado foi esterilizado em autoclave. Os organismos eram mantidos sob constante aeração, em sala de temperatura controlada (entre 25 e 23°C) e fotoperíodo de 12 horas. Na alimentação das larvas foi utilizada a concentração de  $10^5$  células/ml de algas (a clorofícea *Selenastrum capricornutum*), apenas no primeiro dia, e ração de peixes

TETRAMIN na proporção de 0,04mg/ml de água nos demais dias (FONSECA, 1997, RODGHER, 1998).

#### 5.2.4. Testes de Toxicidade Aguda com Peixes e Larvas de Quironomídeos

Os testes de toxicidade aguda da água e do sedimento da represa de Americana foram realizados visando a obtenção da CL(50), ou seja, a concentração em que se observa a mortalidade de 50% ou mais dos organismos-teste expostos. Como no presente estudo os agentes a serem testados foram a água e o sedimento, a CL(50) indicou a estação de coleta com características tóxicas ( $CL(50) > 50\%$ ), indícios de toxicidade ( $10\% < CL(50) < 50\%$ ) e não tóxicas ( $CL(50) = 0$ ).

A metodologia para a realização dos testes de toxicidade aguda da água para *Hyphessobrycon eques* (Characidae, Pisces) foi baseada nas normas descritas no documento NBR 12714 da ABNT (1993), modificando-se o recipiente padrão utilizado nos testes e a quantidade de organismos expostos conforme sugerido por FONSECA (1991) e por MELETTI (1997), respectivamente.

Nestes testes os peixes foram expostos à água dos locais de coleta, tendo sido feitas duas réplicas por estação de coleta, cada uma contendo 6 organismos em 3 litros de água.

A metodologia para a realização dos testes de toxicidade aguda do sedimento para *Hyphessobrycon eques* (Characidae, Pisces) foi a proposta por BURTON (1994 In: MELETTI, 1997), com procedimentos semelhantes aos já descritos para os testes com água, mantendo-se a proporção 1:4 de sedimento/água (750g de sedimento para 3L de água).

A duração de ambos os testes foi de 96 horas, sendo a cada 24 horas monitoradas as seguintes variáveis: temperatura, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e pH, além de ser observada a presença de organismos mortos, e no início e final dos testes também foi realizada a medida da dureza total da água.

Os testes de toxicidade com *H. eques* referentes à segunda coleta, tanto para a água quanto para o sedimento, foram realizados individualmente para os organismos, com 5 réplicas por estação. Esta modificação no procedimento foi introduzida porque nos primeiros testes realizados para este período verificou-se que a agressividade entre os peixes era grande, observando-se em muitos



pequenos ferimentos no corpo e nas nadadeiras. Como isto poderia interferir nos resultados de toxicidade optou-se por repetir os experimentos, mantendo-se os organismos isolados.

Para estes testes foi mantida a proporção entre organismos-teste, água e sedimento, sendo que as variáveis físicas e químicas foram monitoradas em intervalos de 48 horas para os testes com água e apenas no início e no final do experimento para os testes com sedimento, visando não estressar os organismos expostos e para não alterar as condições experimentais.

Os testes de toxicidade aguda com *Chironomus xanthus* (Chironomidae, Diptera) foram feitos apenas com o sedimento da represa, empregando-se a metodologia descrita em FONSECA (1997), com proporção de 1:4 partes de sedimento/água.

Para cada estação de coleta foram feitas duas réplicas, cada qual contendo 6 organismos, expostos a 60g de sedimento e 240ml de água do local, por um período de 96 horas. As medidas da temperatura, do pH e da dureza total foram realizadas no início e no final dos testes.

### 5.3. Tratamento Matemático e Estatístico dos Dados

#### 5.3.1. Índice de Estado Trófico (IET)

O estado trófico da represa de Americana foi calculado utilizando-se o índice de estado trófico ou IET proposto por Carlson em 1977, modificado por TOLEDO JR *et al.* (1983) para lagos e reservatórios tropicais. Para a determinação deste índice são utilizadas as seguintes expressões matemáticas:

$$\text{IET}(S) = 10 \times \left( 6 - \frac{0,64 + \ln S}{\ln 2} \right) \quad (2)$$

$$\text{IET}(P) = 10 \times \left( 6 - \frac{\ln(80,32/P)}{\ln 2} \right) \quad (3)$$

$$\text{IET}(PO_4) = 10 \times \left( 6 - \frac{\ln(21,67/PO_4)}{\ln 2} \right) \quad (4)$$

$$\text{IET}(CL) = 10 \times \left( 6 - \frac{2,04 - 0,695 \times \ln CL}{\ln 2} \right) \quad (5)$$

$$\text{IET}_{\text{médio}} = \frac{\text{IET}(S) + 2 \times (\text{IET}(P) + \text{IET}(PO_4) + \text{IET}(CL))}{7} \quad (6)$$

onde; S é o valor do desaparecimento visual do disco de Secchi, P é a concentração de fósforo total, PO<sub>4</sub> é a concentração de fosfato total dissolvido e CL a concentração de clorofila a.

TABELA 2 - Critérios de classificação trófica através do índice de estado trófico (IET), segundo TOLEDO JR et al. (1983).

ESTADO TRÓFICO	
Oligotrófico	< 44
Mesotrófico	44 - 54
Eutrófico	> 54

### 5.3.2 Análise de Componentes Principais (ACP)

A análise multivariada dos componentes principais (matriz de correlação) foi aplicada separadamente para as variáveis da água e do sedimento da represa de Americana. A mesma foi aplicada para se verificar a correlação entre as estações de coleta e também entre as variáveis de cada conjunto. O número mínimo de fatores utilizados seguiu o método de Kaiser, que considera importantes apenas componentes (fatores) com valores de "Eigenvalue" maiores que 1 (MANLY, 1986).

### 5.3.3. Diversidade, Riqueza e Uniformidade da Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos

A diversidade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos da represa de Americana foi estimada através do índice de Shannon-Weaver (1949 In: ODUM, 1983) e cuja formulação matemática é:

$$H' = \sum_i^s \frac{n_i}{N} \log_2 \frac{n_i}{N} \quad (7)$$

, onde s é o número de espécies, n<sub>i</sub> é o número de indivíduos da espécie i na amostra e N o número total de indivíduos na amostra.

A riqueza da comunidade de macroinvertebrados bentônicos da represa de Americana foi determinada pela simples somatória do número de espécies ou gêneros presentes nas amostras.

A uniformidade ou equitabilidade, segundo PIELOU (1975) pode ser estimada através da razão entre a diversidade calculada e a máxima diversidade, visto que esta última somente pode ser encontrada quando todas as espécies forem igualmente abundantes. Desta forma, utiliza-se a seguinte expressão matemática:

$$E = \frac{H'}{H'_{\text{máx}}} \quad (9)$$

onde,  $H'$  é a diversidade de Shannon-Weaver e  $H'_{\text{máx}}$  ( $= \log_2 S$ ) é a diversidade máxima.

#### 5.3.4. Similaridade da Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos

A similaridade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos da represa de Americana foi calculada utilizando-se o índice proposto por Morisita-Horn (1966 In: ACIESP, 1997), que possui a seguinte formulação matemática:

$$C_{\text{MH}} = 2 \frac{\sum (a_{n_i} \cdot b_{n_i})}{(d_a + d_b) \cdot aN \cdot bN} \quad (10)$$

onde,  $d_a = \sum a_{n_i}^2 / aN^2$  e  $d_b = \sum b_{n_i}^2 / bN^2$ ,  $aN$  e  $bN$  os números totais de indivíduos nos locais A e B,  $a_{n_i}$  e  $b_{n_i}$  o número de indivíduos das  $i$  espécies nos locais A e B.

A escolha deste índice de similaridade foi devido a este índice não apenas se basear na comparação de dois locais de amostragem quanto à presença ou ausência das espécies (similaridade qualitativa), mas também por considerar a participação ou frequência de ocorrência de cada espécie nas estações amostrais (similaridade quantitativa) (MAGURRAN, 1988).

## 6. RESULTADOS

### 6.1. Análise das Variáveis Físicas e Químicas da Água

#### 6.1.1. Variação da Temperatura e da Concentração de Oxigênio Dissolvido

As figuras 2 e 3 mostram os perfis verticais de temperatura e oxigênio dissolvido na coluna d'água na represa de Americana nos períodos seco e chuvoso, respectivamente.

No período seco, a temperatura variou entre 18,70°C e 20,70°C na superfície e de 17,80°C a 19,80°C próximo ao sedimento, com valor médio na coluna d'água igual a 19,53°C. Já no período chuvoso, os valores registrados de temperatura foram maiores do que no período anterior, variando de 26,80°C a 32,10°C na superfície e de 25,60°C a 29,40°C próximo ao fundo, sendo o valor médio na coluna d'água para este período igual a 28,06°C. Desta forma, foi possível observar uma diferença de aproximadamente 8°C entre os períodos amostrados. Em geral, verificou-se estratificações térmicas mais evidentes no período chuvoso.

Com relação à concentração de oxigênio dissolvido na água, esta não ultrapassou 5,50mg/L no período seco, mas atingindo elevadas concentrações com o máximo de 19,99mg/L no período chuvoso, notando-se a nítida formação de oxiclina em ambos os períodos, ou seja, a estratificação na concentração de oxigênio dissolvido na coluna d'água. Esta estratificação de oxigênio possivelmente foi resultado direto da alta taxa de fotossíntese, influenciada pela temperatura e intensidade luminosa maiores, já que nos locais onde estas estratificações foram observadas as coletas foram realizadas entre 11:00 e 16:00 horas. No período seco foi observado que a camada hipolimnética estava anóxica em diversos pontos de coleta, enquanto que no período chuvoso esta tendência diminuiu, sendo observada esta condição apenas nas estações mais profundas da represa (E10, E11 e E13).

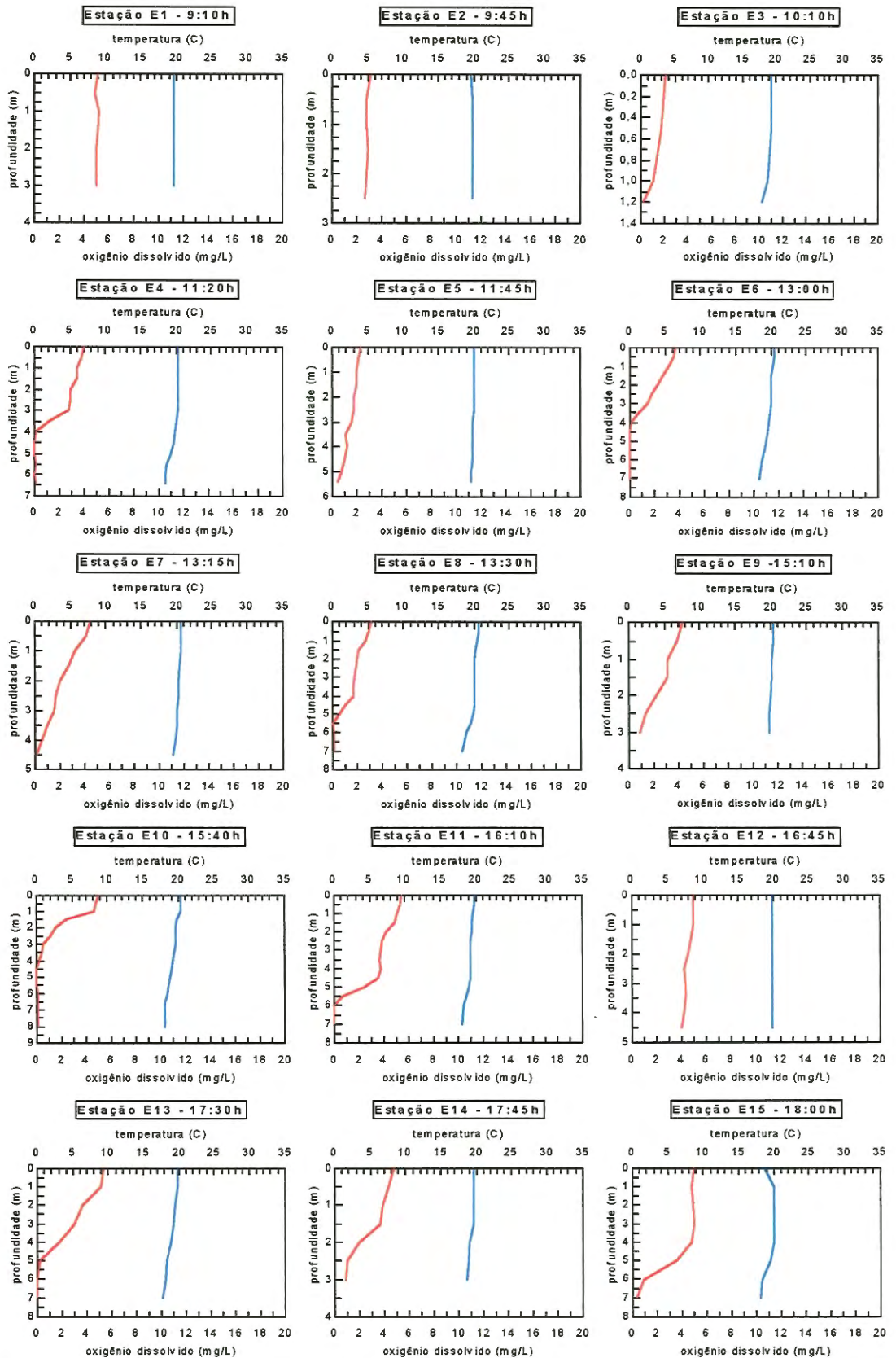


FIGURA 2 - Perfis verticais de temperatura (—) e oxigênio dissolvido (—) na coluna d'água da represa de Americana (SP), no período seco.

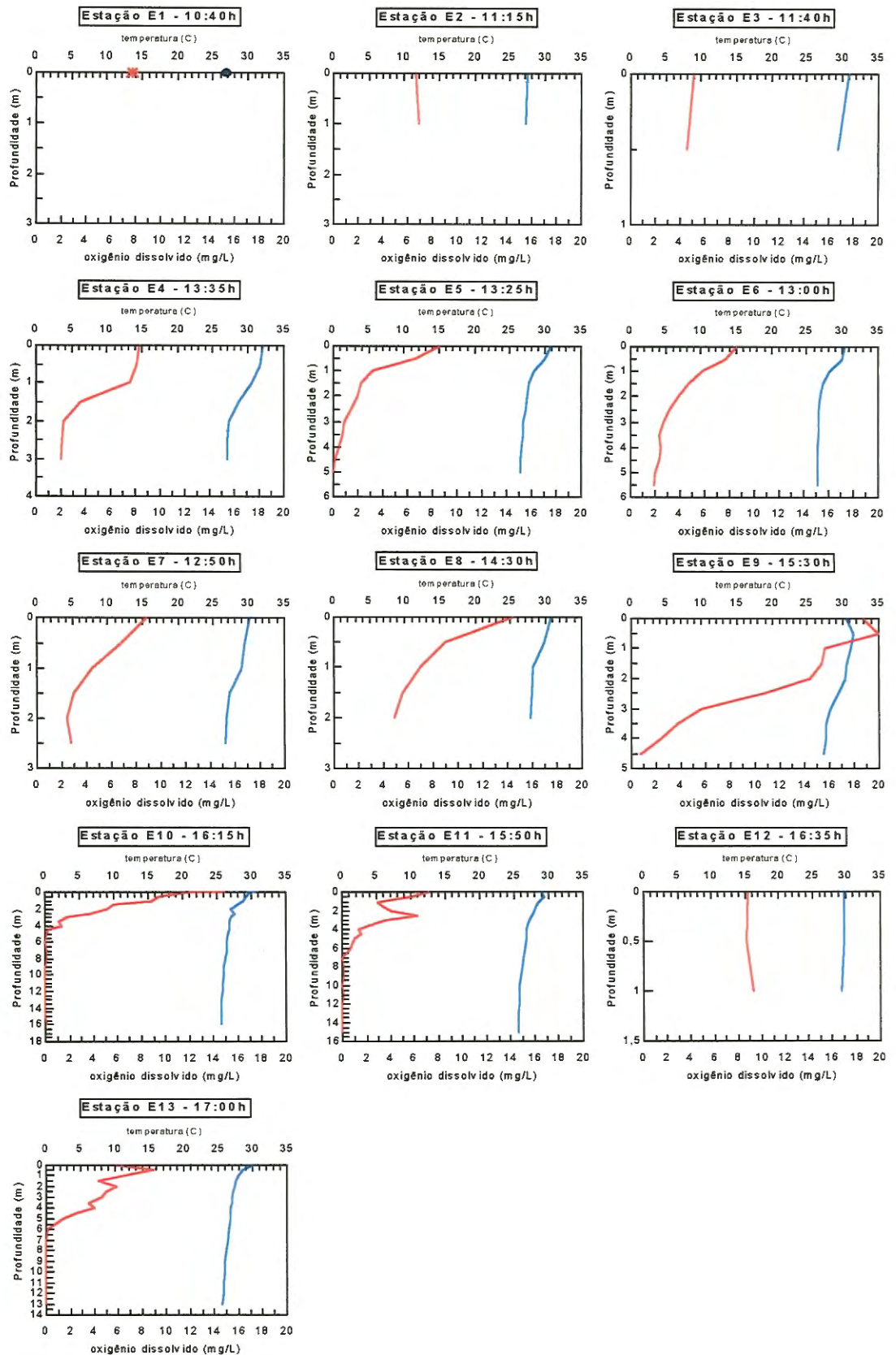


FIGURA 3 - Perfis verticais de temperatura (—) e oxigênio dissolvido (—) na coluna d'água da represa de Americana (SP), no período chuvoso.

### 6.1.2. Variação da Condutividade Elétrica e do pH

A condutividade elétrica na represa de Americana teve uma ampla variação na coluna d'água, registrando-se valores entre  $80\mu\text{S/cm}$  e  $240\mu\text{S/cm}$  no período seco e entre  $55\mu\text{S/cm}$  e  $189\mu\text{S/cm}$  no período chuvoso, conforme apresentado nas figuras 4 e 5, respectivamente.

As maiores médias de condutividade elétrica foram observadas nas estações E1 ( $224,86\mu\text{S/cm}$ , no período seco e  $189\mu\text{S/cm}$ , no período chuvoso) e E2 ( $238,15\mu\text{S/cm}$ , no período seco e  $180,80\mu\text{S/cm}$ , no período chuvoso), ambas localizadas no trecho final do rio Atibaia; e os menores valores médios no período seco foram observados nas estações E6 ( $86,86\mu\text{S/cm}$ ), E7 ( $81,90\mu\text{S/cm}$ ) e E8 ( $83\mu\text{S/cm}$ ), todas situadas no compartimento I da represa e na estação E3 ( $57\mu\text{S/cm}$ ) situado em um remanso do rio Atibaia, no período chuvoso. Comparando-se os valores obtidos nas diferentes profundidades de um mesmo ponto de coleta, foi possível verificar desde uma homogeneidade quase completa (amplitude de variação nula ou muito pequena) até uma ampla variação na coluna d'água de até  $70\mu\text{S/cm}$ .

Com relação aos valores obtidos para o pH da água na represa de Americana, foram observadas situações distintas entre os períodos amostrados. No período seco, a água esteve ligeiramente ácida com pH variando entre 6,34 e 7,00 (figura 4) e no período chuvoso a amplitude de variação do pH aumentou, registrando-se valores entre 5,99 e 9,03 (figura 5). Em geral, foi observada uma ligeira diminuição do valor desta variável com o aumento da profundidade para ambos os períodos.

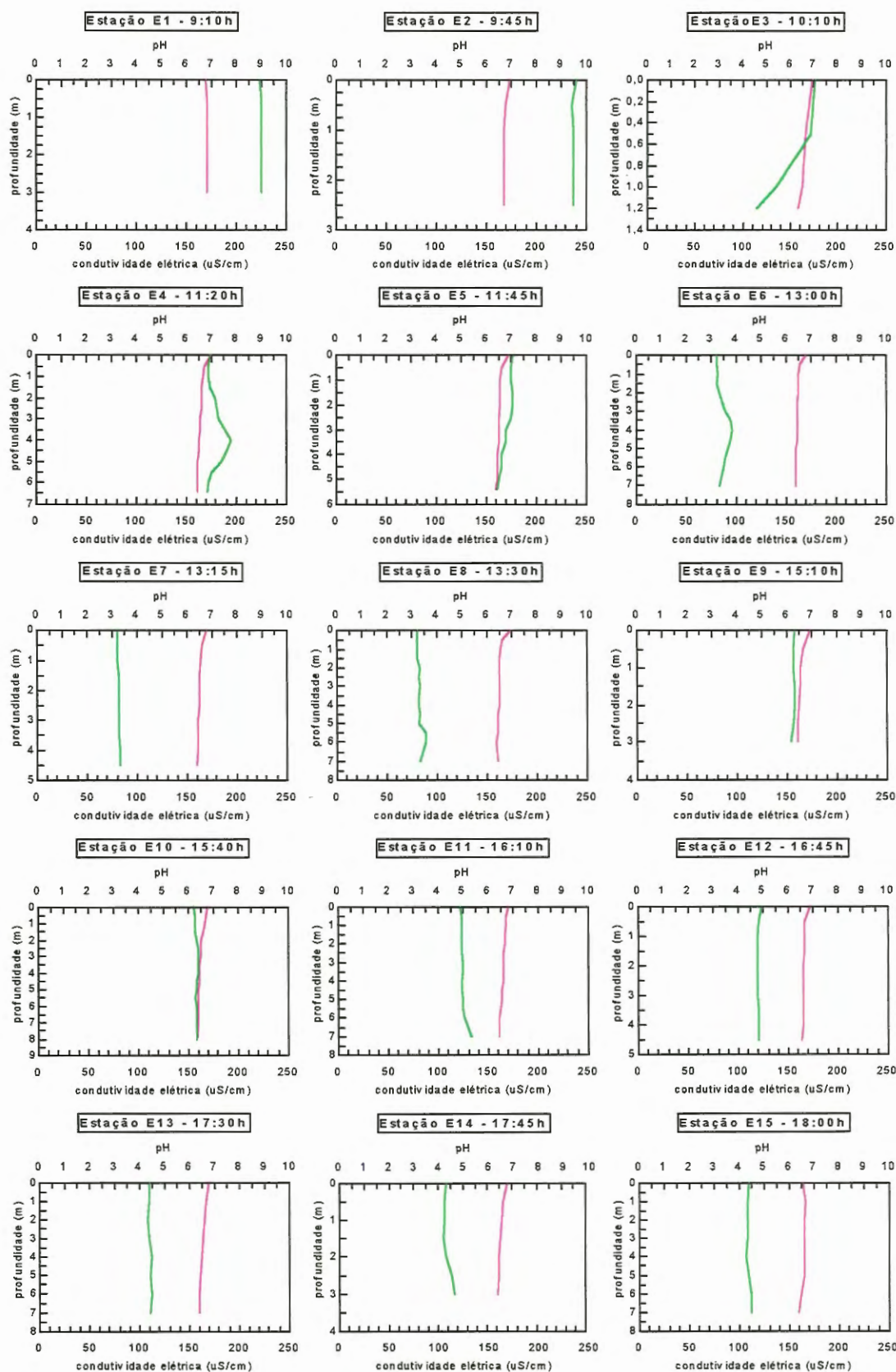


FIGURA 4 - Perfis verticais de pH (—) e condutividade elétrica (—) na coluna d'água da represa de Americana (SP), no período seco.



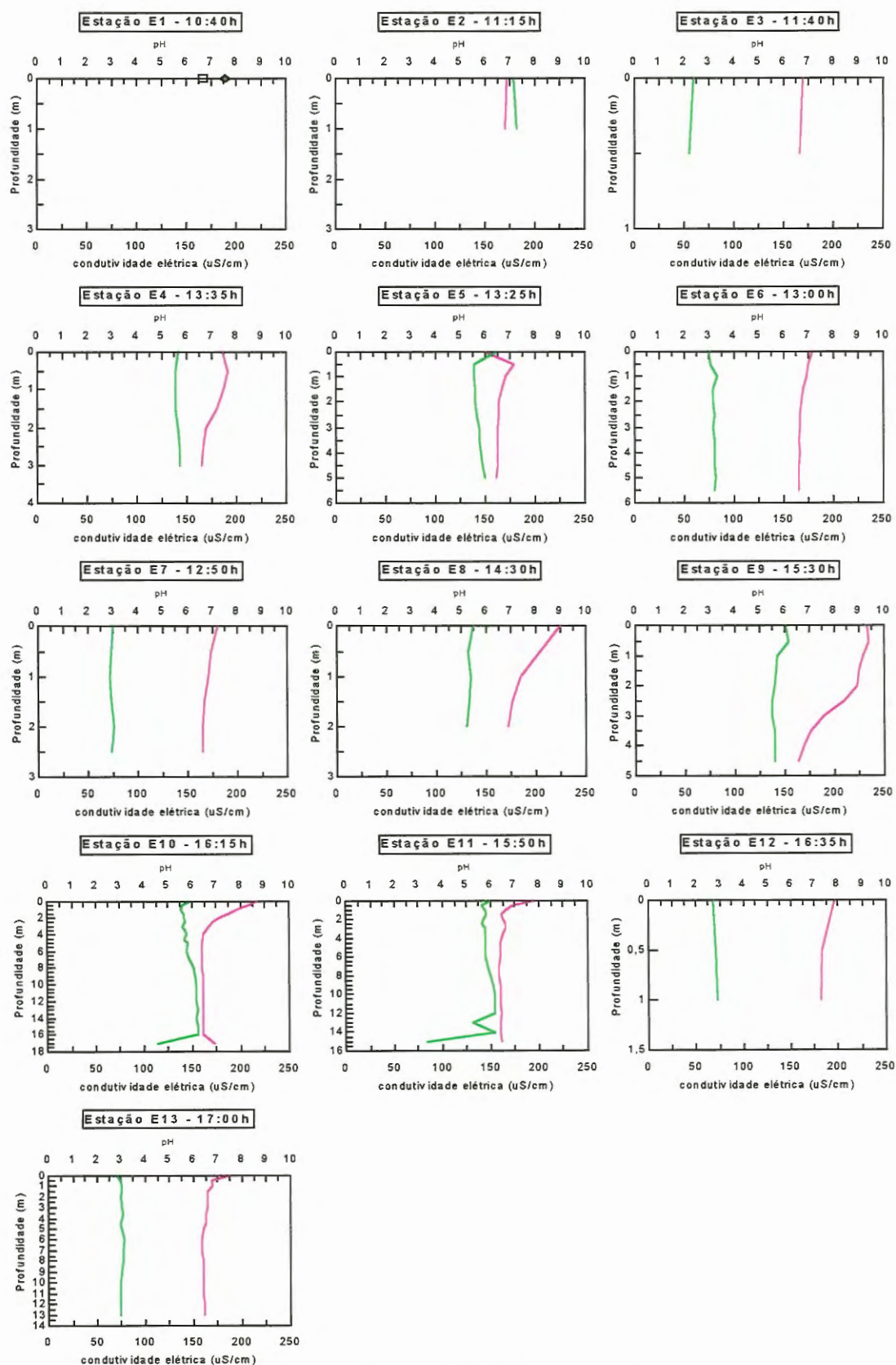


FIGURA 5 - Perfis verticais de pH (—) e condutividade elétrica (—) na água da represa de Americana (SP) no período chuvoso

### 6.1.3. Transparência da Água e Profundidade da Zona Eufótica

A transparência da água na represa de Americana, medida através do desaparecimento visual do disco de Secchi é mostrada na figura 6 juntamente com os valores da profundidade da zona eufótica e da profundidade de cada local de coleta para ambos os períodos.

No período seco, verificou-se o aumento do valor da transparência d'água e conseqüentemente da profundidade da zona eufótica do rio Atibaia em direção à barragem da represa, com valores entre 0,80 e 2,20m e entre 1,20 e 5,94m, respectivamente. Neste período não foram feitas medidas do disco de Secchi e nem o cálculo da zona eufótica nas estações E13, E14 e E15 devido ao sol já ter se posto.

Já no período chuvoso, a amplitude de variação da transparência d'água bem como da profundidade da zona eufótica foi menor que a registrada para o período anterior, variando os valores entre 0,20 e 0,70m para a transparência d'água e entre 0,54 e 1,89m para a profundidade da zona eufótica.

Relacionando-se os valores da profundidade da zona eufótica com a profundidade máxima de cada local notou-se que no período seco esta representou no mínimo 67% da profundidade total, chegando até 100% (transparência total) nas estações E3 e E9, enquanto que no período chuvoso, esta não ultrapassou, na maioria dos pontos de coleta, em 40% da profundidade local.

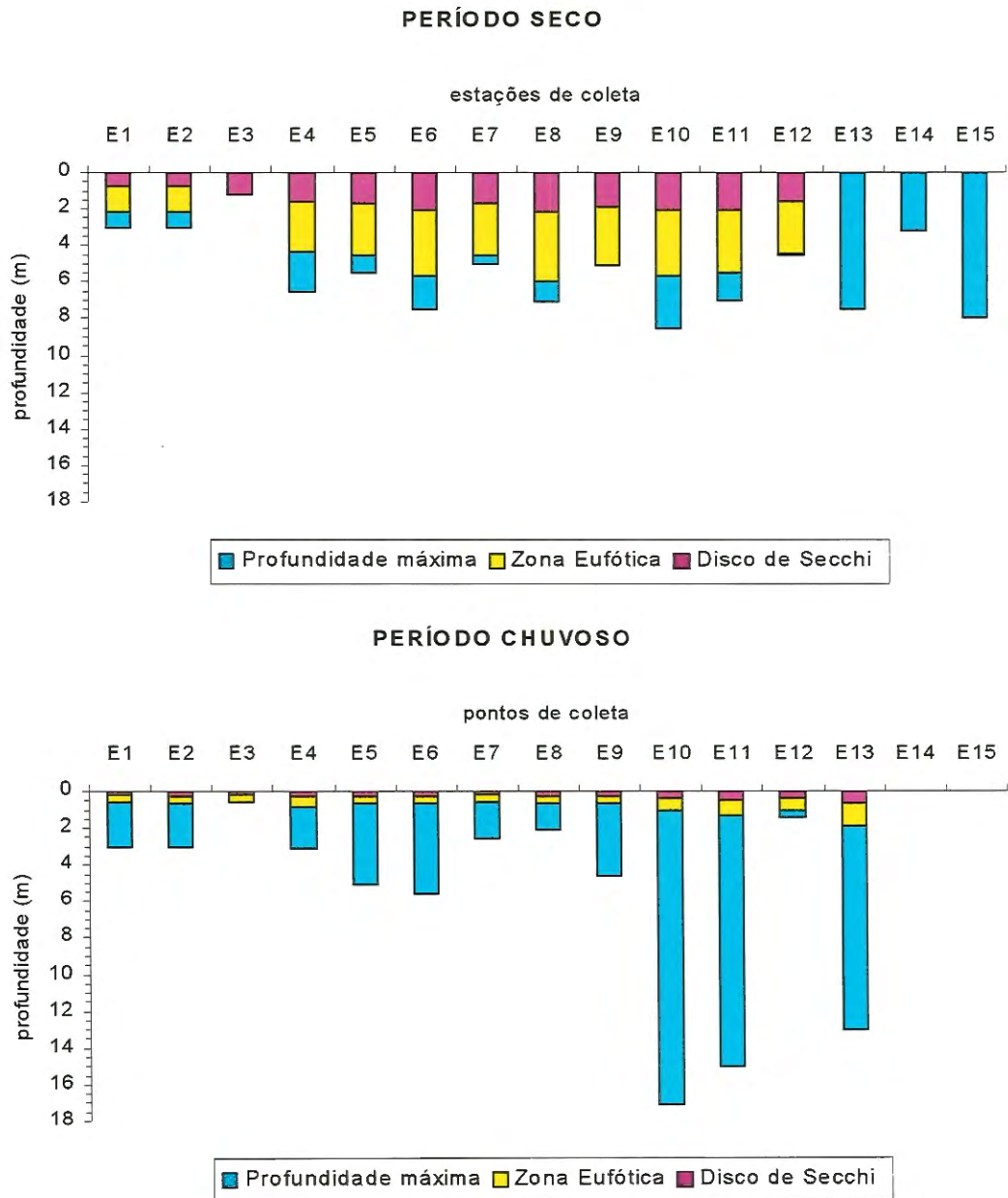


FIGURA 6 - Profundidade máxima, profundidade da zona eufótica e transparência da água na represa de Americana (SP).

#### 6.1.4. Variação das Concentrações dos Compostos Nitrogenados

A concentração de nitrogênio orgânico total na represa de Americana variou de 0,53mg/L a 2,43mg/L no período seco e de 1,54mg/L a 4,48mg/L no período chuvoso, conforme apresentado na figura 7.

De maneira geral, registraram-se, para esta variável química, valores maiores no período chuvoso do que no período seco, na maioria dos pontos de coleta (do ponto E1 ao E9), observando-se nos demais pontos valores semelhantes para ambos os períodos estudados.

Das estações amostradas no trecho final do rio Atibaia, apenas na estação E3 foram registrados valores bem diferentes àqueles encontrados nas outras duas estações (E1 e E2). Comparando-se os pontos localizados nas regiões marginais dos diferentes compartimentos da represa, verificou-se duas situações distintas; no compartimento I, os pontos localizados na margem esquerda tiveram concentrações maiores que as registradas para aqueles localizados na margem direita em ambas as coletas, já no compartimento II foi observada uma situação inversa. Com relação aos pontos centrais, observou-se uma tendência de aumento gradual do início da represa em direção à barragem para as concentrações de nitrogênio orgânico total.

A concentração de amônia na represa de Americana variou entre 163,63µg/L a 1.519,90µg/L no período seco e entre 35,44µg/L e 743,87µg/L no período chuvoso (figura 8), sendo os pontos E1 e E2 aqueles em que foram registrados os maiores valores, enquanto que os menores valores ocorreram nas estações E12 e E14 no período seco e nas estações E9, E11 e E13 no período chuvoso. Em termos de valores médios, houve uma tendência de diminuição da concentração de amônia em direção ao compartimento próximo à barragem, nos dois períodos estudados.

A concentração de nitrato variou de 1.217,40µg/L a 1.944,80µg/L no período seco e de 536,74µg/L a 1.409,10µg/L no período chuvoso (figura 9). Para os locais de amostragem na região marginal, observou-se que na coleta realizada no período seco os valores foram maiores para os pontos localizados na margem direita; sendo observado o inverso na coleta feita no período chuvoso. Com relação aos pontos centrais, foi observada uma redução nos valores de nitrato do ponto E1 para o ponto E10 no período seco; porém no período chuvoso este decréscimo foi observado apenas até o primeiro compartimento da represa, sendo que as

concentrações nas estações centrais do corpo do reservatório foram similares entre si.

A concentração de nitrito presente na represa de Americana seguiu um padrão de distribuição semelhante ao verificado para a amônia, tendo se observado também um decréscimo deste composto nitrogenado, da montante em direção à barragem, registrando-se valores entre 43,52 $\mu$ g/L e 274,76 $\mu$ g/L no período seco e entre 32,28 $\mu$ g/L e 178,71 $\mu$ g/L no período chuvoso (figura 10).

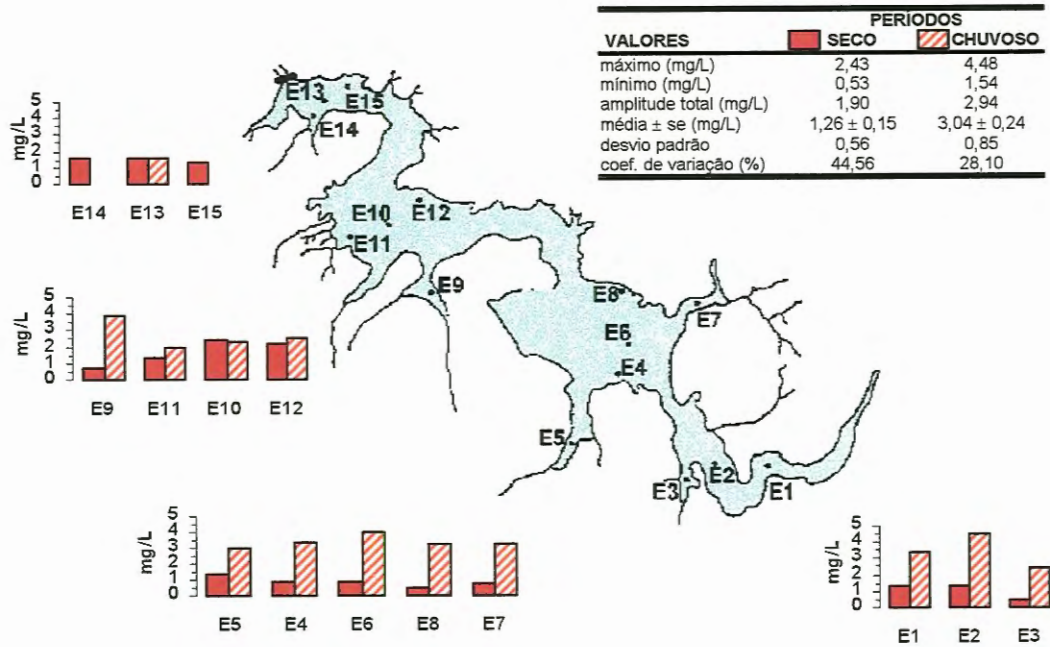


FIGURA 7 - Variação temporal e espacial da concentração de nitrogênio orgânico total, em mg/L, na represa de Americana (SP).

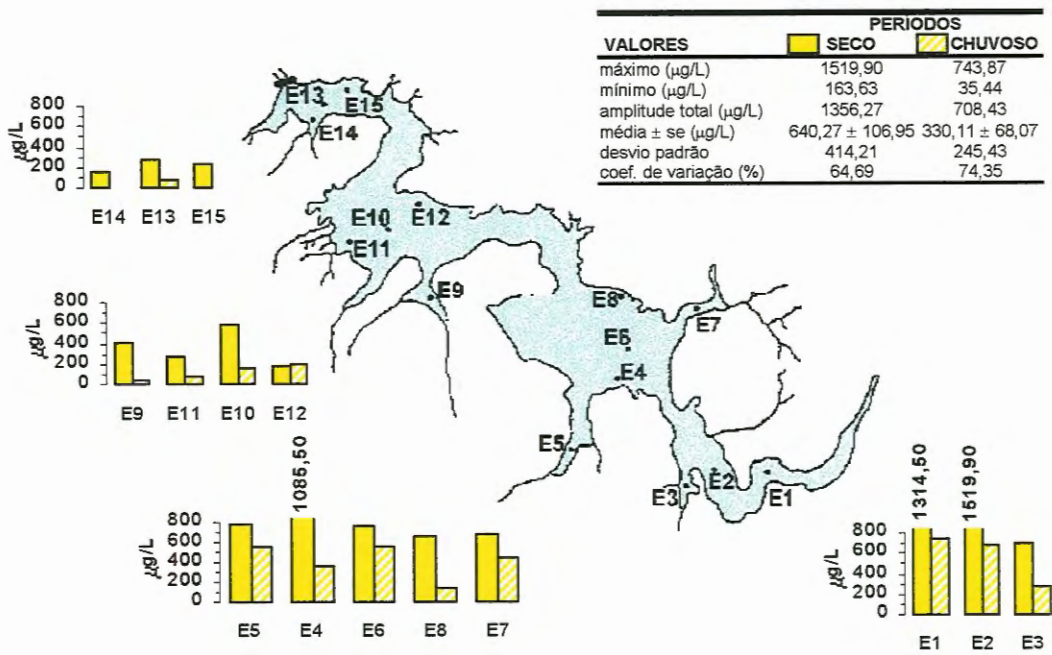


FIGURA 8 - Variação temporal e espacial da concentração de amônia, em µg/L, na represa de Americana (SP).

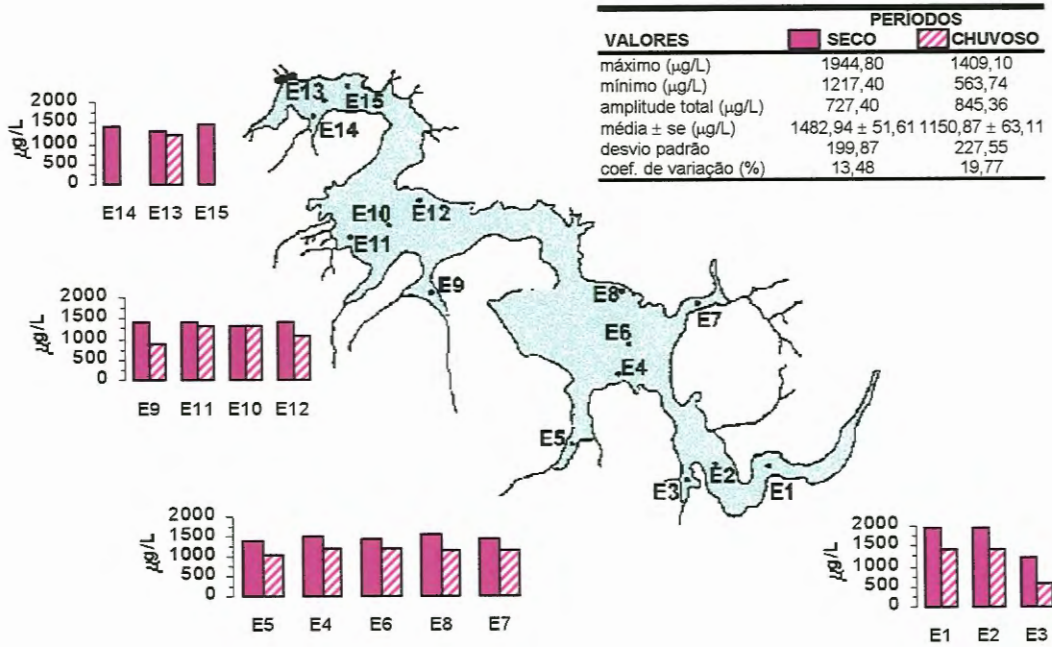


FIGURA 9 - Variação temporal e espacial da concentração de nitrato, em µg/L, na represa de Americana (SP).

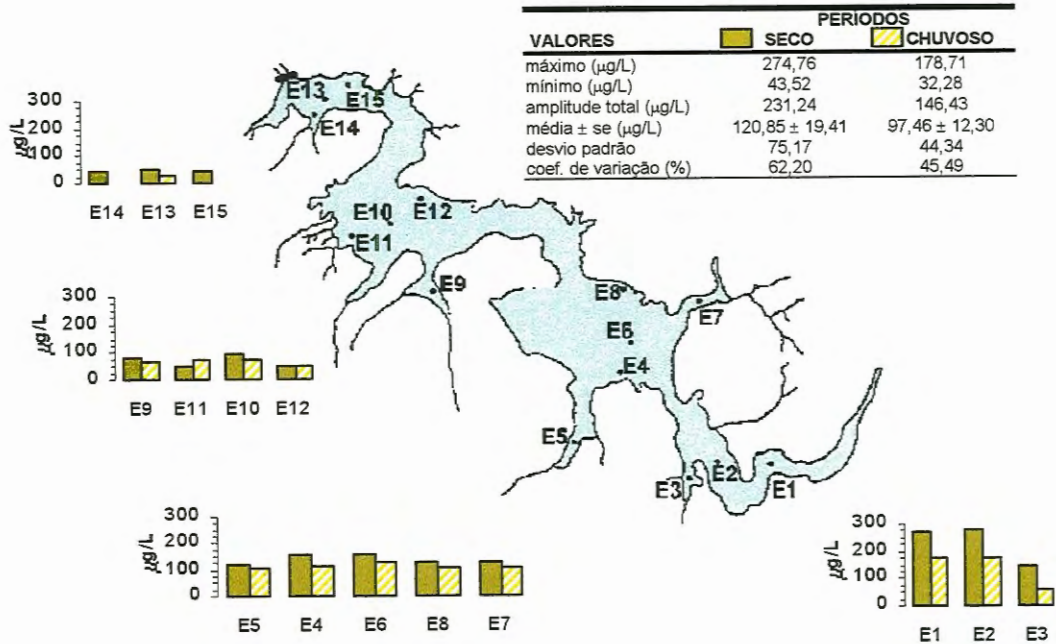


FIGURA 10 - Variação temporal e espacial da concentração de nitrito, em µg/L, na represa de Americana (SP).

### 6.1.5. Variação das Concentrações dos Compostos Fosfatados

A concentração de fósforo total na amostragem realizada no período de seca variou de 36,00 a 244,22 $\mu\text{g/L}$  e de 86,43 a 126,12 $\mu\text{g/L}$  no período de chuva (figura 11). No trecho final do rio Atibaia foram registrados valores maiores no período seco do que no período chuvoso para os pontos E1 e E2, enquanto que na estação E3 (remanso) os valores obtidos para ambos os períodos foram similares. No compartimento I da represa foram observados valores ligeiramente menores no período seco do que no período chuvoso, sendo que os valores variaram de 79,50 $\mu\text{g/L}$  a 113,73 $\mu\text{g/L}$ , exceto na estação E6 e E4, no período seco, nas quais foram registrados valores igual a 188,15 $\mu\text{g/L}$  e 113,73 $\mu\text{g/L}$ , respectivamente. Já para o compartimento II foram obtidos valores maiores na coleta realizada no período chuvoso do que aqueles registrados no período seco.

A concentração de fosfato total dissolvido variou de 24,22 a 146,87 $\mu\text{g/L}$  no período seco e de 46,87 a 113,62 $\mu\text{g/L}$  no período chuvoso (figura 12) e a de fosfato inorgânico entre 6,11 a 89,96 $\mu\text{g/L}$  no período seco e entre 19,51 e 53,13 $\mu\text{g/L}$  no período chuvoso (figura 13). Para ambas as variáveis, observou-se nas estações localizados a montante da represa, uma variação similar à de fósforo total e nos demais pontos foram registrados valores maiores no período chuvoso do que no período seco. Para os pontos situados nas regiões marginais da represa foram observados valores próximos para ambos os períodos amostrados.

Nas estações centrais, tanto para as concentrações de fósforo total, fosfato total dissolvido e fosfato inorgânico dissolvido em cada ponto de coleta quanto para os valores médios por compartimento, foi observada a tendência de diminuição de valores do rio em direção à barragem.



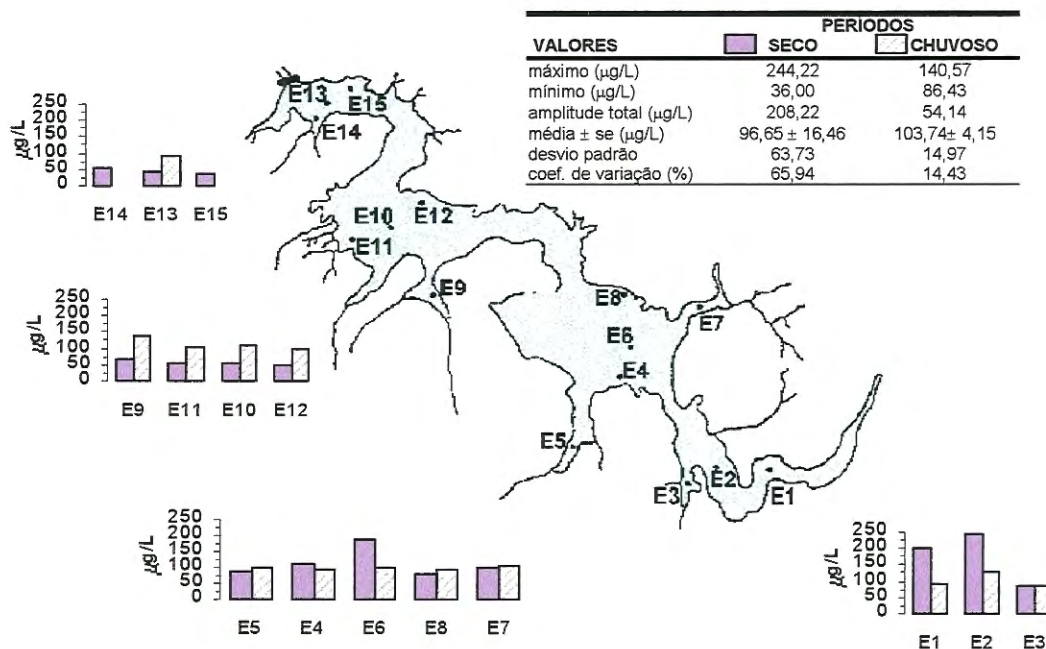


FIGURA 11 - Variação temporal e espacial da concentração de fósforo total, em µg/L, na represa de Americana (SP).

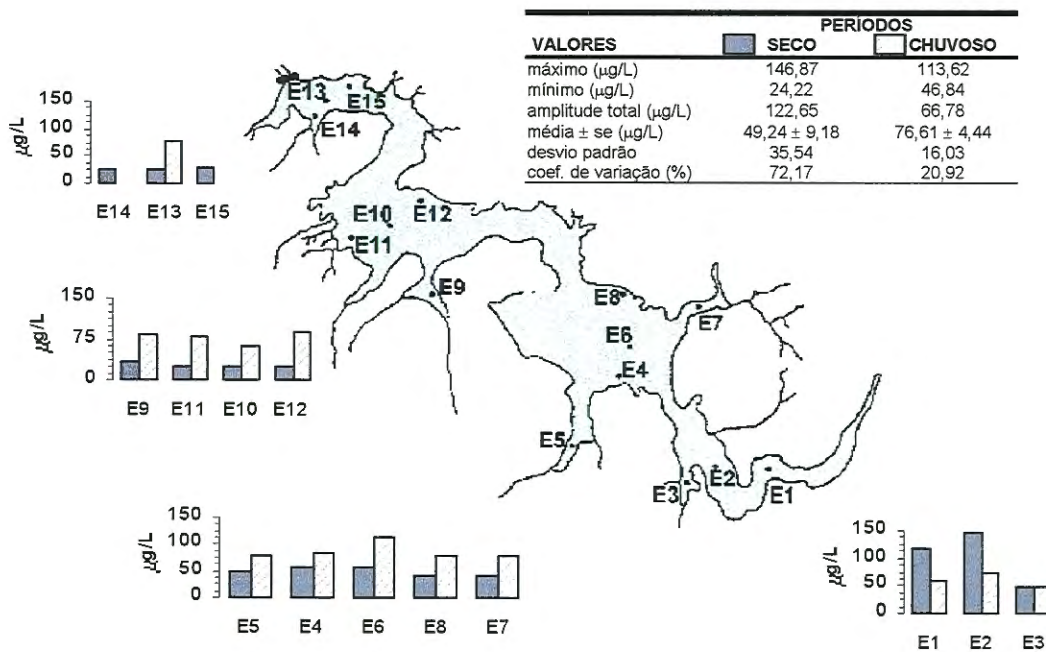


FIGURA 12 - Variação temporal e espacial da concentração de fosfato total dissolvido, em µg/L, na represa de Americana (SP).

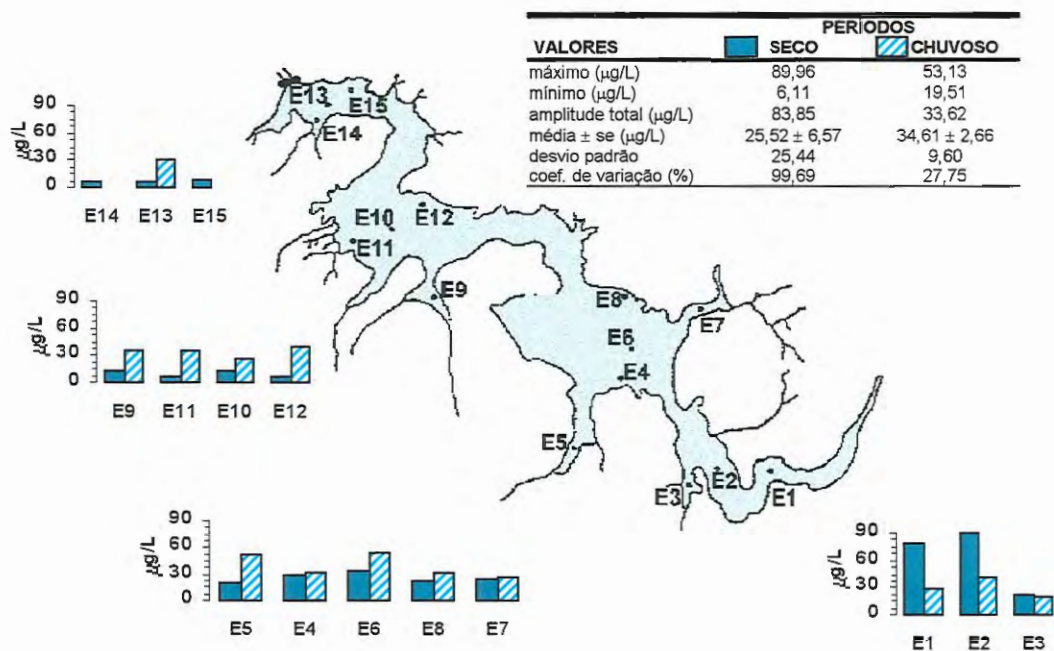


FIGURA 13 - Variação temporal e espacial da concentração de fosfato inorgânico dissolvido, em  $\mu\text{g/L}$ , na represa de Americana (SP).

### **6.1.6. Variação da Concentração de Material em Suspensão (Matéria Orgânica e Inorgânica)**

A concentração do material em suspensão total no reservatório de Americana variou de 2,79mg/L a 13,75mg/L no período seco e de 13,68mg/L a 214,60mg/L no período chuvoso (figura 14), sendo que os maiores valores foram obtidos nas estações E1 e E2 no rio Atibaia.

As figuras 15 e 16 mostram as concentrações das frações orgânica e inorgânica, respectivamente. Em geral, observou-se que a concentração de matéria orgânica foi maior do que a de matéria inorgânica no período seco, sendo que a concentração de matéria orgânica variou de 1,68mg/L a 6,19mg/L e a de matéria inorgânica de 0,50mg/L a 7,56mg/L com valores médios iguais a 3,47mg/L e 2,30mg/L, respectivamente. No período chuvoso, a concentração de matéria orgânica foi menor do que a concentração de matéria inorgânica, variando de 4,52mg/L a 37,75mg/L e valor médio igual a 11,09mg/L e para a de matéria inorgânica de 9,16mg/L a 176,85mg/L, com valor médio igual a 30,65mg/L.

Comparando-se os resultados obtidos para as concentrações de material em suspensão, matéria orgânica e inorgânica nas estações localizadas nas regiões marginais da represa, verificou-se a ocorrência de valores maiores para os pontos da margem esquerda do que para aqueles situados na margem direita nos compartimentos I e III da represa, e o inverso para o compartimento intermediário (compartimento II). De modo geral, houve uma tendência de diminuição dos valores destas variáveis da montante da represa até o compartimento II, enquanto no compartimento da barragem esta diminuição foi apenas observada para a matéria orgânica.

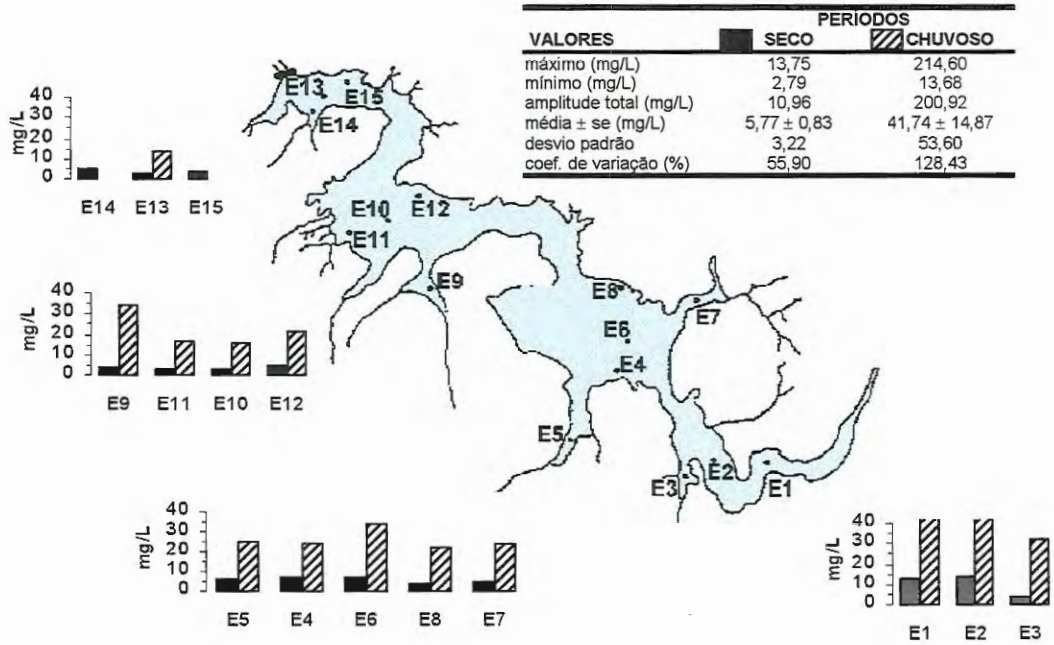


FIGURA 14 - Variação temporal e espacial da concentração de material em suspensão, em mg/L, na represa de Americana (SP).

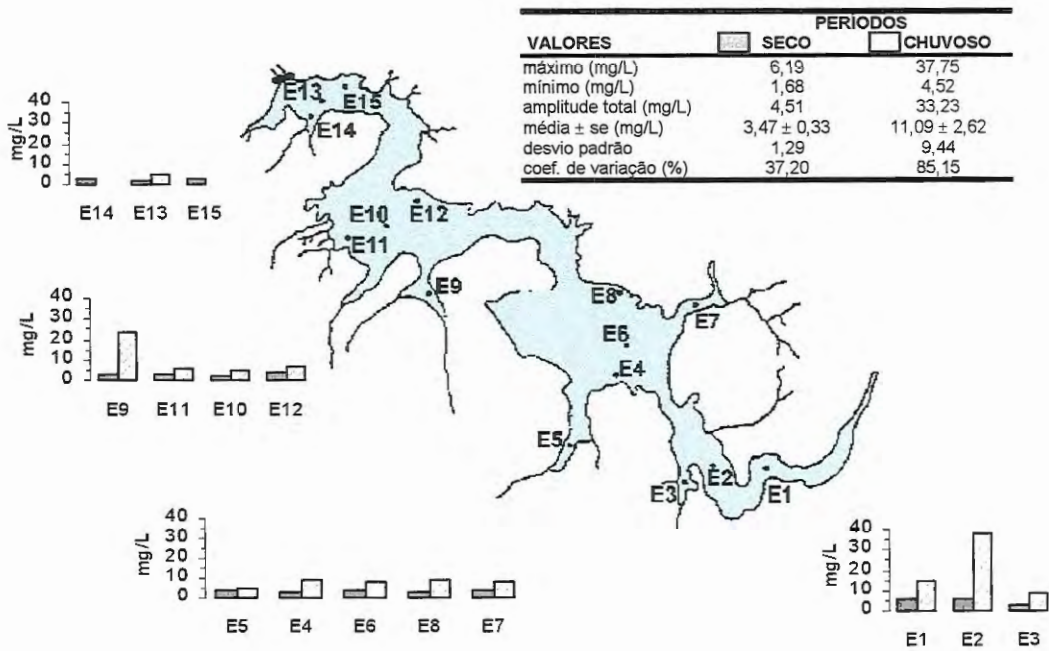


FIGURA 15 - Variação temporal e espacial da concentração de matéria orgânica, em mg/L, na represa de Americana (SP).

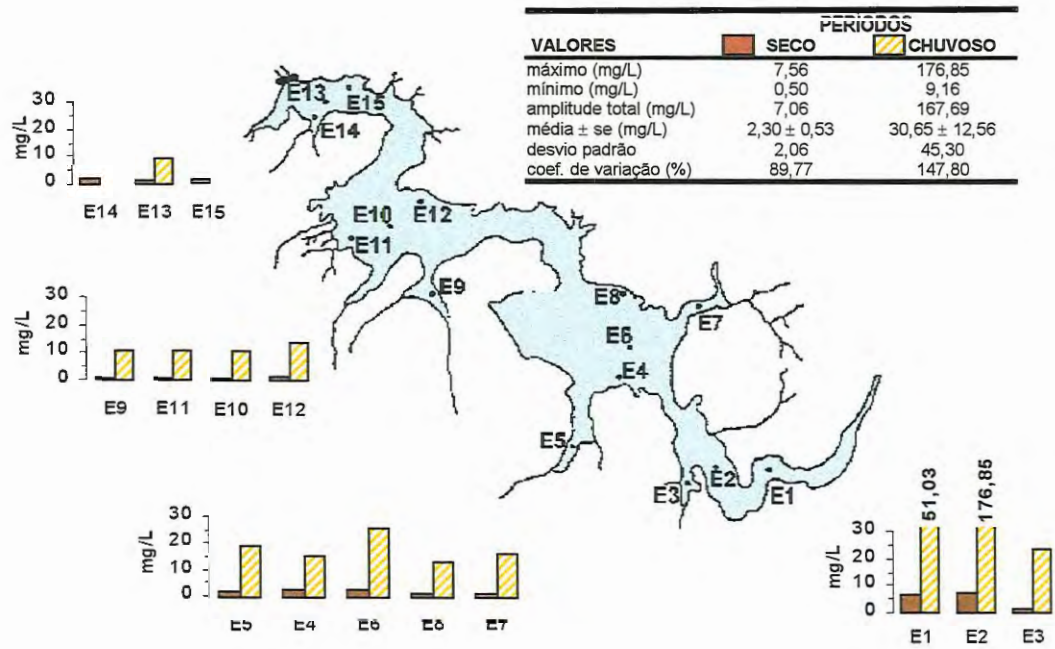


FIGURA 16 - Variação temporal e espacial da concentração de matéria inorgânica, em mg/L, na represa de Americana (SP).

### 6.1.7. Variação das Concentrações de Clorofila a e Feofitina

As figuras 17 e 18 mostram a variação das concentrações de clorofila a e de feofitina, respectivamente, na represa de Americana.

No período seco a concentração de clorofila a variou entre 0,46 $\mu$ g/L e 14,41 $\mu$ g/L e a de feofitina entre 8,97 $\mu$ g/L e 2,14 $\mu$ g/L, sendo que nas estações E1, E2, E4, E5, E9, E10 e E15 foram observadas concentrações maiores para feofitina do que para clorofila a. Nas estações E7 e E12 foram observados altos valores para clorofila a, tendo sido registrados 12,09 $\mu$ g/L e 14,41 $\mu$ g/L, respectivamente. Os maiores valores de feofitina foram observados nas estações E4 (7,48 $\mu$ g/L), E5 (8,97 $\mu$ g/L) e E9 (7,49 $\mu$ g/L).

No período chuvoso a concentração de clorofila a variou de 98,21 $\mu$ g/L a 2,79 $\mu$ g/L e a de feofitina de 0,22 $\mu$ g/L a 17,58 $\mu$ g/L, sendo os maiores valores de clorofila a e feofitina registrados nas estações E9 (98,21 $\mu$ g/L) e E2 (17,58 $\mu$ g/L), respectivamente.

Comparando-se os vários pontos de coletas, de forma geral, observou-se que no período chuvoso foram registrados maiores valores de clorofila a e feofitina do que no período seco.

De maneira geral, as concentrações de clorofila a foram muito baixas, não condizentes com o estado trófico e com a produção primária da represa. Estes dados estão atualmente sob reavaliação através da comparação entre diferentes métodos de determinação desta variável e da intercalibração entre laboratórios.

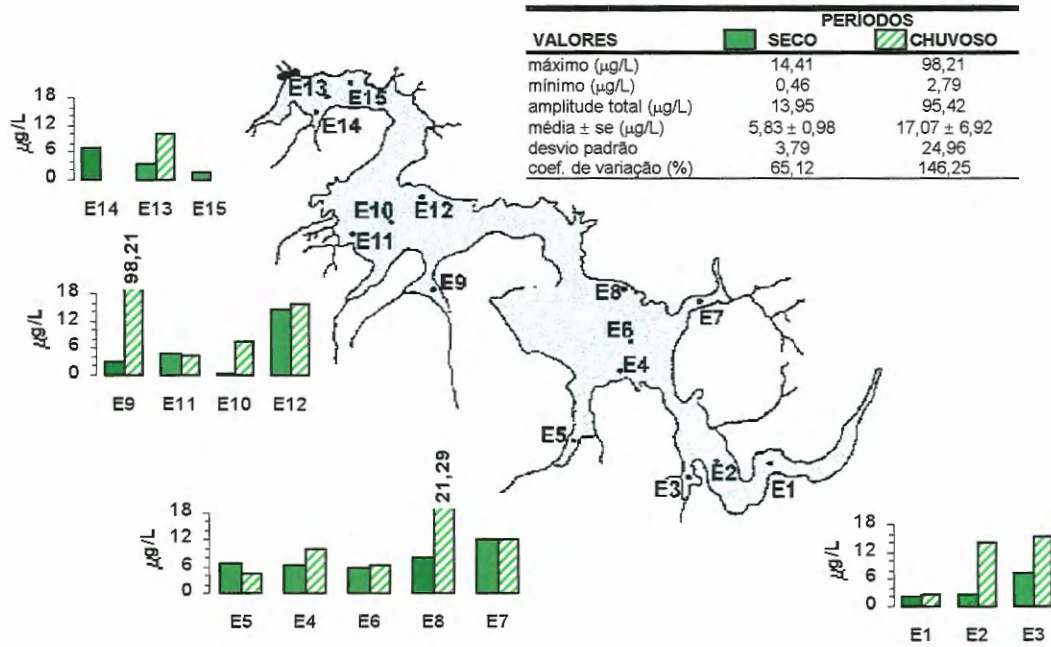


FIGURA 17 - Variação temporal e espacial da concentração de clorofila a, em µg/L, na represa de Americana (SP).

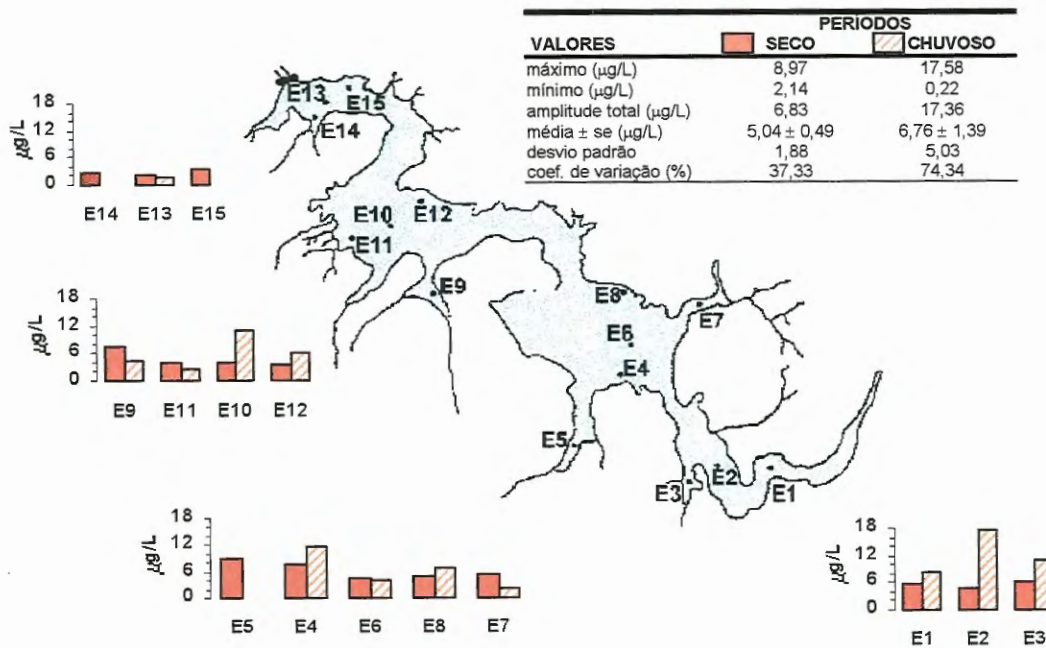


FIGURA 18 - Variação temporal e espacial da concentração de feofitina, em µg/L, na represa de Americana (SP).

### 6.1.8. Índice de Estado Trófico

Na tabela 3 são apresentados os valores calculados para o índice de estado trófico para fósforo [IET (P)], fosfato total dissolvido [IET (PO<sub>4</sub>)], clorofila a [IET (CL)] e disco de Secchi [IET (S)], além do valor médio obtido a partir destas variáveis.

O índice de estado trófico para fósforo total e fosfato total dissolvido variou, respectivamente, de 48,42 a 76,04 e de 61,60 a 87,61 no período seco e entre 61,06 e 68,07 e entre 71,12 e 83,90 no período chuvoso. Para estas duas variáveis, foi possível notar que no período seco existiu uma nítida tendência a uma condição mais eutrófica para a região mais a montante da represa (do ponto E1 ao E9) e uma condição menos eutrófica ou mesmo mesotrófica para as regiões intermediária e próxima à barragem (do ponto E10 ao E15). Já no período chuvoso, observou-se uma tendência bastante homogênea à eutrofia entre as diferentes regiões ou compartimentos amostrados na represa.

Os valores obtidos para o índice de estado trófico para clorofila a estiveram entre 22,78 e 57,32 no período seco e entre 40,86 e 76,56 no período chuvoso, sendo que no primeiro período estudado o valor obtido revelou uma inclinação da represa à oligotrofia (valores abaixo de 44) e mesotrofia (valores entre 44 e 54), enquanto que no período chuvoso a tendência foi de mesotrofia e eutrofia (valores acima de 54).

Para o disco de Secchi notaram-se tendências similares às observadas para a clorofila a, sendo que os valores do índice de estado trófico para esta variável variaram de 39,39 a 53,99 e de 60,77 a 73,99, respectivamente, nos períodos seco e chuvoso.

Com relação aos valores médios, estes variaram entre 49,78 e 66,14 no período seco e entre 61,11 e 74,15 no período chuvoso, verificando-se que predominantemente a represa é um sistema bastante eutrofizado.



TABELA 3 - Valores obtidos do índice de estado trófico (IET) para a represa de Americana (SP). e. p. significa o erro padrão.

<i>Período Seco</i>					
Estações de coleta	IET (P)	IET (PO <sub>4</sub> )	IET (CL)	IET (S)	IET médio
E1	73,16	84,15	39,01	53,99	63,80
E2	76,04	87,61	40,86	53,99	66,14
E3	60,64	70,95	50,69	48,14	58,96
E4	65,02	73,32	49,35	43,99	59,91
E5	60,79	71,53	50,04	43,11	58,26
E6	72,28	73,57	48,60	40,06	61,28
E7	62,75	69,39	55,56	43,11	59,79
E8	59,85	69,35	51,29	39,39	57,20
E9	57,91	66,46	42,39	41,51	53,58
E10	54,55	62,39	22,78	40,06	45,64
E11	54,21	61,60	45,98	40,41	52,00
E12	52,53	62,17	57,32	43,54	55,37
E13	50,74	62,31	43,74	-	52,26
E14	54,21	62,31	50,04	-	55,52
E15	48,42	64,14	36,79	-	49,78
média ± e. p.	60,21 ± 2,17	69,42 ± 2,06	45,63 ± 2,22	44,27 ± 1,32	56,63 ± 1,40
desvio padrão	8,41	7,98	8,60	5,12	5,43
coef. de variação	13,98	11,47	18,85	11,57	9,59
<i>Período Chuvoso</i>					
Estações de coleta	IET (P)	IET (PO <sub>4</sub> )	IET (CL)	IET (S)	IET médio
E1	62,00	74,03	40,86	73,99	61,11
E2	66,51	77,21	56,99	70,77	67,46
E3	61,06	71,12	57,95	73,99	64,89
E4	62,26	79,07	53,70	68,14	65,45
E5	63,42	78,37	45,56	70,77	63,64
E6	62,95	83,90	48,77	70,77	66,00
E7	63,98	78,68	55,72	73,99	67,25
E8	62,61	78,94	61,23	70,77	68,05
E9	68,07	79,51	76,56	70,77	74,15
E10	64,85	75,10	50,43	70,77	64,50
E11	63,61	78,76	45,56	63,99	62,83
E12	62,81	80,00	58,13	60,77	66,09
E13	62,23	78,22	53,70	63,99	64,61
média ± e. p.	63,57 ± 0,50	77,92 ± 0,80	54,24 ± 2,31	71,40 ± 1,08	65,85 ± 0,81
desvio padrão	1,94	3,11	8,95	1,92	3,15
coef. de variação	3,05	4,00	16,50	2,68	4,79

### 6.1.9. Correlações entre as Variáveis da Água através da Análise de Componentes Principais

Os valores calculados para a análise de componentes principais (ACP) das principais variáveis da água na represa de Americana estão sumarizados na tabela 4. De acordo com os resultados obtidos, os dois e os três primeiros componentes explicaram, respectivamente, 67,84 e 77,04% da variação dos dados.

O fator 1 da correlação explicou 36,42% da variação dos dados, estando relacionado negativamente, pela ordem, com a clorofila a (CLOR), a matéria orgânica (MO), o oxigênio dissolvido (OD), o nitrogênio orgânico total (NTO) e a temperatura (TEMP), conforme mostrado na tabela 4. O segundo fator explicou 31,42% da variação e esteve relacionado positivamente com o nitrato ( $\text{NO}_2$ ), fósforo total (PT), amônia ( $\text{NH}_4$ ), fosfato inorgânico ( $\text{PO}_4\text{I}$ ) e negativamente com o pH (PH). O fator 3 explicou 9,20% da variabilidade dos resultados, estando negativamente relacionado apenas com a matéria inorgânica (MI).

Na análise da figura 19 verificou-se a formação de dois agrupamentos distintos formados pelas estações de coleta de cada período, sendo que estes agrupamentos foram determinados pelo fator 1 da correlação.

No agrupamento formado pelos pontos de coleta no período seco observou-se a formação de dois subgrupos (figura 19), um formado pelas estações E1 e E2 e o outro pelas demais estações de coleta, estando o primeiro subgrupo principalmente relacionado com as concentrações de nitrato e amônia.

No agrupamento formado pelos pontos de coletas no período chuvoso verificou-se a ocorrência de três subgrupos; um primeiro formado pela estação E9, um segundo formado pela estação E2 e um terceiro subgrupo formado pelas demais estações (figura 19).

O agrupamento formado pela estação E9 esteve principalmente relacionado com o pH e o agrupamento formado pela estação E2 com a matéria inorgânica (figura 20).

TABELA 4 - Correlação das principais variáveis da água, número de Eigenvalues (fatores) e variância obtidos na Análise de Componentes Principais (ACP) na represa de Americana (SP) para os períodos estudados. Os valores em amarelo são os mais significativos para cada fator.

Variável	Abreviatura	Fator 1	Fator 2	Fator 3
zona eufótica	ZEUF	0,676865	0,126837	0,067345
nitrogênio orgânico total	NTO	-0,87203	-0,08842	-0,24107
amônia	NH <sub>4</sub>	0,266643	0,918541	-0,06396
nitrito	NO <sub>3</sub>	0,522149	0,652497	0,006084
nitrato	NO <sub>2</sub>	-0,00277	0,976058	-0,04976
fósforo total	PT	-0,25633	0,829283	0,315609
fosfato total dissolvido	PO <sub>4</sub> T	-0,54402	0,650255	0,323631
fosfato inorgânico	PO <sub>4</sub> I	-0,36441	0,823409	0,252325
matéria orgânica	MO	-0,76579	0,195471	-0,40032
matéria inorgânica	MI	-0,5493	0,227062	-0,73361
clorofila a	CLOR	-0,59794	-0,19477	0,447542
temperatura	TEMP	-0,89483	-0,19386	-0,01402
oxigênio dissolvido	OD	-0,8308	-0,07016	0,147792
potencial hidrogênionico	PH	-0,76462	-0,07815	0,478705
condutividade elétrica	COND	0,01489	0,72321	-0,08617
<b>Eigenvalue</b>		<b>6,19</b>	<b>5,34</b>	<b>1,56</b>
<b>Eigenvalue Acumulado</b>		<b>6,19</b>	<b>11,53</b>	<b>13,09</b>
<b>Variância % total</b>		<b>36,42</b>	<b>31,42</b>	<b>9,20</b>
<b>Variância Acumulada</b>		<b>36,42</b>	<b>67,84</b>	<b>77,04</b>

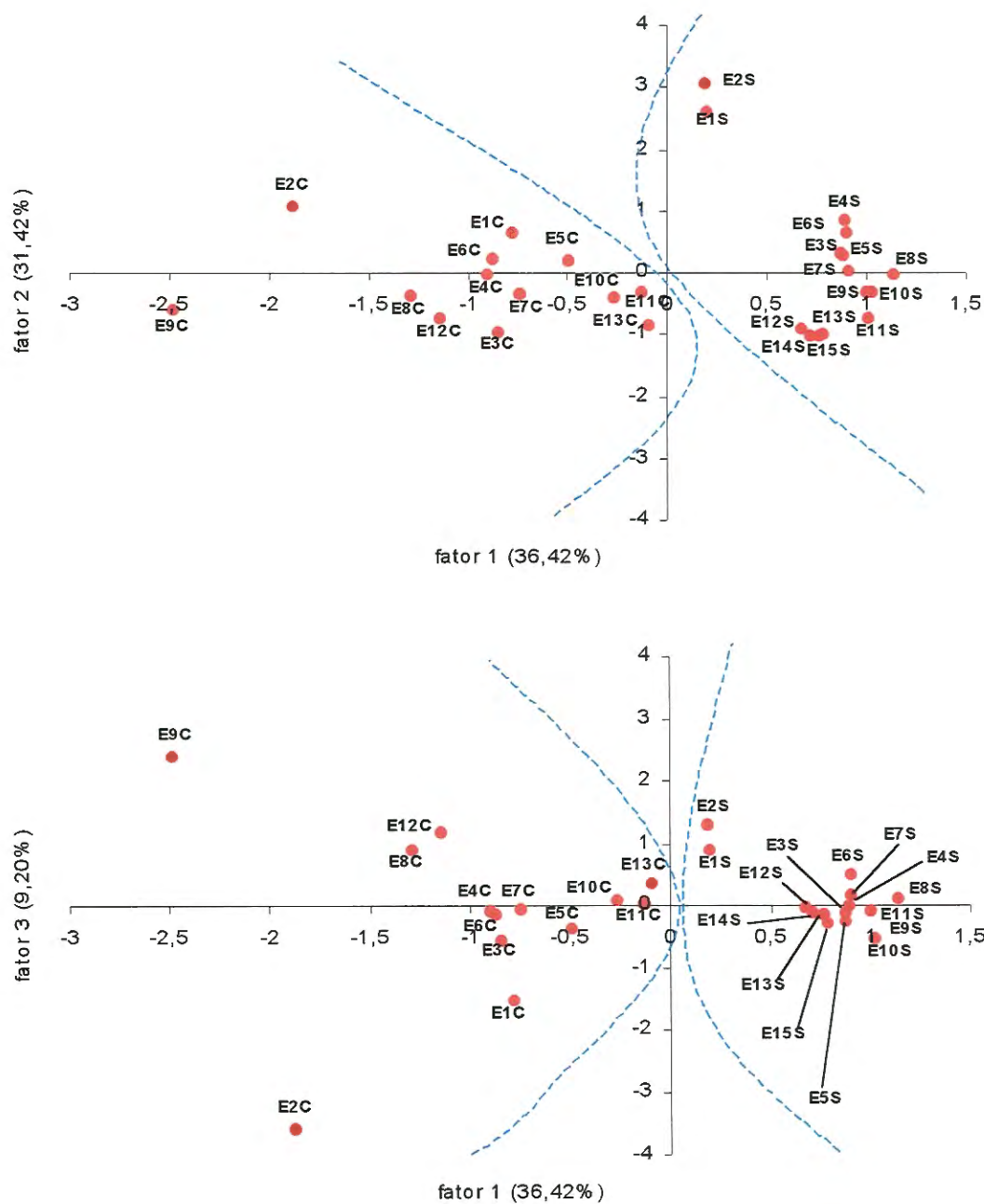


FIGURA 19 - Agrupamento dos pontos de coleta da represa de Americana (SP) nos períodos seco(E\_S) e no período chuvoso (E\_C) pela Análise de Componentes Principais (ACP).

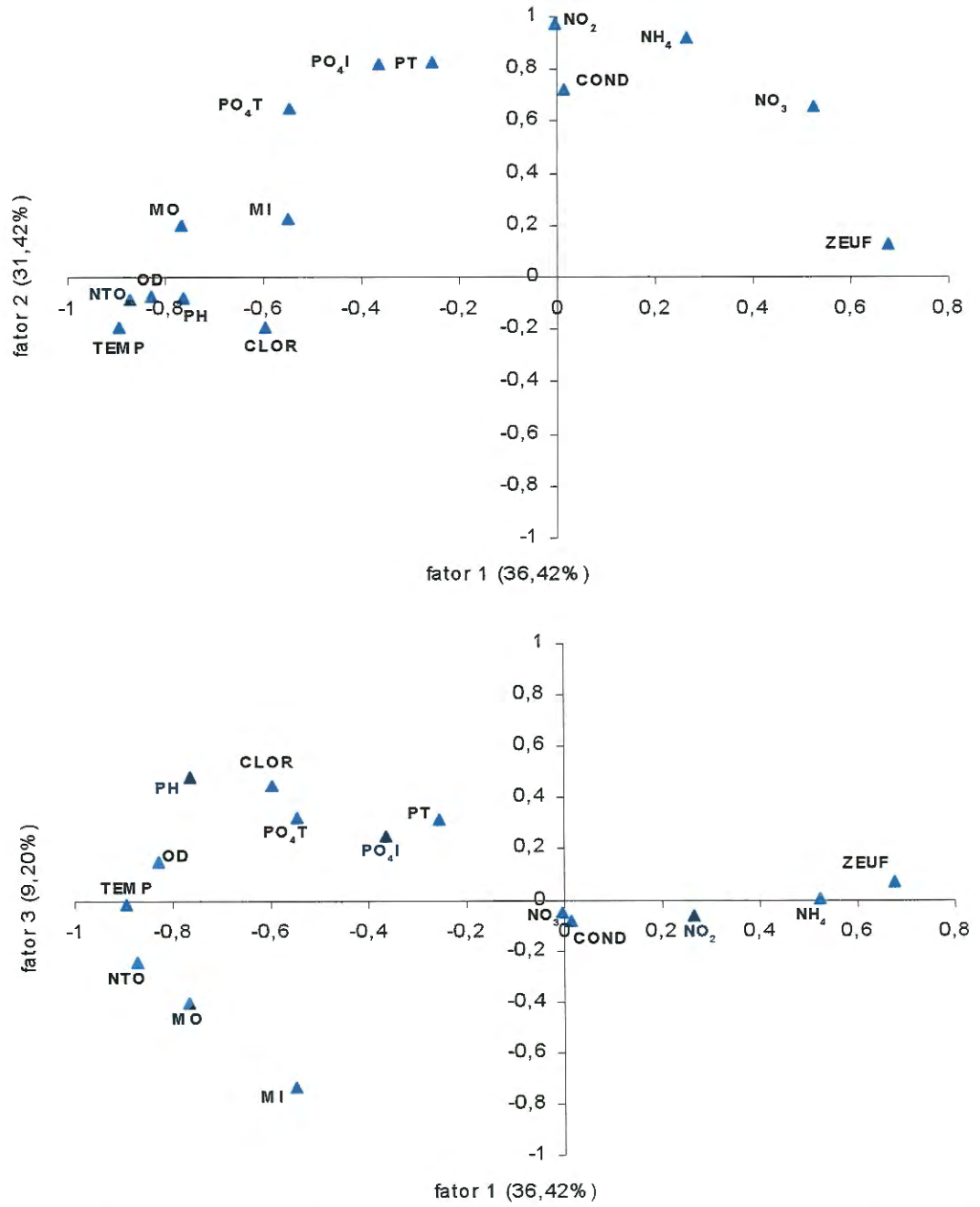


FIGURA 20 - Agrupamento das principais variáveis da água analisadas na represa de Americana (SP), pela Análise de Componentes Principais (ACP).

## 6.2. Análise Física e Química do Sedimento

### 6.2.1. Concentração Relativa de Matéria Orgânica

A concentração relativa de matéria orgânica presente no sedimento da represa de Americana variou entre 6,65%P.S. (P. S. = peso seco) e 23,76%P.S. no período seco e de 1,40%P.S. a 18,59%P.S. no período chuvoso, conforme é mostrado na figura 21.

Comparando-se os dois períodos estudados, é possível observar que em apenas dois locais de coleta (E5 = 12,24%P.S. e E11 = 18,59%P.S.) o teor de matéria orgânica foi maior no período chuvoso do que no período seco. Entre os pontos situados nas regiões marginais, notou-se que no compartimento I da represa, o ponto localizado na margem direita (E4) tinha valor maior, em relação ao localizado na margem esquerda (E8), para ambos os períodos; já no compartimento II, foi registrado valor menor na estação E11 (margem direita) do que aquele obtido para o ponto E12 (margem esquerda) no período seco e o contrário para o período chuvoso; e finalmente, no compartimento III, o ponto localizado na margem direita (E14) teve valor menor que para o ponto localizado na margem esquerda (E15) no período seco, no período chuvoso. Conforme anteriormente mencionado, estes pontos não foram amostrados.

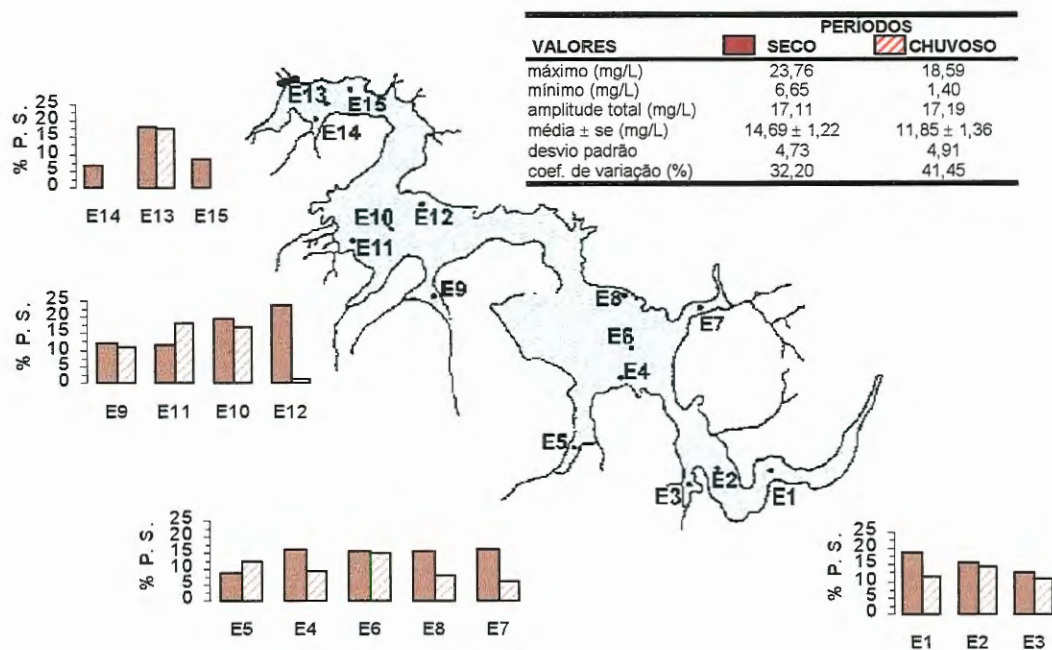


FIGURA 21 - Variação temporal e espacial da concentração relativa de matéria orgânica, em % P. S. (peso seco), no sedimento da represa de Americana (SP).

### 6.2.2. Variação da Composição Granulométrica

Com relação à parte inorgânica do sedimento da represa de Americana, esta foi composta, no período seco, de 33,49% a 81,30% do peso seco por areia, de 17,89% a 65,58% de argila e de 0,50% a 1,22% de silte, conforme é apresentado na figura 22. No período chuvoso, a fração areia variou de 27,96% a 96,15%, e para as frações argila e silte registraram-se, respectivamente, valores entre 3,74% e 70,77% e de 0,11% a 6,03% do peso seco (figura 23).

Comparando-se os dois períodos amostrados, em geral, não houve grandes alterações entre as três frações inorgânicas do sedimento, destacando-se a estação E2, na qual se verificou o aumento da fração silte de 0,93% no período seco para 6,03% no período chuvoso.

No compartimento à montante da represa, ou seja, no rio Atibaia, observou-se o predomínio da fração argila para ambos os períodos estudados, com um ligeiro aumento nos valores desta fração do período seco para o chuvoso. Já nos três compartimentos que compõem a represa, foi verificada uma maior tendência ao predomínio da fração areia, principalmente no período seco, chegando em algumas estações de coleta a quase 100% da composição granulométrica, como obtido nas estações E4 e E12, nas quais registraram-se valores iguais a 94,73% e 96,15%, respectivamente.



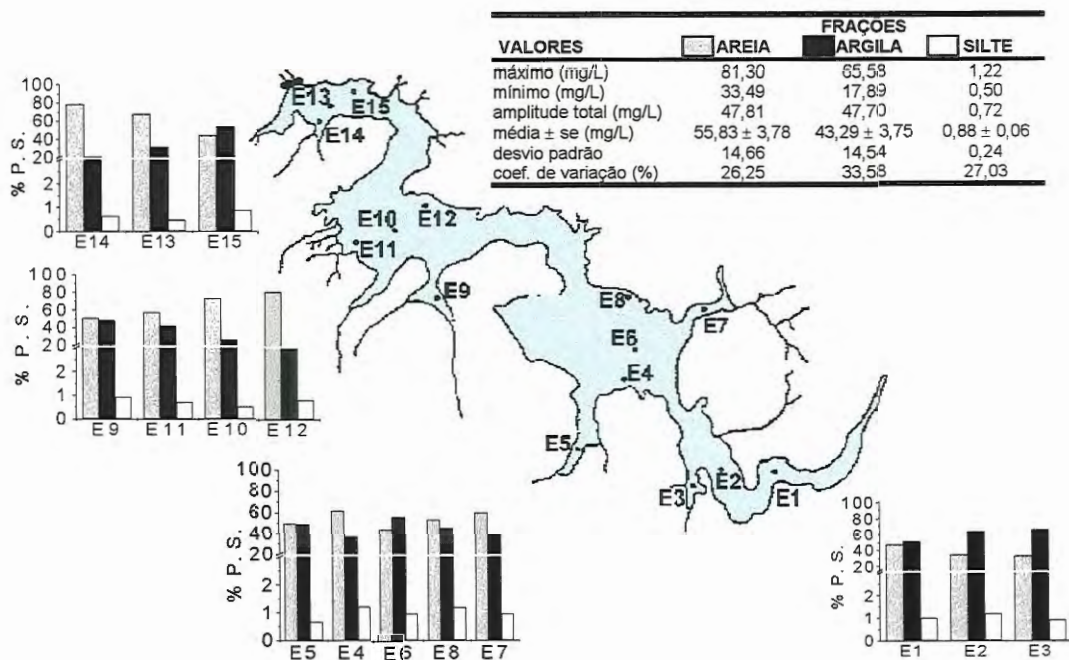


FIGURA 22 - Variação espacial da composição granulométrica, em % P. S. (peso seco), do sedimento da represa de Americana (SP) no período seco.

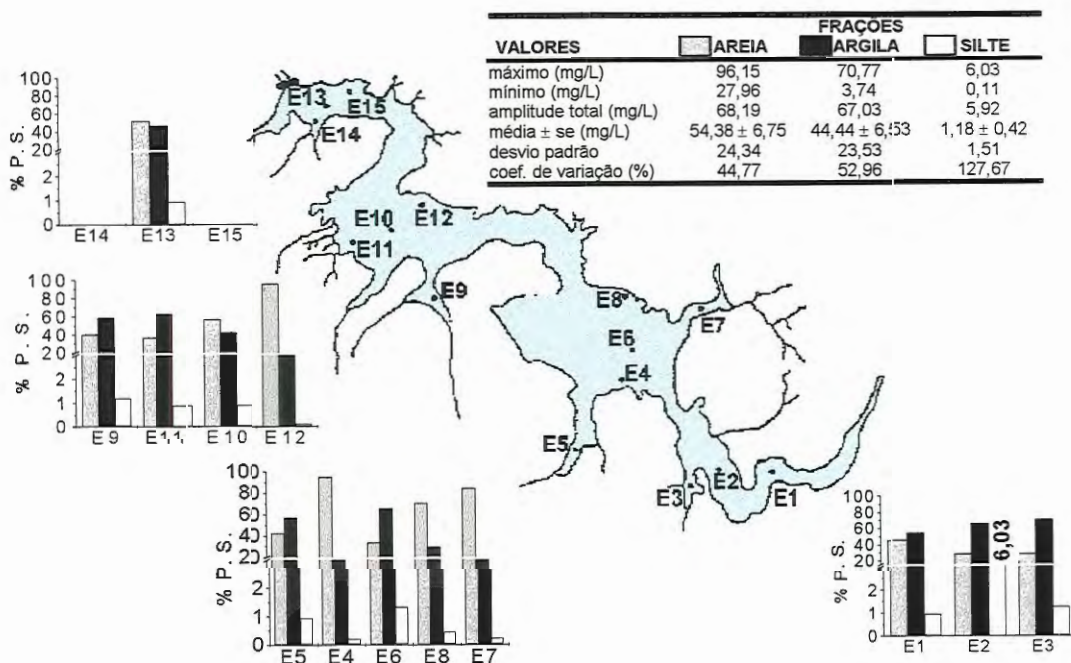


FIGURA 23 - Variação espacial da composição granulométrica, em % P. S. (peso seco), do sedimento da represa de Americana (SP) no período chuvoso.



### 6.2.3. Variação da Concentração de Fósforo total

A figura 24 mostra a variação temporal e espacial da concentração de fósforo total presente no sedimento da represa de Americana. Devido a problemas durante a determinação desta variável, as amostras das estações E10, E11, E14 e E15 do período seco foram perdidas, sendo os resultados não obtidos.

No período seco a concentração de fósforo total no sedimento variou de 875 a 1504,30 $\mu\text{g/g}$  de sedimento, enquanto que no período chuvoso esta concentração variou de 250,35 a 1491,00 $\mu\text{g/g}$  de sedimento (figura 24). Comparando-se os valores obtidos por estação nos dois períodos amostrados verificaram-se, em geral, maiores concentrações no período seco.

Em termos de compartimentos não se observou uma nítida tendência no aumento ou na diminuição das concentrações de fósforo total do sedimento para ambos os períodos.

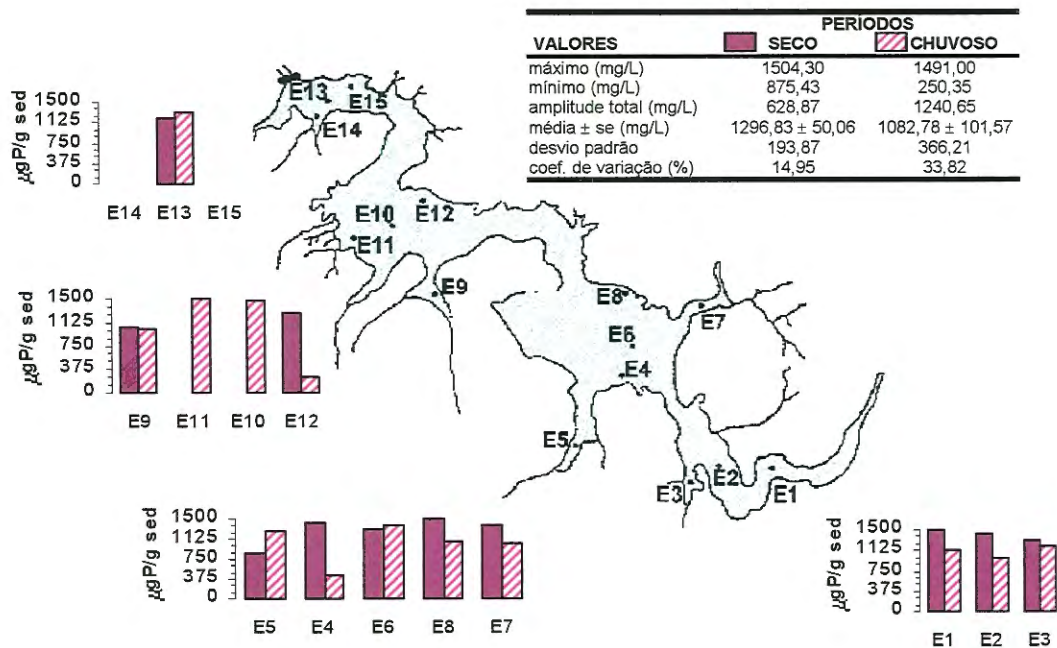


FIGURA 24 - Variação temporal e espacial da concentração de fósforo total, em  $\mu\text{g/g}$  de sedimento, presente no sedimento da represa de Americana (SP).

### 6.2.4. Variação da concentração de Nitrogênio total (NTK)

A concentração de nitrogênio total (NTK) presente no sedimento da represa de Americana variou de 18 a 4.398 $\mu\text{g/g}$  de sedimento no período seco, enquanto que no período chuvoso variou de 15 a 2.988 $\mu\text{g/g}$  de sedimento, conforme é mostrado na figura 25.

Em geral, a concentração de nitrogênio total no sedimento foi maior que 1700 $\mu\text{g/g}$  de sedimento, exceto nas estações E6 e E9, no período seco, e E4 e E12, no período chuvoso, as quais tiveram concentrações menores que 100 $\mu\text{g/g}$  de sedimento.

Comparando-se os diferentes compartimentos, verificou-se que no compartimento à montante da represa (rio Atibaia) e nos compartimentos II e III da represa as concentrações de nitrogênio total no sedimento foram, em geral, maiores no período seco; enquanto que no compartimento I da represa as concentrações foram maiores no período chuvoso.

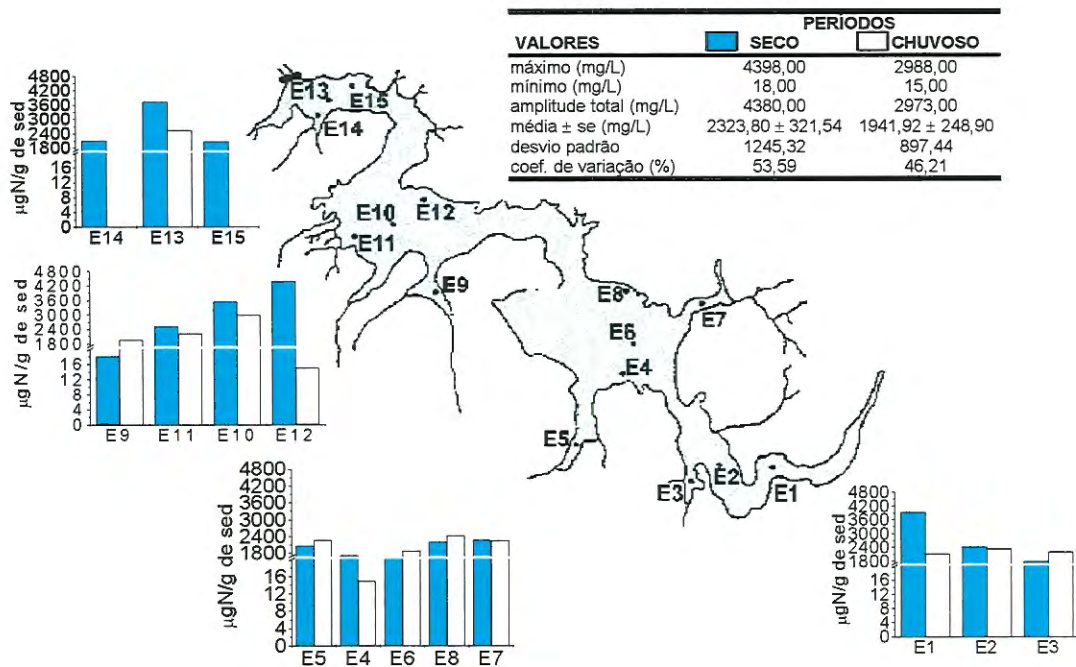


FIGURA 25 - Variação temporal e espacial da concentração de nitrogênio total (NTK), em  $\mu\text{g/g}$  de sedimento, presente no sedimento da represa de Americana (SP).

### 6.2.5. Análise de Componentes Principais das Variáveis do Sedimento

Na tabela 5 estão resumidos os valores obtidos na análise de componentes principais das variáveis determinadas no sedimento da represa de Americana. Apenas os dois primeiros fatores foram considerados, explicando 63,85% da variação dos dados.

O fator 1 da correlação explicou 39,17% da variabilidade dos dados, estando positivamente relacionado com a concentração relativa da fração areia (AREIA) e negativamente com a fração argila (ARGILA); enquanto que o fator 2 explicou 24,68% da variação dos dados estando negativamente relacionado, pela ordem, com a matéria orgânica (MO) e com o nitrogênio total (NTK).

Diferentemente da análise de componentes principais com as variáveis da água, na análise das variáveis do sedimento não se observou a formação de agrupamentos que distinguíssem os períodos amostrados (figura 26). Desta forma, foi verificada a formação de pequenos agrupamentos formados por apenas uma estação de coleta e outros formados por um conjunto de estações.

Entre os fatores correlacionados, alguns grupos estiveram principalmente relacionados ou com a fração areia ou com a fração argila ou ainda com o teor de matéria orgânica e nitrogênio total (figura 27).

TABELA 5 - Correlação obtida na análise de componentes principais (ACP) das principais variáveis da água determinadas na represa de Americana (SP) nos períodos seco e chuvoso. Os números marcados em amarelo são os mais significativos para cada fator.

Variável	Abreviatura	Fator 1	Fator 2
matéria orgânica	MO	-0,41135	-0,7709
areia	AREIA	0,934681	-0,09067
argila	ARGILA	-0,92185	0,086023
silte	SILTE	-0,69043	0,127317
Nitrogênio total (Kjeldahl)	NTK	-0,20099	-0,79407
<i>Eigenvalue</i>		<b>32,74</b>	<b>1,73</b>
<i>Eigenvalue Acumulado</i>		<b>2,74</b>	<b>4,47</b>
<i>Variância % total</i>		<b>39,17</b>	<b>24,68</b>
<i>Variância Acumulada</i>		<b>39,17</b>	<b>63,85</b>

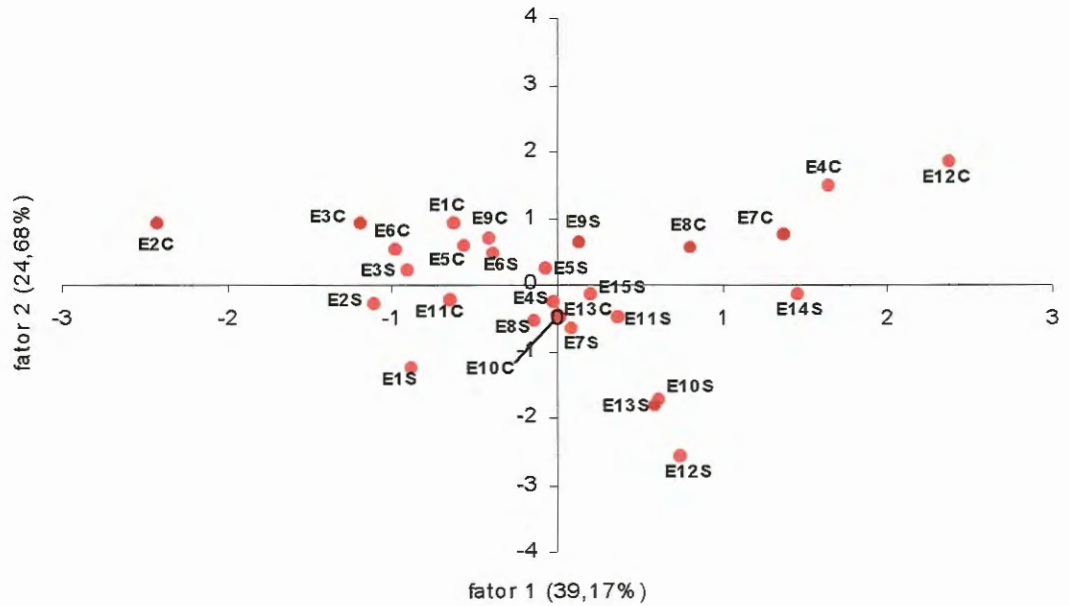


FIGURA 26 - Agrupamento dos pontos de coleta da represa de Americana (SP) nos períodos seco(E\_S) e no período chuvoso (E\_C) pela análise de componentes principais (PCA).

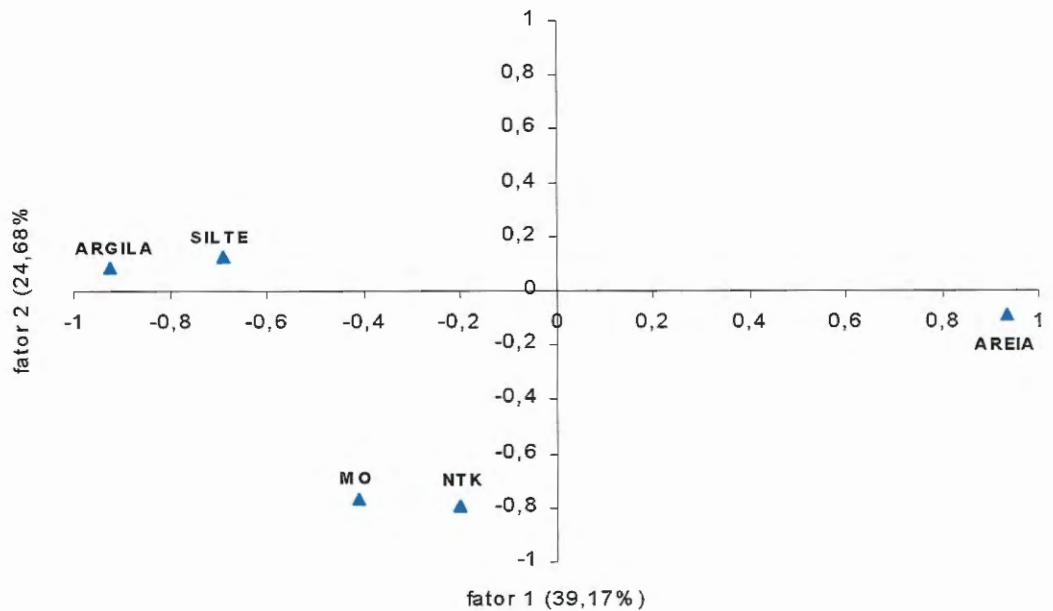


FIGURA 27 - Agrupamento das principais variáveis da água analisadas na represa de Americana (SP) pela análise de componentes principais (PCA).

### 6.3. Análise da Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos da Represa de Americana

#### 6.3.1. Composição Taxonômica da Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos

A comunidade de macroinvertebrados bentônicos da represa de Americana foi constituída por organismos pertencentes aos filos Anellida (classes Oligochaeta e Hirudinea), Mollusca (classe Gastropoda) e Arthropoda (superclasse Insecta), registrando-se um total de 19 espécies (tabela 6).

A classe Oligochaeta foi representada por 4 espécies, *Branchiura sowerbyi* e *Limnodrilus hoffemeisteri* da família Tubificidae; *Opistocysta funiculus* da família Opistocystidae e *Dero (Aulophorus) sp* da família Naididae.

A classe Hirudinea também foi composta por 4 espécies pertencentes à família Glossiphoniidae, sendo elas *Helobdella stagnalis*, *H. brasiliensis*, *Gloiobdella obscura* e uma espécie que até o momento não foi identificada, com a possibilidade de se tratar de uma espécie nova.

O filo Mollusca foi representado por uma única espécie de Gastropoda, da família Thiaridae, *Melanoides tuberculatus*.

A Classe Insecta foi composta por uma espécie da ordem Ephemeroptera, *Campsurus sp* da família Polymitarcyidae e por 9 espécies da ordem Diptera, a qual foi representada por *Culicoides sp* (família Ceratopogonidae), *Chaoborus sp* (família Chaoboridae), *Labostigmina cf. fenestrata* (família Stratiomyidae), *Aedokritus sp*, *Chironomus decorus*, *Goeldichironomus pictus* e *Polypedilum sp* (família Chironomidae – subfamília Chronominae), *Ablabesmyia annulata* e *Tanypus stellatus* (família Chironomidae – subfamília Tanypodinae).

TABELA 6 - Composição taxonômica da comunidade de macroinvertebrados bentônicos presentes na represa de Americana (SP).

---

Filo MOLLUSCA
Classe GASTROPODA
Família Thiaridae
<i>Melanooides tuberculatus</i> (MÜLLER, 1774)
Filo ANNELIDA
Classe OLIGOCHAETA
Família Tubificidae
<i>Branchiura sowerbyi</i> (BEDDARD, 1892)
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> (CLAPAREDE, 1862)
Família Opistocystidae
<i>Opistocysta funiculus</i> (CORDERO, 1948)
Família Naididae
<i>Dero (Aulophorus) sp</i>
Classe HIRUDINEA
Família Glossiphonidae
<i>Helobdella stagnalis</i> (LINNAEUS, 1758).
<i>Helobdella brasiliensis</i> (WEBER, 1915)
<i>Gloiobdella obscura</i> (RINGUELET, 1942)
Espécie ainda não identificada
Filo ARTHROPODA
Classe INSECTA
Ordem Ephemeroptera
Família Polymitarcyidae
<i>Campsurus sp</i>
Ordem Diptera
Família Ceratopogonidae
<i>Culicoides sp</i>
Família Chaoboridae
<i>Chaoborus sp</i>
Família Chironomidae
Subfamília Chironominae
<i>Aedokritus sp</i>
<i>Chironomus gr. decorus</i> (JOHANNSEN, 1905)
<i>Goeldichironomus pictus</i> (REISS, 1974)
<i>Polypedilum sp</i>
Subfamília Tanypodinae
<i>Ablabesmyia annulata</i> (SAY, 1823)
<i>Tanypus stellatus</i> (COQUILLET, 1902)
Família Stratiomyidae
<i>Labostigmina cf. fenestrata</i> (THOMSON, 1869)

---

### 6.3.2. Distribuição Espacial e Temporal dos Macroinvertebrados Bentônicos

A densidade média dos macroinvertebrados bentônicos presentes na represa de Americana foi igual a 4.221ind/m<sup>2</sup> na amostragem realizada no período seco e a 2.456ind/m<sup>2</sup> na amostragem realizada no período chuvoso, conforme apresentado na tabela 7.

Espacialmente, as maiores densidades desta comunidade foram observadas nas estações E1 e E2 em ambos os períodos, sendo que comparando-se os diferentes compartimentos amostrados, verificou-se a diminuição na densidade total desta comunidade a partir das estações localizadas a montante em direção à barragem (figura 28).

Para a classe Oligochaeta registrou-se uma densidade média de 2.933ind/m<sup>2</sup> no período seco, enquanto que no período chuvoso registrou-se 2.020ind/m<sup>2</sup>. As maiores densidades foram observadas na estação E2 na amostragem realizada no período seco, com 22.711ind/m<sup>2</sup> e na estação E1 no período chuvoso com 8.511ind/m<sup>2</sup> (figura 29).

Com relação às espécies de Oligochaeta presentes na represa de Americana, *Limnodrilus hoffmeisteri* predominou nas estações localizadas no rio Atibaia, estação E1 e E2, com densidades iguais a 2.281 e 22.711ind/m<sup>2</sup> no período chuvoso e 8.511 e 6.288ind/m<sup>2</sup> no período seco, respectivamente; *Branchiura sowerbyi* foi amplamente distribuído no corpo da represa, porém não ocorrendo no trecho do rio Atibaia amostrado (estações E1 e E2) em ambos os períodos estudados, observando-se as maiores densidades na estação E4 no período seco com 4.177ind/m<sup>2</sup> e na estação E6 no período chuvoso com 1.777ind/m<sup>2</sup>; *Opystocysta funniculus* foi a espécie que ocorreu em menor densidade média com 85ind/m<sup>2</sup> no período seco e 64ind/m<sup>2</sup> no período chuvoso; e, *Dero (Aulophorus) sp*, que ao contrário das demais espécies de Oligochaeta ocorreu em maior densidade média no período chuvoso, com 534ind/m<sup>2</sup>, enquanto que no período seco a densidade média registrada foi de 332ind/m<sup>2</sup>. Para esta espécie encontrou-se uma distribuição espacial maior que a observada para *Branchiura sowerbyi* no período seco, contudo em menor densidade.

A figura 30 mostra a variação temporal e espacial da densidade das espécies de Hirudinea na represa de Americana.

No período seco, a densidade média de Hirudinea foi igual a 855ind/m<sup>2</sup>, sendo que as maiores densidades foram observadas nas estações localizadas no

rio Atibaia, com valores iguais a  $7.896 \text{ ind/m}^2$  na estação E1,  $2.148 \text{ ind/m}^2$  na estação E2 e  $844 \text{ ind/m}^2$  na estação E3 (figura 30 e tabela 7). Com relação à distribuição espacial destes organismos neste período, observou-se uma ampla distribuição entre as diferentes estações de coleta dos diferentes compartimentos amostrados, exceto na estação E6 onde estiveram ausentes. Entre as três espécies de Hirudinea presentes neste período, *Helobdella stagnalis* e *Gloiodbella osbcura* ocorreram concomitantemente em quase todos os locais de amostragem, sendo que nas estações E1, E2 e E3 além destas espécies também ocorreu a presença de uma outra espécie, a qual ainda não foi identificada.

No período chuvoso, os Hirudinea foram praticamente representados por *Helobdella stagnalis*, exceto na estação E1 e E7 onde também se registrou a ocorrência de *Gloiodbella osbcura* e *Helobdella brasiliensis*, respectivamente. Estes organismos praticamente estiveram restritos ao compartimento I da represa. As maiores densidades de Hirudinea neste período foram observadas nas estações E7 com  $533 \text{ ind/m}^2$  e E3 com  $111 \text{ ind/m}^2$ . Neste período a densidade média foi igual a  $56 \text{ ind/m}^2$  (figura 30 e tabela 7). Comparando-se ambos os períodos amostrados, verificou-se uma maior distribuição dos hirudíneos no período seco do que no período chuvoso.

Ao contrário dos Hirudinea, *Melanoides tuberculatus*, único Gastropoda encontrado na represa de Americana, ocorreu com densidade média mais elevada no período chuvoso do que no período seco, registrando-se valores iguais a 138 e  $10 \text{ ind/m}^2$ , respectivamente (tabela 7). A estação de coleta em que se registrou a maior densidade desta espécie foi a estação E7, com  $822 \text{ ind/m}^2$  no período chuvoso. Espacialmente, este Gastropoda teve, no período seco, uma distribuição homogênea entre os compartimentos amostrados, enquanto que no período chuvoso ele esteve praticamente restrito ao compartimento I da represa, com maiores densidades na margem direita da mesma (figura 28).

Das espécies da classe Insecta presentes na represa de Americana, observou-se para *Campsurus sp*, única espécie da ordem Ephemeroptera (Polymitarcyidae), densidade média mais elevada no período seco do que no período chuvoso, com densidades iguais a  $245 \text{ ind/m}^2$  e  $15 \text{ ind/m}^2$ , respectivamente (tabela 7). No período seco, as ninfas de *Campsurus sp* estiveram praticamente restritas aos dois compartimentos mais próximos à barragem, exceto pela estação E3 onde ocorreram  $89 \text{ ind/m}^2$ ; enquanto que no período chuvoso estas ninfas ocorreram nos dois compartimentos intermediários (compartimento I e II da



represa), conforme é mostrado na figura 31. As maiores densidades deste gênero em cada período foram observadas na estação E12, localizada na margem direita do compartimento II da represa, com valores iguais a 1.888ind/m<sup>2</sup> e 266ind/m<sup>2</sup>, respectivamente, nos períodos seco e chuvoso (tabela 7).

Para a ordem Diptera, registraram-se densidades média de 182ind/m<sup>2</sup> no período seco e 232ind/m<sup>2</sup> no período chuvoso.

A família Stratiomyidae, representada apenas por *Labostigmina cf. fenestrata*, foi registrada apenas no período chuvoso na estação E5, com densidade igual a 22ind/m<sup>2</sup> (figura 31); já para a família Ceratopogonidae, representada por *Culicoides sp.*, registrou-se a maior densidade média no período chuvoso com 20ind/m<sup>2</sup>, enquanto que para a família Chaoboridae, representada por *Chaoborus sp.*, a maior densidade média foi observada no período seco com 33ind/m<sup>2</sup> (tabela 7). Com relação à distribuição espacial, estas duas últimas famílias tiveram uma ampla distribuição entre as diversas estações amostradas, estando presentes principalmente no compartimento II da represa, no período seco (figura 31), sendo que a maior densidade de *Culicoides sp.* foi observada na amostragem realizada no período chuvoso, na estação E3, com 267ind/m<sup>2</sup> e a de *Chaoborus sp.* na amostragem realizada no período seco, na estação E10, com 311ind/m<sup>2</sup> (tabela 7).

Entre as famílias desta ordem que estiveram presentes na represa de Americana, a família Chironomidae foi a mais abundante com densidades médias iguais a 141ind/m<sup>2</sup> no período seco e 203ind/m<sup>2</sup> no período chuvoso, com uma ampla distribuição na represa (figura 32). As estações de coleta em que se registraram as maiores densidades de Chironomidae foram a estação E12, no período seco com 1.376ind/m<sup>2</sup> e a estação E3 no período chuvoso com 1.998ind/m<sup>2</sup>.

Na represa de Americana, a família Chironomidae foi representada por duas subfamílias, Tanypodinae e Chironominae, sendo esta última a mais abundante, representando cerca de 79 e 91% dos Chironomidae presentes, respectivamente, nos períodos seco e chuvoso. Entre as espécies desta família, *Aedokritus sp.* foi a mais abundante no período seco com densidade média igual a 68ind/m<sup>2</sup>, enquanto que no período chuvoso *Chironomus gr. decorus* foi a espécie com maior densidade média, com 177ind/m<sup>2</sup> (tabela 7).

Ainda com relação às espécies de Chironomidae, observou-se que no período seco o compartimento do rio Atibaia e o compartimento I da represa foram

habitados somente por *Chironomus gr. decorus* com densidades variando entre 22 e 111ind/m<sup>2</sup> (figura 32). No compartimento II verificou-se a ocorrência das maiores densidades de algumas espécies desta família, principalmente, na estação de coleta E12 onde se observou um pico na densidade de *Aedokritus sp*, atingindo 1.022ind/m<sup>2</sup>. No compartimento da barragem (compartimento III da represa) a espécie mais comum foi *Goeldichironomus pictus*, que esteve distribuído entre as três estações amostradas.

No período chuvoso, verificou-se uma redução no número de espécies em direção à barragem, estando elas praticamente restritas ao compartimento do rio Atibaia e ao compartimento I da represa, exceto pela estação E12 onde se registrou a ocorrência de 67ind/m<sup>2</sup> de *Ablabesmyia annulata*. Entre as espécies presentes, em geral, as maiores densidades foram observadas para *Chironomus gr. decorus*, variando de 44 a 1.822ind/m<sup>2</sup>. No compartimento do rio Atibaia, para a estação E3 registrou-se um maior número de espécies, enquanto que no compartimento I da represa, verificou-se a ocorrência de Chironomidae apenas nas estações E6 e E7 (figura 32).

TABELA 7 - Densidade, em ind/m<sup>2</sup>, dos macroinvertebrados bentônicos na represa de Americana (SP), nos períodos seco e chuvoso.

	PERÍODO SECO															MÉDIA
	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	E11	E12	E13	E14	E15	
ANNELIDA																
HIRUDINEA																
Glossiphoniidae	7896	2148	844	133	22	0	44	66	466	133	222	66	222	111	466	<b>866</b>
OLIGOCHAETA																
Tubificidae																
<i>Branchiura sowerbyi</i>	0	0	133	4177	822	800	1044	288	266	355	488	22	111	133	600	<b>616</b>
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	2281	22711	355	1311	177	555	422	0	66	0	0	0	222	0	377	<b>1898</b>
Opystocistidae																
<i>Opystocysta funiculus</i>	0	0	422	22	311	0	0	22	44	266	0	0	111	88	0	<b>86</b>
Naididae																
<i>Dero (Allophorus) sp</i>	0	0	155	600	555	866	333	600	200	66	755	88	266	177	333	<b>332</b>
MOLLUSCA																
GASTROPODA																
Thiaridae																
<i>Melanoides tuberculatus</i>	14	14	0	22	0	0	22	22	0	0	0	22	22	0	22	<b>10</b>
INSECTA																
EPHEMEROPTERA																
Polymitarcyidae																
<i>Campsurus sp</i>	0	0	88	0	0	0	0	0	622	0	288	1888	0	777	22	<b>246</b>
DIPTERA																
Stratiomyidae																
<i>Labostigmina cf. fenestrata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>0</b>
Chaoboridae																
<i>Chaoborus sp</i>	0	0	0	22	88	0	0	0	22	311	0	22	44	0	0	<b>36</b>
Ceratopogonidae																
<i>Culicoides sp</i>	0	0	0	0	22	0	22	0	0	0	22	44	0	22	0	<b>8</b>
Chironomidae																
<i>Aedokritus sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1022	0	0	0	<b>68</b>
<i>Chironomus gr. decorus</i>	44	0	111	111	22	0	66	22	0	0	0	22	22	0	0	<b>28</b>
<i>Goeldichironomus pictus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	22	0	0	44	66	22	44	<b>13</b>
<i>Polypedium sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	44	0	0	0	<b>2</b>
<i>Ablabesmyia annulata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	22	22	244	0	133	0	<b>28</b>
<i>Tanyus stellatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	22	<b>1</b>
<b>DENSIDADE TOTAL</b>	<b>10236</b>	<b>24873</b>	<b>2108</b>	<b>6398</b>	<b>2019</b>	<b>2221</b>	<b>1963</b>	<b>1020</b>	<b>1708</b>	<b>1163</b>	<b>1797</b>	<b>3628</b>	<b>1086</b>	<b>1463</b>	<b>1886</b>	<b>4221</b>

	PERÍODO CHUVOSO															MÉDIA
	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	E11	E12	E13	E14*	E16*	
ANNELIDA																
HIRUDINEA																
Glossiphoniidae	44	0	111	0	0	22	511	22	22	0	0	0	0			<b>56</b>
OLIGOCHAETA																
Tubificidae																
<i>Branchiura sowerbyi</i>	0	0	155	0	44	1777	244	66	422	0	0	0	0			<b>208</b>
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	8511	6288	0	0	333	400	0	222	0	0	0	0	0			<b>1211</b>
Opystocistidae																
<i>Opystocysta funiculus</i>	0	0	66	377	0	0	177	0	222	0	0	0	0			<b>64</b>
Naididae																
<i>Dero (Allophorus) sp</i>	0	733	22	777	266	577	1933	244	1888	0	0	511	0			<b>534</b>
MOLLUSCA																
GASTROPODA																
Thiaridae																
<i>Melanoides tuberculatus</i>	0	0	177	133	22	66	822	356	0	0	0	200	22			<b>138</b>
INSECTA																
EPHEMEROPTERA																
Polymitarcyidae																
<i>Campsurus sp</i>	0	0	0	22	0	0	0	44	0	0	0	267	0			<b>15</b>
DIPTERA																
Stratiomyidae																
<i>Labostigmina cf. fenestrata</i>	0	0	0	0	22	0	0	0	0	0	0	0	0			<b>1</b>
Chaoboridae																
<i>Chaoborus sp</i>	0	0	0	0	22	44	0	0	0	22	0	0	22			<b>8</b>
Ceratopogonidae																
<i>Culicoides sp</i>	0	0	266	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			<b>20</b>
Chironomidae																
<i>Aedokritus sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			<b>0</b>
<i>Chironomus gr. decorus</i>	66	44	1822	0	0	222	155	0	0	0	0	0	0			<b>177</b>
<i>Goeldichironomus pictus</i>	0	0	88	0	0	0	22	0	0	0	0	0	0			<b>8</b>
<i>Polypedium sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			<b>0</b>
<i>Ablabesmyia annulata</i>	0	0	0	0	0	0	66	0	0	0	0	66	0			<b>10</b>
<i>Tanyus stellatus</i>	0	0	88	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			<b>6</b>
<b>Densidade total</b>	<b>8621</b>	<b>7066</b>	<b>2796</b>	<b>1309</b>	<b>709</b>	<b>3108</b>	<b>3930</b>	<b>964</b>	<b>2664</b>	<b>22</b>	<b>0</b>	<b>1043</b>	<b>44</b>			<b>2456</b>

(\*) As estações E14 e E15 não foram amostradas no período chuvoso.

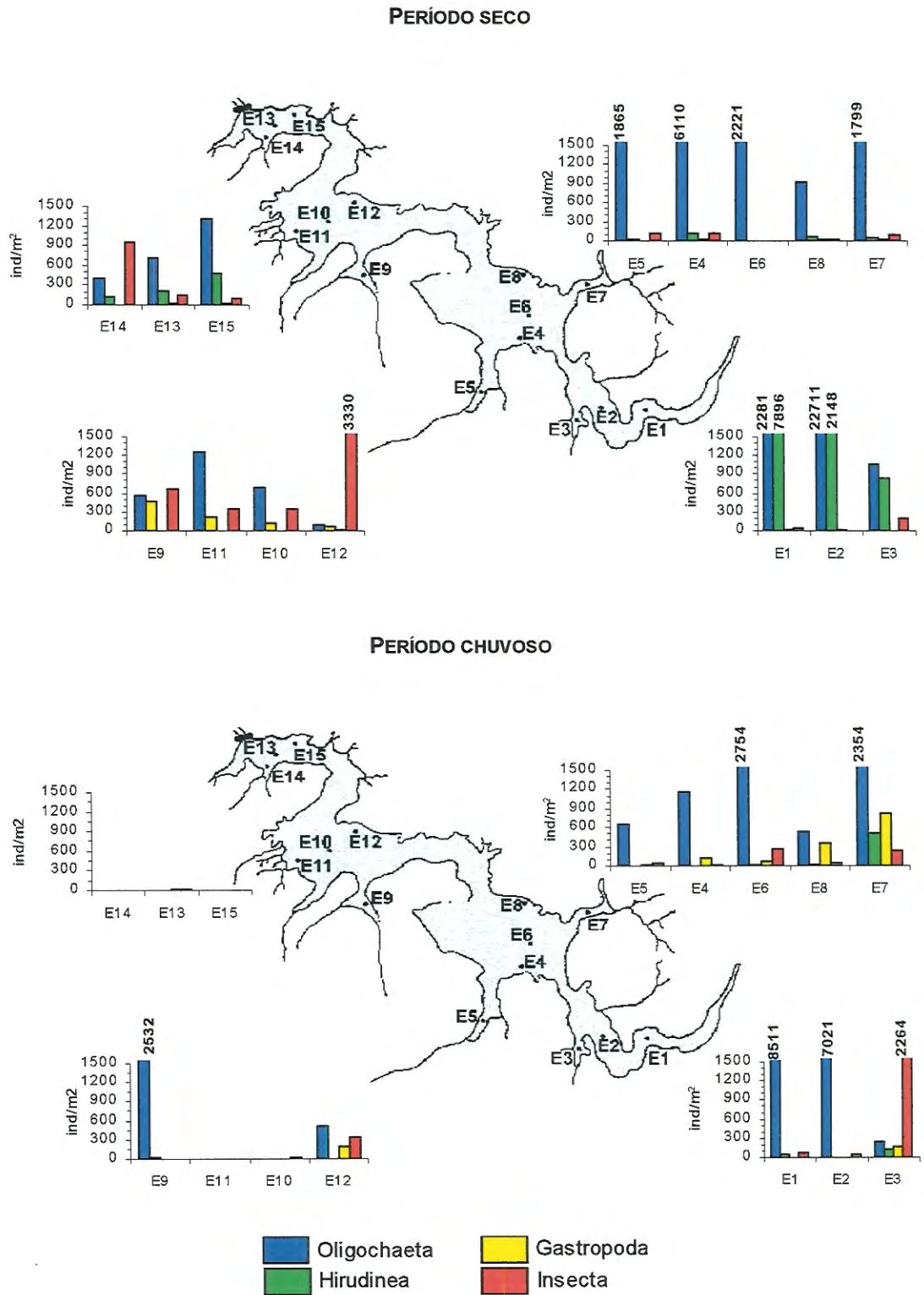
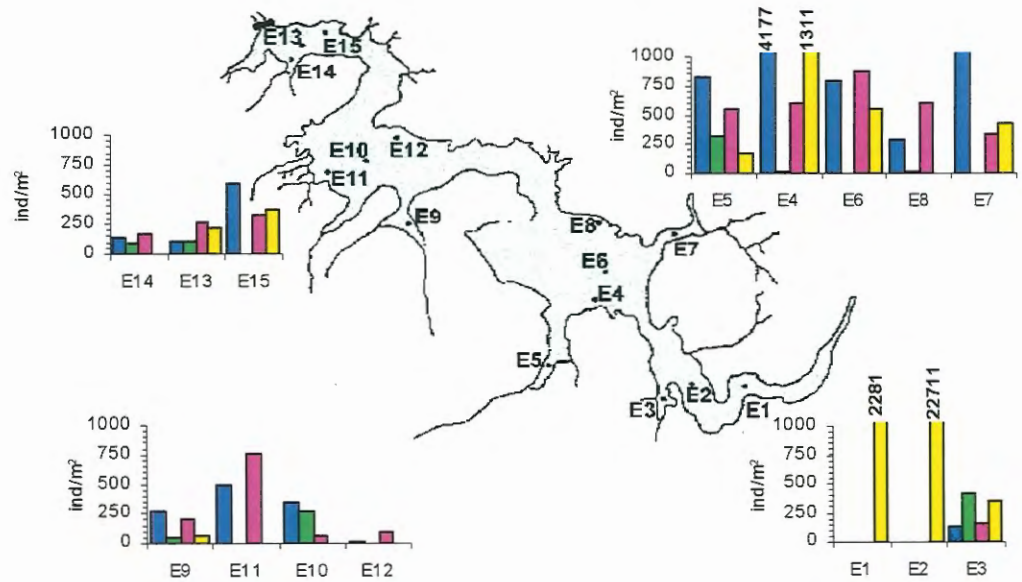


FIGURA 28 - Variação espacial e temporal da densidade dos grupos de macroinvertebrados bentônicos presentes na represa de Americana (SP).

PERÍODO SECO



PERÍODO CHUVOSO

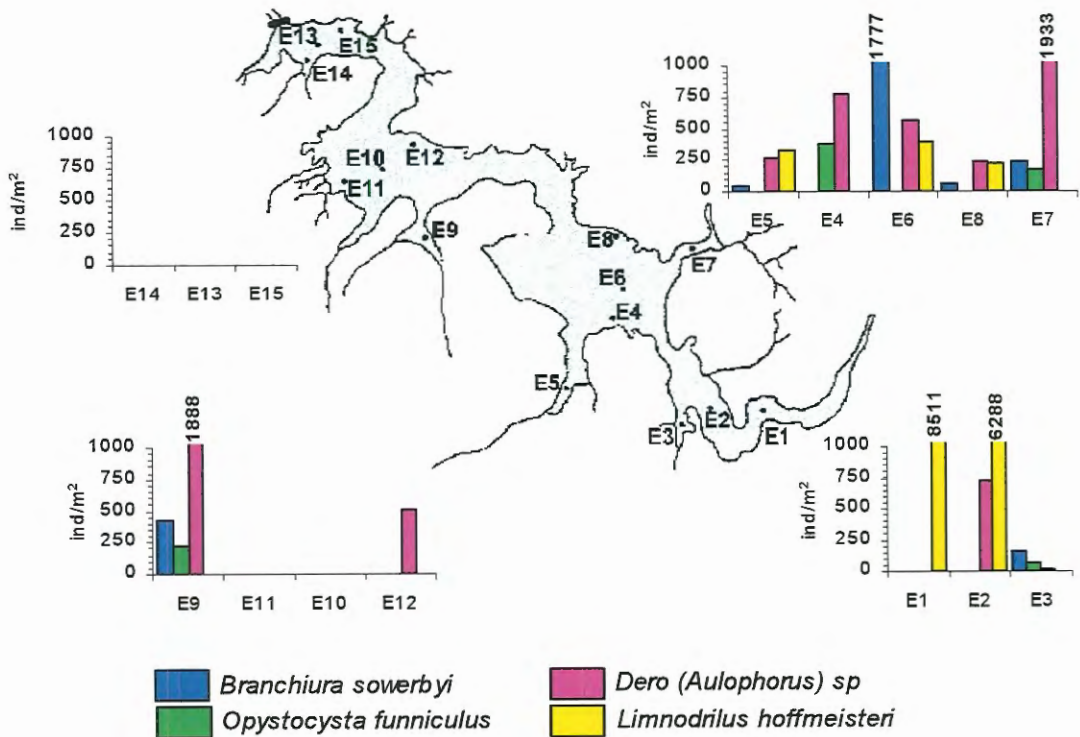
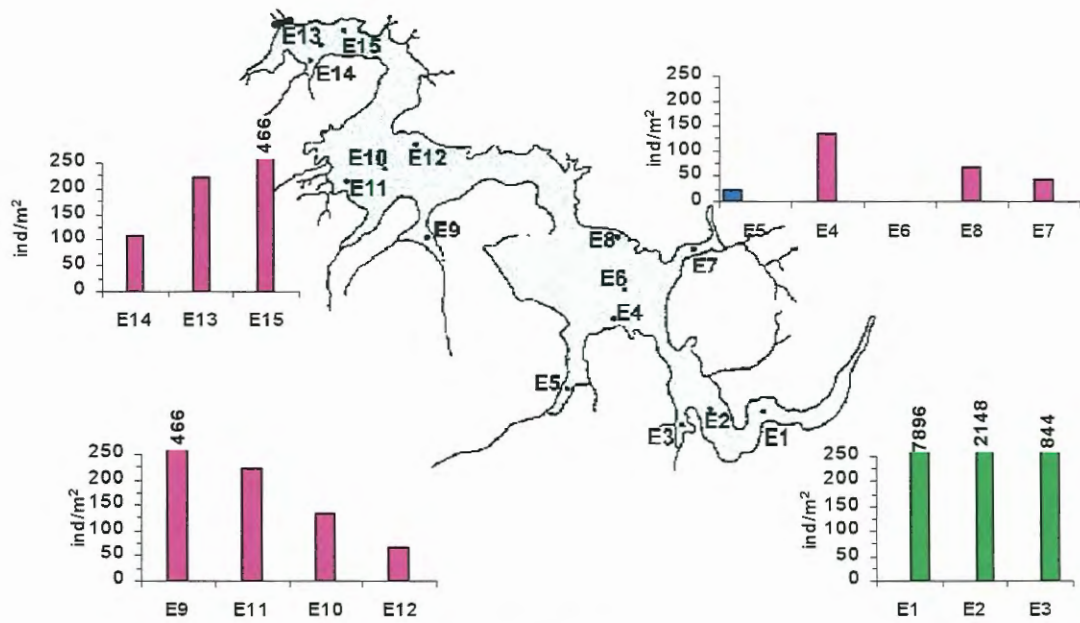
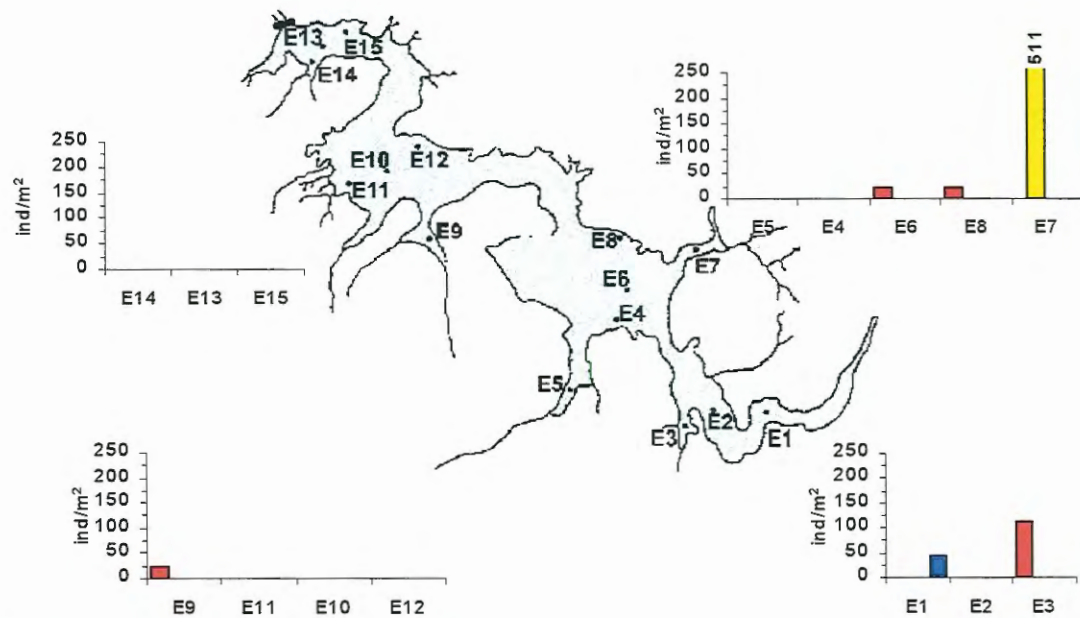


FIGURA 29 - Variação espacial e temporal da densidade das espécies de Oligochaeta presentes na represa de Americana (SP).

PERÍODO SECO



PERÍODO CHUVOSO



- Helobdella stagnalis*
- Gloiodella obscura*
- Helobdella stagnalis* + *Gloiodella obscura* + sp não identificada
- Helobdella stagnalis* + *Gloiodella obscura*
- Helobdella stagnalis* + *H. brasiliensis*

FIGURA 30 - Variação temporal e espacial da densidade das espécies de Hirudinea na represa de Americana (SP).

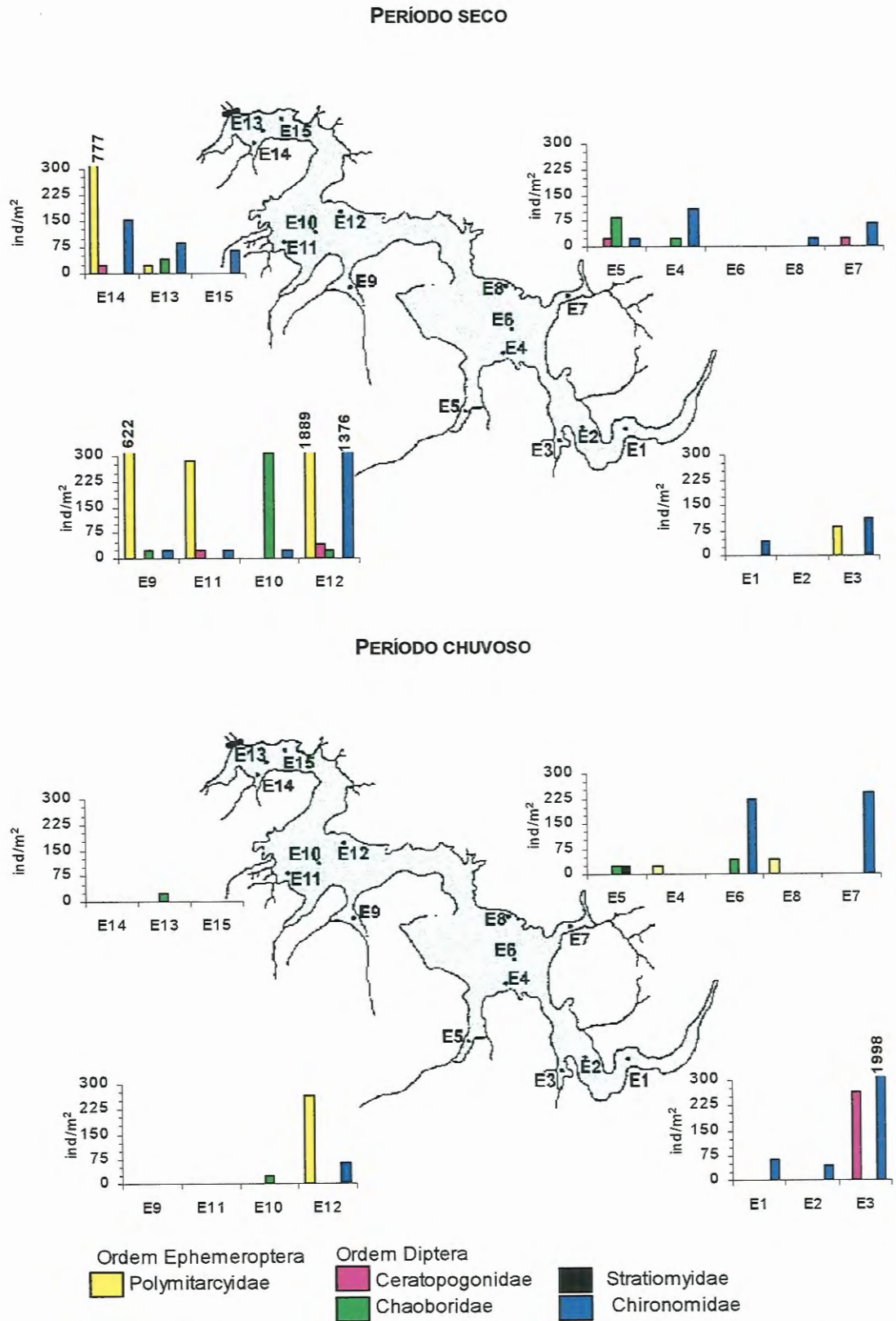
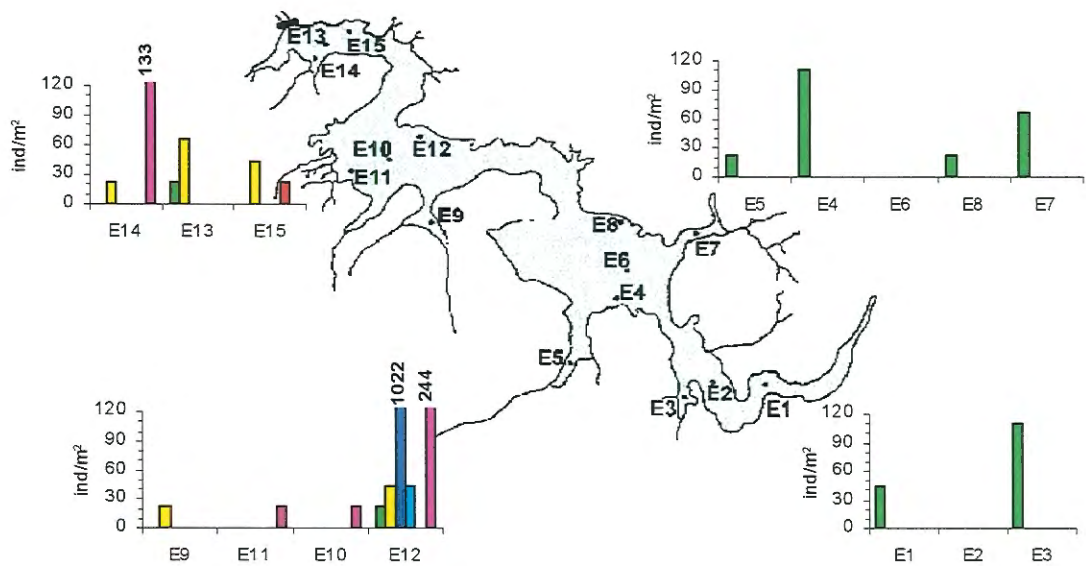
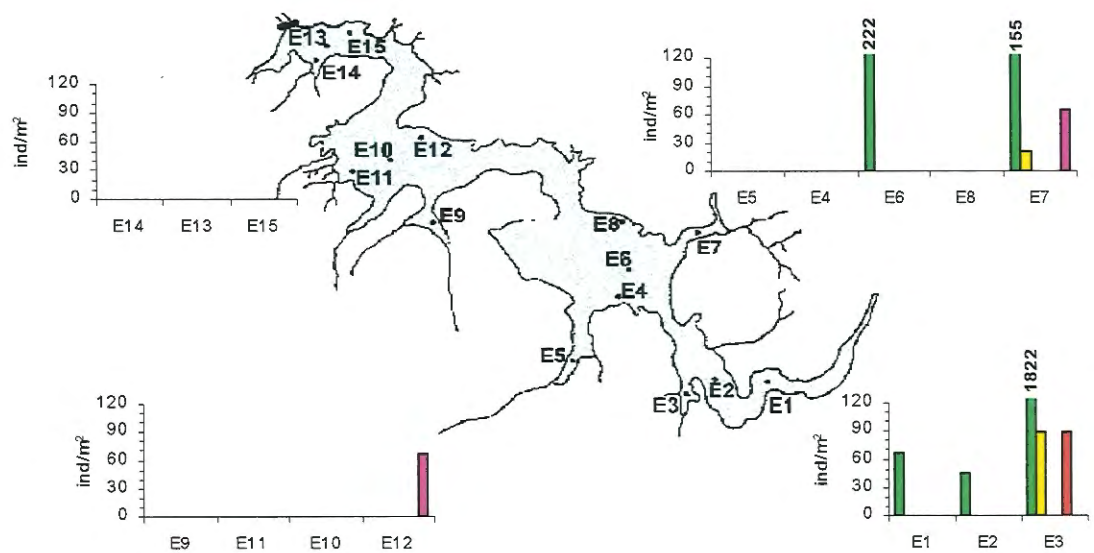


FIGURA 31 - Variação temporal e espacial da densidade das famílias de Insecta na represa de Americana (SP).

PERÍODO SECO



PERÍODO CHUVOSO



- |  |   |  |
|--|---|--|
| subfamília Tanypodinae   | subfamília Chironominae                                   |  |
| <span style="color: red;">■</span> <i>Tanytus stellatus</i>    | <span style="color: blue;">■</span> <i>Aedokritus sp</i>  | <span style="color: green;">■</span> <i>Chironomus gr.decorus</i>    |
| <span style="color: pink;">■</span> <i>Ablabesmya annulata</i> | <span style="color: cyan;">■</span> <i>Polypedilum sp</i> | <span style="color: yellow;">■</span> <i>Goeldichironomus pictus</i> |

FIGURA 32 - Variação temporal e espacial da densidade das espécies de Chironomidae (ordem Diptera) na represa de Americana (SP).



### 6.3.3. Diversidade (Uniformidade e Riqueza) e Similaridade da Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos

A diversidade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos estimada pelo índice de Shannon-Weaver variou entre 0,818 e 2,396 no período seco e entre 0,111 e 2,294 no período chuvoso (tabela 8). Os maiores valores foram obtidos nas estações E3 e E7, respectivamente, e os menores valores na estação E1 em ambos os períodos. Comparando-se os compartimentos amostrados, verificou-se uma tendência geral de aumento da diversidade da montante em direção à barragem em ambos os períodos amostrados, com algumas exceções. Para Chironomidae e Oligochaeta a diversidade total foi, respectivamente, de 1,892 e 1,383 no período seco e de 0,840 e 1,436 no período chuvoso.

Com relação à riqueza de espécies, registrou-se um total de 17 espécies no período seco, enquanto que no período chuvoso foram encontradas 15 espécies no total (tabela 8).

A estação onde se observou a maior uniformidade de espécies foi a estação E13 no período chuvoso com valor igual a 1,000; enquanto que a menor uniformidade ocorreu na estação E1 também no mesmo período com valor igual a 0,070. O valor máximo de uniformidade deveu-se à baixa densidade de organismos encontrados na amostra e ao baixo número de espécies presentes, devendo o resultado ser visto com cautela. De maneira geral, verificou-se uma maior uniformidade da montante em direção à barragem em ambos os períodos.

Para Chironomidae a maior uniformidade foi encontrada no período seco na estação E15 (0,918) e a menor uniformidade na estação E3 (0,327) no período chuvoso; já para Oligochaeta a maior uniformidade foi obtida em diversas estações no período seco com valor em torno de 0,950 e a menor na estação E2 (0,483).

A figura 33 mostra os resultados do índice de similaridade entre as estações de coleta com relação à composição de espécies em ambos os períodos amostrados.

Para o compartimento do rio Atibaia (estações E1 a E3) observa-se uma similaridade baixa ou mesmo nula entre a composição de espécies nas estações do próprio compartimento ou entre estas e as estações dos demais compartimentos amostrados. No compartimento I da represa (estações E4 a E8) verificou-se no período seco uma alta similaridade entre as estações deste compartimento,



**PERÍODO SECO**

	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	E11	E12	E13	E14	E15
E1	-														
E2	0,182	-													
E3	0,390	0,174	-												
E4	0,055	0,001	0,257	-											
E5	0,031	0,073	0,373	0,825	-										
E6	0,056	0,193	0,319	0,785	0,891	-									
E7	0,065	0,165	0,309	0,976	0,890	0,885	-								
E8	0,047	0,004	0,276	0,532	0,796	0,854	0,639	-							
E9	0,246	0,054	0,632	0,349	0,408	0,377	0,386	0,387	-						
E10	0,101	0,009	0,484	0,588	0,741	0,458	0,589	0,400	0,395	-					
E11	0,102	0,009	0,391	0,570	0,803	0,823	0,671	0,918	0,681	0,463	-				
E12	0,014	0,001	0,106	0,016	0,031	0,034	0,023	0,045	0,654	0,028	0,304	-			
E13	0,249	0,202	0,785	0,421	0,659	0,712	0,547	0,630	0,537	0,508	0,764	0,044	-		
E14	0,060	0,011	0,281	0,181	0,270	0,240	0,208	0,274	0,856	0,212	0,612	0,846	0,250	-	
E15	0,268	0,026	0,697	0,759	0,778	0,806	0,833	0,632	0,623	0,579	0,818	0,058	0,834	0,272	-

**PERÍODO CHUVOSO**

	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	E11	E12	E13
E1	-												
E2	0,989	-											
E3	0,007	0,008	-										
E4	0,000	0,099	0,041	-									
E5	0,690	0,780	0,021	0,555	-								
E6	0,188	0,226	0,197	0,271	0,444	-							
E7	0,002	0,092	0,140	0,863	0,575	0,390	-						
E8	0,370	0,437	0,086	0,535	0,698	0,387	0,733	-					
E9	0,000	0,111	0,034	0,903	0,606	0,480	0,850	0,474	-				
E10	0,000	0,000	0,000	0,000	0,046	0,021	0,000	0,000	0,000	-			
E11	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	-		
E12	0,000	0,088	0,041	0,794	0,532	0,261	0,859	0,682	0,781	0,000	0,000	-	
E13	0,000	0,000	0,067	0,108	0,072	0,040	0,258	0,486	0,000	0,667	0,000	0,227	-

Similaridade nula ( $C_{MH}=0$ )
  Similaridade média ( $0,50 < C_{MH} < 0,75$ )

Similaridade baixa ( $0 < C_{MH} < 0,49$ )
  Similaridade alta ( $0,76 < C_{MH} < 1,00$ )

FIGURA 33 - Matriz de similaridade entre as estações de coleta e os compartimentos da represa de Americana (SP) nos períodos seco e chuvoso.

## 6.4. Testes de Toxicidade da Água e do Sedimento da Represa de Americana

### 6.4.1. Testes de Toxicidade Aguda com larvas de *Chironomus xanthus*

Os resultados da avaliação da toxicidade aguda do sedimento da represa de Americana as larvas de *Chironomus xanthus* são apresentados na tabela 9 e sumarizados na figura 34. Das quatro estações de coleta amostradas, apenas na estação E1, no período seco, observou-se mortalidade de organismos, registrando-se apenas 25% de sobrevivência dos organismos inicialmente expostos. Neste período, esta localidade pode ser considerada com condição tóxica, por ter ocorrido a mortalidade de mais de 50% dos organismos-teste (tabela 9). Nas demais estações de coleta não se observaram mortalidade de *Chironomus xanthus* nos testes realizados com sedimento coletado nos dois períodos amostrados.

Na tabela 10 são apresentados os resultados das variáveis físicas e químicas monitoradas durante a realização dos testes de toxicidade aguda com *Chironomus xanthus*.

Nos testes realizados com amostras coletadas no período seco, não foram feitas as medições iniciais do pH e da dureza total da água por problemas com os equipamentos. Neste teste, o pH final das amostras variou entre 6,00 e 7,35. Comparando-se os vários pontos amostrados observou-se tendência à diminuição dos valores na direção da barragem (da estação E1 para a E13). A temperatura neste período variou entre 19,9 e 20,2°C, tendo em vista que a data de amostragem está inserida no período de inverno. A dureza total da água foi maior na estação E1 (163,4 e 178,6mg/L de CaCO<sub>3</sub>), sendo que nas demais estações de coleta foi bem mais baixa variando entre 45,0 e 83,6 mg/L de CaCO<sub>3</sub> (tabela 10).

Na amostragem realizada no período chuvoso foram verificadas variações mais amplas no pH, observando-se alguns valores menores que aqueles registrados na amostragem anterior, com valores variando entre 4,70 e 7,89. A temperatura dos testes neste período, variou entre 22,0 e 24,0°C. A dureza total variou entre 32,3 e 209,0 mg/L de CaCO<sub>3</sub>, verificando-se também um gradiente com decréscimo do valor da estação E1 para a estação E13 (tabela 10).

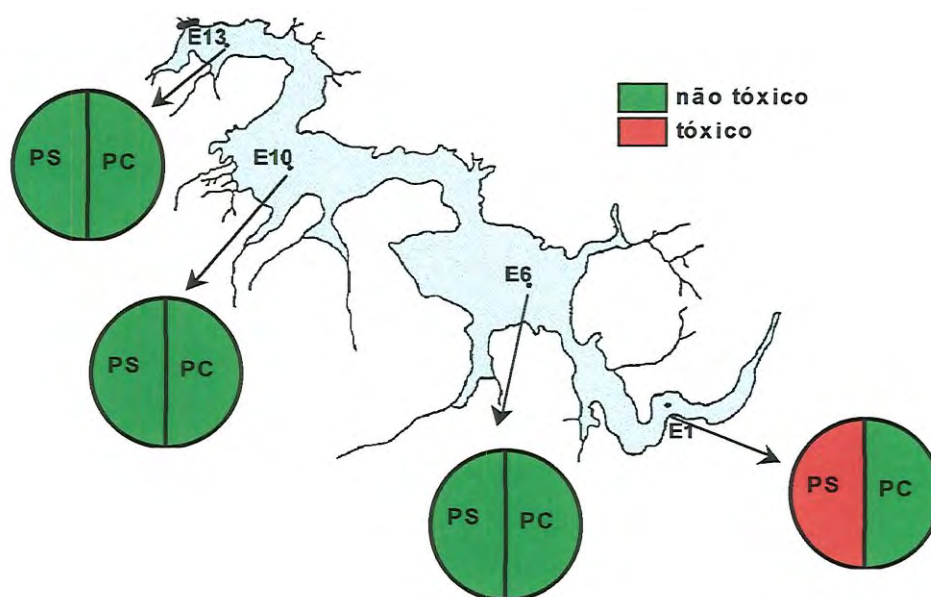


FIGURA 34 - Avaliação da toxicidade aguda do sedimento da represa de Americana (SP) com larvas de *Chironomus xanthus*, nas amostragens realizadas nos períodos seco (PS) e chuvoso (PC).

TABELA 9 - Sobrevivência das larvas de *Chironomus xanthus* (Chironomidae) expostas ao sedimento da represa de Americana (SP) em testes de toxicidade aguda nas amostragens realizadas nos períodos seco e chuvoso. Data dos testes 01/08/98 (período seco) e 06/05/99 (período chuvoso).

PERÍODO SECO			PERÍODO CHUVOSO		
TESTE COM SEDIMENTO			TESTE COM SEDIMENTO		
número de organismos expostos: 12			número de organismos expostos: 12		
número de réplicas: 2			número de réplicas: 2		
ESTAÇÃO E1			ESTAÇÃO E1		
início		Final	início		Final
100%		25%	100%		100%
ESTAÇÃO E6			ESTAÇÃO E6		
início		Final	início		Final
100%		100%	100%		100%
ESTAÇÃO E10			ESTAÇÃO E10		
início		Final	início		Final
100%		100%	100%		100%
ESTAÇÃO E13			ESTAÇÃO E13		
início		Final	início		Final
100%		100%	100%		100%

TABELA 10 - Variáveis monitoradas durante o teste de toxicidade aguda do sedimento da represa de Americana (SP), com larvas de *Chironomus xanthus*, no período seco. As letras A e B referem-se as réplicas dos testes.

PERÍODO SECO							PERÍODO CHUVOSO						
ESTAÇÃO E1 (A - B)							ESTAÇÃO E1 (A - B)						
TEMPO	PH		TEMPERATURA (°C)		DUREZA TOTAL (mg/L CaCO <sub>3</sub> )		TEMPO	PH		TEMPERATURA (°C)		DUREZA TOTAL (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	
início	-	-	19,9	20,0	-	-	início	6,70	6,80	24	24	209	209
final	7,35	7,10	20,1	20,1	163,4	178,6	final	7,64	7,75	22	22	131,1	134,9
ESTAÇÃO E6 (A - B)							ESTAÇÃO E6 (A - B)						
TEMPO	PH		TEMPERATURA (°C)		DUREZA TOTAL (mg/L CaCO <sub>3</sub> )		TEMPO	PH		TEMPERATURA (°C)		DUREZA TOTAL (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	
início	-	-	20,0	19,8	-	-	início	7,00	6,95	24	24	29,3	38,0
final	7,10	7,00	20,1	20,1	83,6	45,6	final	7,89	7,60	22	22	39,9	43,7
ESTAÇÃO E10 (A - B)							ESTAÇÃO E10 (A - B)						
TEMPO	PH		TEMPERATURA (°C)		DUREZA TOTAL (mg/L CaCO <sub>3</sub> )		TEMPO	PH		TEMPERATURA (°C)		DUREZA TOTAL (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	
início	-	-	19,9	19,9	-	-	início	6,95	6,20	24	24	47,5	38,0
final	6,45	6,50	20,2	20,0	53,2	57,0	final	4,70	4,56	22	22	39,9	38,0
ESTAÇÃO E13 (A - B)							ESTAÇÃO E13 (A - B)						
TEMPO	PH		TEMPERATURA (°C)		DUREZA TOTAL (mg/L CaCO <sub>3</sub> )		TEMPO	PH		TEMPERATURA (°C)		DUREZA TOTAL (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	
início	-	-	20,2	20,0	-	-	início	6,35	6,40	24	24	36,1	34,2
final	6,00	6,30	20,1	19,9	68,4	45,0	final	4,76	5,45	22	22	38,0	32,3

(-) Não foram realizadas as respectivas medições.

#### 6.4.2. Testes de Toxicidade Aguda com *Hyphessobrycon eques*

As figuras 35 e 36 mostram, respectivamente, os resultados da avaliação da toxicidade da água e do sedimento da represa de Americana com *Hyphessobrycon eques*. Entre as estações amostradas, somente na estação E1, no período seco, foi constatada a existência de toxicidade ocorrendo a mortalidade de organismos. Nesta localidade, dos organismos expostos ao sedimento, 60% sobreviveram, sendo que nas demais estações não se registrou mortalidade de nenhum organismo-teste. Os dados de sobrevivência estão sumarizados na tabela 12.

Os resultados das variáveis monitoradas nos testes de toxicidade com água e sedimento coletados nos períodos seco e chuvoso são apresentados nas tabelas 13 e 14, respectivamente.

No período seco, o pH da água utilizada nos testes de toxicidade variou entre 7,16 e 7,87 para os testes com água e entre 6,22 e 7,44 para os testes com sedimento e a condutividade elétrica variou entre 218 e 339 $\mu$ S/cm nos testes com água e entre 176 e 474 $\mu$ S/cm nos testes com sedimento, observando-se um gradiente de redução do valor desta variável da montante em direção à barragem. A concentração do oxigênio dissolvido variou entre 5,00 e 12,00mg/L e entre 6,28 a 10,68mg/L, respectivamente nos testes com água e sedimento da represa. A temperatura, durante a realização de ambos os testes variou entre 15 e 20,9°C, e a dureza total variou de 51,30 e 266,00mg/L de CaCO<sub>3</sub> para os testes com água e de 34,20 e 114,00mg/L de CaCO<sub>3</sub> para os testes com sedimento (tabela 13).

No período chuvoso, o pH variou entre 6,0 e 7,5 para os testes com água e sedimento, exceto no final do teste com o sedimento da estação E13 onde se observou um valor médio igual a 3,57. A condutividade elétrica variou de 156 a 404 $\mu$ S/cm. A concentração de oxigênio dissolvido variou de 4,00 a 9,91mg/L com os maiores valores sendo obtidos nos testes com água. Para a temperatura registraram-se valores entre 19,5 e 23,0°C. A dureza total da água nos testes com água e sedimento variou, respectivamente, entre 28,5 e 159,6mg/L de CaCO<sub>3</sub> e entre 28,5 e 108,30mg/L de CaCO<sub>3</sub> (tabela 14).

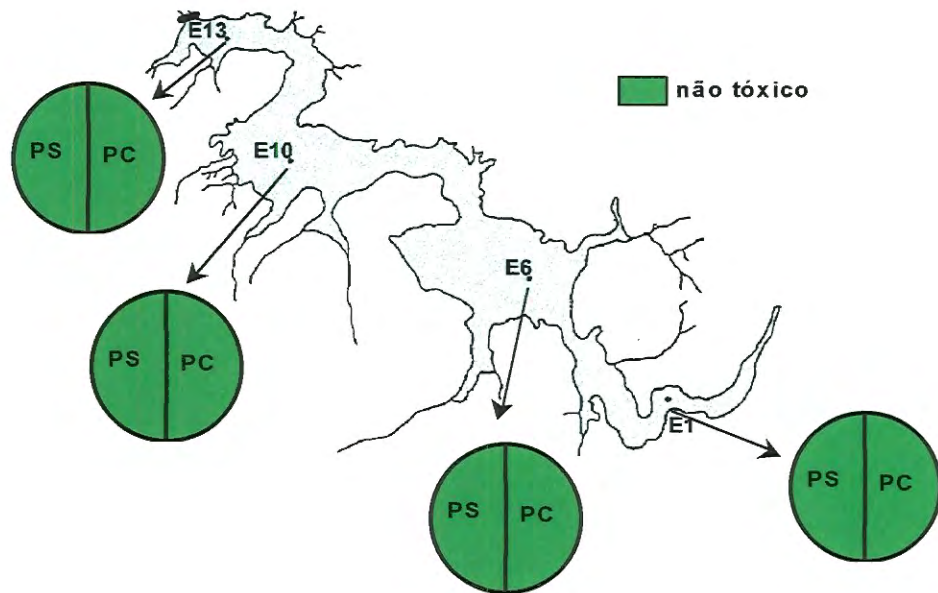


FIGURA 35 - Avaliação da toxicidade aguda da água da represa de Americana (SP) com *Hyphessobrycon eques*, nos períodos seco (PS) e chuvoso (PC).

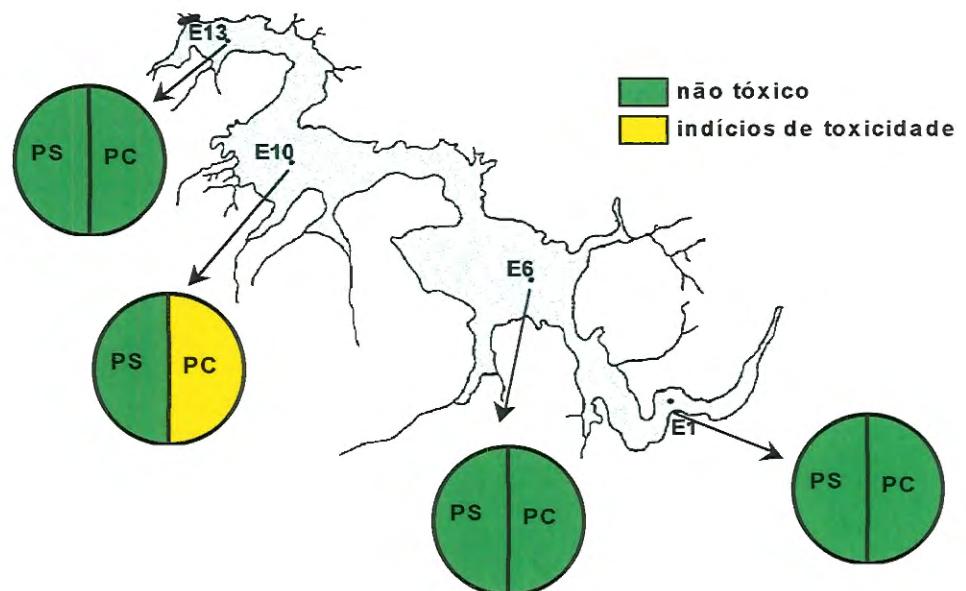


FIGURA 36 - Avaliação da toxicidade aguda do sedimento da represa de Americana (SP) com *Hyphessobrycon eques*, nos períodos seco (PS) e chuvoso (PC).





TABELA 12 - Variáveis monitoradas durante o teste de toxicidade aguda da água e do sedimento da represa de Americana (SP), com *Hyphessobrycon eques*, no período seco. A e B são réplicas experimentais.

TESTES COM ÁGUA										
CONTROLE (A/B)										
TEMPO	PH		CONDUTIVIDADE ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )		OXIGÊNIO (mg/L)		TEMPERATURA ( $^{\circ}\text{C}$ )		DUREZA TOTAL (mg/L $\text{CaCO}_3$ )	
0 horas	7,54	7,59	314	315	5,00	5,99	20,1	20,0	256,50	262,20
24 horas	7,24	7,57	320	313	7,20	7,45	17,4	17,5	-	-
48 horas	7,54	7,72	315	327	11,20	12,00	15,9	16,0	-	-
72 horas	7,42	7,73	313	329	9,02	10,28	15,4	15,4	-	-
96 horas	7,71	7,87	330	339	9,37	11,35	15,1	15,1	264,10	266,00
ESTAÇÃO E1 (A/B)										
TEMPO	PH		CONDUTIVIDADE ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )		OXIGÊNIO (mg/L)		TEMPERATURA ( $^{\circ}\text{C}$ )		DUREZA TOTAL (mg/L $\text{CaCO}_3$ )	
0 horas	7,17	7,16	288	294	5,31	5,46	20,9	20,9	58,90	64,60
24 horas	7,37	7,46	299	304	6,96	7,44	17,6	17,7	-	-
48 horas	7,53	7,42	299	309	10,85	11,85	16,0	16,0	-	-
72 horas	7,38	7,51	317	318	9,39	10,14	15,4	15,5	-	-
96 horas	7,63	7,50	324	324	10,17	11,31	15,0	15,1	74,10	66,50
ESTAÇÃO E6 (A/B)										
TEMPO	PH		CONDUTIVIDADE ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )		OXIGÊNIO (mg/L)		TEMPERATURA ( $^{\circ}\text{C}$ )		DUREZA TOTAL (mg/L $\text{CaCO}_3$ )	
0 horas	7,49	7,48	255	261	6,04	6,36	20,8	20,9	55,10	60,80
24 horas	7,46	7,39	266	264	7,41	6,84	17,8	18,1	-	-
48 horas	7,30	7,50	263	271	11,30	10,99	16,1	16,4	-	-
72 horas	7,50	7,50	276	279	10,40	9,82	15,5	15,8	-	-
96 horas	7,53	7,48	288	283	10,89	10,70	15,1	15,4	62,70	60,80
ESTAÇÃO E10 (A/B)										
TEMPO	PH		CONDUTIVIDADE ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )		OXIGÊNIO (mg/L)		TEMPERATURA ( $^{\circ}\text{C}$ )		DUREZA TOTAL (mg/L $\text{CaCO}_3$ )	
0 horas	7,36	7,40	220	225	6,06	6,06	20,9	20,9	55,10	53,20
24 horas	7,31	7,32	229	231	7,52	7,65	17,5	17,7	-	-
48 horas	7,44	7,37	238	235	11,17	11,43	16,1	16,2	-	-
72 horas	7,39	7,42	246	242	9,52	9,67	15,4	15,6	-	-
96 horas	7,40	7,39	255	248	11,26	11,28	15,1	15,1	66,50	57,00
ESTAÇÃO E13 (A/B)										
TEMPO	PH		CONDUTIVIDADE ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )		OXIGÊNIO (mg/L)		TEMPERATURA ( $^{\circ}\text{C}$ )		DUREZA TOTAL (mg/L $\text{CaCO}_3$ )	
0 horas	7,61	7,35	218	218	5,91	6,29	20,9	20,9	51,30	57,00
24 horas	7,36	7,29	226	225	7,64	6,98	17,4	17,8	-	-
48 horas	7,19	7,75	222	232	11,20	11,10	16,1	16,3	-	-
72 horas	7,45	7,40	238	243	9,82	9,66	15,4	15,7	-	-
96 horas	7,36	7,34	244	250	11,07	11,18	15,0	15,3	57,00	57,00

(continuação da TABELA 12)

TESTES COM SEDIMENTO										
ESTAÇÃO E1 (A/B)										
TEMPO	PH		CONDUTIVIDADE ( $\mu$ S/cm)		OXIGÊNIO (mg/L)		TEMPERATURA (°C)		DUREZA TOTAL (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	
0 horas	6,53	6,23	408	397	3,07	6,88	16,1	16,0	104,50	102,60
24 horas	7,44	7,08	425	407	8,67	9,01	15,7	15,7	-	-
48 horas	7,22	7,44	440	474	9,69	9,87	15,3	15,1	-	-
72 horas	-	-	419	373	6,80	10,23	15,4	15,1	-	-
96 horas	-	-	420	373	6,34	6,68	15,4	16,1	114,00	93,10
ESTAÇÃO E6 (A/B)										
TEMPO	PH		CONDUTIVIDADE ( $\mu$ S/cm)		OXIGÊNIO (mg/L)		TEMPERATURA (°C)		DUREZA TOTAL (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	
0 horas	6,34	4,43	283	417	7,59	7,99	16,1	16,1	60,80	66,50
24 horas	6,93	6,89	282	269	7,38	8,45	15,8	15,7	-	-
48 horas	6,90	7,05	291	291	7,65	10,14	15,3	15,1	-	-
72 horas	-	-	252	243	9,45	8,05	15,4	15,3	-	-
96 horas	-	-	248	242	6,28	6,58	16,4	16,3	60,80	74,10
ESTAÇÃO E10 (A/B)										
TEMPO	PH		CONDUTIVIDADE ( $\mu$ S/cm)		OXIGÊNIO (mg/L)		TEMPERATURA (°C)		DUREZA TOTAL (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	
0 horas	6,33	6,59	206	211	9,26	9,18	16,0	15,9	41,80	41,80
24 horas	5,99	6,80	208	206	9,96	8,87	15,7	16,1	-	-
48 horas	6,93	9,67	216	211	10,57	10,68	15,1	15,5	-	-
72 horas	-	-	183	176	7,47	9,43	15,1	1,4	-	-
96 horas	-	-	183	177	7,51	7,58	16,1	16,5	38,00	34,20
ESTAÇÃO E13 (A/B)										
TEMPO	PH		CONDUTIVIDADE ( $\mu$ S/cm)		OXIGÊNIO (mg/L)		TEMPERATURA (°C)		DUREZA TOTAL (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	
0 horas	6,22	6,24	232	221	7,50	8,92	16,2	15,9	53,20	45,60
24 horas	6,56	5,96	239	276	7,93	8,47	16,1	15,6	-	-
48 horas	6,44	6,56	251	246	9,34	10,49	15,6	15,1	-	-
72 horas	-	-	222	223	9,86	7,71	15,5	15,2	-	-
96 horas	-	-	241	236	7,23	7,76	16,6	16,3	76,00	68,40

- não foram realizadas medidas devido a problemas no equipamento.

TABELA 13 - Variáveis monitoradas durante o teste de toxicidade aguda da água e do sedimento da represa de Americana (SP), com *Hyphessobrycon eques*, no período chuvoso. Os valores separados por barra representam os valores mínimo e máximo e o valor entre parênteses a média.

TESTES COM ÁGUA					
CONTROLE					
TEMPO	PH	CONDUTIVIDADE ( $\mu\text{S/cm}$ )	OXIGÊNIO (mg/L)	TEMPERATURA ( $^{\circ}\text{C}$ )	DUREZA TOTAL (mg/L $\text{CaCO}_3$ )
0 horas	7,51 / 7,80 (7,65)	191 / 197 (193,4)	9,01 / 9,14 (9,08)	22,3 / 22,6 (22,44)	-
48 horas	7,24 / 7,34 (7,31)	186 / 187 (186,4)	9,64 / 9,73 (9,69)	21,3 / 21,5 (21,38)	
96 horas	7,67 / 7,10 (7,51)	202 / 197 (199,6)	9,04 / 9,17 (9,10)	21,6 / 21,8 (21,70)	153,9 / 159,6 (156,75)
ESTAÇÃO E1					
TEMPO	PH	CONDUTIVIDADE ( $\mu\text{S/cm}$ )	OXIGÊNIO (mg/L)	TEMPERATURA ( $^{\circ}\text{C}$ )	DUREZA TOTAL (mg/L $\text{CaCO}_3$ )
0 horas	5,21 / 6,69 (6,24)	256 / 292 (267,2)	8,83 / 8,86 (8,85)	22,7 / 22,8 (22,75)	28,5 / 39,9 (34,2)
48 horas	7,54 / 7,60 (7,57)	261 / 266 (263,4)	9,00 / 9,13 (9,06)	22,4 / 22,7 (22,56)	
96 horas	6,14 / 7,40 (7,04)	267 / 283 (274)	9,06 / 9,91 (9,31)	21,5 / 21,8 (21,66)	41,8 / 47,5 (44,65)
ESTAÇÃO E6					
TEMPO	PH	CONDUTIVIDADE ( $\mu\text{S/cm}$ )	OXIGÊNIO (mg/L)	TEMPERATURA ( $^{\circ}\text{C}$ )	DUREZA TOTAL (mg/L $\text{CaCO}_3$ )
0 horas	6,90 / 7,13 (7,05)	177 / 180 (177,8)	8,81 / 8,89 (8,85)	22,8 / 23,0 (22,88)	32,3 / 38,0 (35,15)
48 horas	7,31 / 7,56 (7,45)	183 / 190 (185,6)	9,07 / 9,18 (9,13)	22,3 / 22,6 (22,40)	
96 horas	7,25 / 7,53 (7,39)	191 / 199 (194,4)	9,21 / 9,28 (9,25)	21,4 / 21,5 (21,46)	43,7 / 45,6 (44,65)
ESTAÇÃO E10					
TEMPO	PH	CONDUTIVIDADE ( $\mu\text{S/cm}$ )	OXIGÊNIO (mg/L)	TEMPERATURA ( $^{\circ}\text{C}$ )	DUREZA TOTAL (mg/L $\text{CaCO}_3$ )
0 horas	7,32 / 7,72 (7,59)	158 / 159 ((158,8)	8,89 / 8,96 (8,93)	22,7 / 22,8 (22,74)	38,0 / 39,9 (38,95)
48 horas	7,44 / 7,56 (7,53)	162 / 166 (164)	8,96 / 9,19 (9,07)	22,3 / 22,8 (22,54)	
96 horas	7,39 / 7,46 (7,43)	165 / 175 (170)	9,14 / 9,29 (9,20)	21,3 / 21,6 (21,50)	41,8 / 45,6 (43,7)
ESTAÇÃO E13					
TEMPO	PH	CONDUTIVIDADE ( $\mu\text{S/cm}$ )	OXIGÊNIO (mg/L)	TEMPERATURA ( $^{\circ}\text{C}$ )	DUREZA TOTAL (mg/L $\text{CaCO}_3$ )
0 horas	6,86 / 7,50 (7,06)	156 / 157 (156,8)	8,90 / 8,93 (8,91)	22,8 / 22,9 (22,82)	39,9 / 41,8 (40,85)
48 horas	6,56 / 7,53 (7,29)	159	8,90 / 8,94 (8,92)	22,9	
96 horas	7,33 / 7,48 (7,42)	162 / 169 (165,2)	8,97 / 9,07 (9,02)	21,8 / 22,1 (21,94)	41,8 / 47,5 (44,65)

(continuação da TABELA 13)

TESTES COM SEDIMENTO					
ESTAÇÃO E1					
TEMPO	PH	CONDUTIVIDADE ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	OXIGÊNIO ( $\text{mg}/\text{L}$ )	TEMPERATURA ( $^{\circ}\text{C}$ )	DUREZA TOTAL ( $\text{mg}/\text{L CaCO}_3$ )
início	6,80 / 6,87 (6,83)	254	4,00 / 4,37 (4,21)	22,7 / 22,8 (22,77)	28,5 / 39,9 (34,2)
final	7,31 / 7,45 (7,39)	395 / 397 (396)	4,65 / 5,22 (4,91)	19,3 / 19,4 (19,37)	93,1
ESTAÇÃO E6					
TEMPO	PH	CONDUTIVIDADE ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	OXIGÊNIO ( $\text{mg}/\text{L}$ )	TEMPERATURA ( $^{\circ}\text{C}$ )	DUREZA TOTAL ( $\text{mg}/\text{L CaCO}_3$ )
início	7,08	179	5,02 / 5,88 (5,58)	22,3	32,3 / 38,0 (35,15)
final	6,24 / 6,74 (6,44)	209 / 212 (210,5)	4,71 / 6,33 (5,27)	19,50	45,6 / 49,4 (47,5)
ESTAÇÃO E10					
TEMPO	PH	CONDUTIVIDADE ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	OXIGÊNIO ( $\text{mg}/\text{L}$ )	TEMPERATURA ( $^{\circ}\text{C}$ )	DUREZA TOTAL ( $\text{mg}/\text{L CaCO}_3$ )
início	7,39 / 7,43 (7,41)	159	5,87 / 6,25 (6,09)	22,5 / 22,8 (22,70)	38,0 / 39,9 (38,95)
final	6,28 / 6,43 (6,38)	331 / 332 (331,5)	4,03 / 5,31 (4,51)	19,50	62,7 / 79,8 (71,25)
ESTAÇÃO E13					
TEMPO	PH	CONDUTIVIDADE ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	OXIGÊNIO ( $\text{mg}/\text{L}$ )	TEMPERATURA ( $^{\circ}\text{C}$ )	DUREZA TOTAL ( $\text{mg}/\text{L CaCO}_3$ )
início	6,86 / 6,93 (6,89)	157	4,76 / 5,22 (4,86)	22,4 / 22,5 (22,47)	39,9 / 41,8 (40,85)
final	3,54 / 3,64 (3,57)	403 / 404 (403,5)	5,39 / 7,43 (6,09)	19,4 / 19,5 (19,43)	108,30

## 7. DISCUSSÃO

### 7.1. Caracterização Limnológica

O surgimento e desenvolvimento de centros urbanos e industriais próximos aos ambientes aquáticos tem sido o principal fator da deterioração da qualidade da água dos mesmos.

O uso irracional dos recursos hídricos tem acarretado, não somente sérios danos a estes ecossistemas, mas também a toda a área da bacia hidrográfica na qual estão inseridos. Segundo TUNDISI (1988a), a construção de represas para fins de usos múltiplos tem alterado os ambientes naturais, acelerando o processo de degradação ambiental.

Dos impactos causados em decorrência da construção de represas e já citados anteriormente, a eutrofização tem sido considerada o mais preocupante por causar uma série de alterações no ambiente, principalmente, na biota aquática. Segundo HARPER (1992), o aumento no suprimento e disponibilidade de nutrientes na água afeta a produção primária, modificando as condições ambientais, e como consequência altera a composição, distribuição e abundância dos consumidores.

A avaliação das condições ambientais, através das variáveis físicas, químicas, biológicas e ecotoxicológicas, é uma importante ferramenta não apenas para o conhecimento do funcionamento dos ecossistemas, como também para o balizamento de medidas a serem tomadas para a "melhoria ambiental".

A caracterização do estado trófico dos ambientes aquáticos tem sido um importante instrumento para o estabelecimento de estratégias de manejo e restauração da qualidade dos recursos hídricos, além de ajudar na compreensão da dinâmica e da estrutura das comunidades locais (LIND *et al.*, 1993). Esta caracterização pode ser feita de duas maneiras (TOLEDO JR *et al.*, 1983); ou por comparação entre os valores obtidos para determinadas variáveis amostradas no ambiente (nutrientes, clorofila a, entre outros) com valores padronizados para estas variáveis ou aplicando-se expressões matemáticas ou índices a estas variáveis e verificando o ranqueamento, segundo critérios pré-estabelecidos para as mesmas (tabela 16).

TABELA 14 -Algumas variáveis usadas para classificação trófica. Dados retirados de LIND et al., 1993), exceto o de TOLEDO JR et al. (1983).

Variável	Referência	CLASSIFICAÇÃO TRÓFICA		
		Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico
Fósforo total ( $\mu\text{g/L}$ )	Vollenweider (1968)	5 - 10	10 - 30	30 - 100
	USEPA (1974)	< 10	10 - 20	> 20
Nitrogênio inorgânico ( $\mu\text{g/L}$ )	Vollenweider (1968)	200 - 400	300 - 650	500 - 1500
Clorofila a ( $\mu\text{g/L}$ )	USEPA (1974)	< 1	1 - 2	> 2
Índice de Estado Trófico (IET)	Carlson (1977)	< 40	40 - 50	> 50
	Toledo Jr et al. (1981)	< 44	44 - 54	> 54

O ecossistema focalizado no presente estudo, a represa de Americana, vem apresentando um acelerado aumento na trofia, nas duas últimas décadas, principalmente, devido ao crescimento e desenvolvimento regional urbano e industrial.

Comparando-se os resultados atuais da concentração de nutrientes com os obtidos por ARCIFA et al. (1981), verifica-se o aumento das concentrações médias dos compostos nitrogenados, exceto amônia e de fosfato total dissolvido (tabela 17). Com relação aos valores obtidos de clorofila em 1997/98, o valor pode não representar a realidade como mencionado anteriormente.

Em relação a outras represas do estado de São Paulo, observa-se para a de Americana valores geralmente maiores para as variáveis listadas na tabela 17, indicando que esta se encontra em adiantado processo de eutrofização.

Segundo MARGALEF (1975), a caracterização trófica de reservatórios é comumente mais complexa do que a de outros ecossistemas aquáticos, provavelmente pelo caráter intermediário entre rios e lagos (LIND et al., 1993) e pela complexidade das interações decorrentes da operação da barragem (TUNDISI, 1988a).

LIND et al. (1993) citam ainda que a compartimentalização espacial que ocorre em reservatórios, formando gradientes horizontais e verticais, faz com que num mesmo reservatório existam regiões com características mais oligotróficas (regiões próximas da barragem) e outras com características mais eutróficas (regiões mais a montante)

Através dos valores obtidos para o índice de estado trófico (IET), bem como para as concentrações das variáveis amostradas, verificou-se que a represa de Americana é um ambiente bastante heterogêneo tanto no eixo vertical quanto no horizontal. Como em outros reservatórios, em Americana observou-se o aumento

da trofia do sistema à medida que se distancia da barragem, sendo que cada compartimento delimitado fisicamente deve ser compreendido separadamente, podendo, num mesmo compartimento, ocorrer diferenças quanto às características tróficas.

TABELA 15 – Caracterização limnológica de algumas represas no estado de São Paulo em duas épocas distintas. Os valores correspondem ao valor médio nos períodos.

Período de coleta	Condutividade ( $\mu\text{S/cm}$ )	Nitrato ( $\mu\text{g/L}$ )	Nitrito ( $\mu\text{g/L}$ )	Amônia ( $\mu\text{g/L}$ )	Fósforo total ( $\mu\text{g/L}$ )	Fosfato total dissolvido ( $\mu\text{g/L}$ )	Clorofila a ( $\mu\text{g/L}$ )
<b>RIO TIETÊ</b>							
<b>Represa de Barra Bonita</b>							
1983/84 <sup>a</sup>	103,25	-	-	-	-	20,21	8,63
1990/94 <sup>b</sup>	212,07	1.004,00	121,26	331,77	152,68	43,67	8,64
<b>Represa de Bariri</b>							
1983/84 <sup>a</sup>	103,4	-	-	-	-	17,98	7,46
1991 <sup>b</sup>	149	512,98	14,42	92,92	65,07	38,48	5,03
<b>Represa de Ibitinga</b>							
1983/84 <sup>a</sup>	84,35	-	-	-	-	14,3	10,38
1989/95 <sup>b</sup>	146,61	495,4	5,68	51,23	36,33	18,48	3,88
<b>Represa de Promissão</b>							
1983/84 <sup>a</sup>	81,96	-	-	-	-	10,15	8,62
1986/96 <sup>b</sup>	119,42	382,8	3,01	109,06	18,54	10,02	2,71
<b>RIO PARANAPANEMA</b>							
<b>Represa de Capivara</b>							
1983/84 <sup>a</sup>	61,74	-	-	-	-	20,1	2,83
1993/96 <sup>b</sup>	56,79	186,58	1,76	117,54	21,33	9,89	0,91
<b>Represa de Jurumirim</b>							
1983/84 <sup>a</sup>	56,6	-	-	-	-	9,51	2
1987/90 <sup>b</sup>	54,41	142,34	1,75	39,18	14,29	12,58	0,3
<b>RIO PARANÁ</b>							
<b>Represa de Ilha Solteira</b>							
1983/84 <sup>a</sup>	35,45	-	-	-	-	8,89	2,04
1994 <sup>b</sup>	43,67	389,34	1,18	55,51	23,18	10,74	0,42
<b>Represa de Jupia</b>							
1983/84 <sup>a</sup>	38,96	-	-	-	-	12,17	3,26
1995/96 <sup>b</sup>	55,33	400,55	3,62	54,34	17,33	5,95	1,32
<b>RIO PARAIBUNA/PARAÍTINGA</b>							
<b>Represa de Paraibuna</b>							
1979 <sup>c</sup>	31,63	113,08	2,46	154,69	-	11,33	22,47
1993/94 <sup>b</sup>	21,5	130,77	0,65	45,87	27,4	20,77	0,75
<b>RIO ATIBAIA</b>							
<b>Represa de Americana</b>							
1979 <sup>c</sup>	144,25	87,2	32,05	830,05	-	192,65	115,6
1997/98 <sup>d</sup>	128,48	1328,77	109,99	496,27	99,94	61,95	11,04

<sup>a</sup>(Tundisi et al, 1988); <sup>b</sup>(CESP, 1998); <sup>c</sup>(Arcifa et al, 1981); <sup>d</sup>(estudo atual)

A eutrofização da represa de Americana, provavelmente, é resultado da interação entre o processo de “envelhecimento” natural a que todos os ambientes aquáticos estão sujeitos, mas que em represas ocorre com maior velocidade do que em ambientes lênticos naturais, como consequência do aumento de nutrientes carregados pelos tributários (POPP & HOAGLAND, 1995), bem como pelo intenso desenvolvimento industrial e populacional verificado na região na qual se inserem, como tem ocorrido no estado de São Paulo nas duas últimas décadas.



Sazonalmente, verifica-se que no período chuvoso a concentração dos compostos nitrogenados e fosfatados diminui quando comparada com o período seco. Provavelmente isto é decorrente do processo de diluição pelo aumento da precipitação como pode ser observado pela análise das variáveis climatológicas no anexo 1.

Esta sazonalidade também pode ser observada na análise de componentes principais das variáveis da água, com a separação das estações de coleta nos dois períodos amostrados.

Durante o presente estudo verificou-se na represa de Americana estratificações térmicas nítida principalmente no período chuvoso. ARCIFA *et al.* (1981) classificaram esta represa, quanto à variação térmica, como sendo polimítica, com um comportamento térmico complexo, sem modelo sazonal definido, com estratificação térmica instável e relativamente de curta duração (FROELICH *et al.*, 1978). Os dados obtidos no presente estudo não permitem verificar este modelo, devido ao fato das amostragens terem sido isoladas.

MATSUMURA-TUNDISI *et al.* (1981) e ARCIFA *et al.* (1981) verificaram este mesmo tipo de variação térmica para a maioria das represas paulistas estudadas no projeto "Tipologia de Reservatórios". O polimictismo, segundo TUNDISI (1984) e TUNDISI *et al.* (1993), é devido, principalmente, à ação do vento combinada à morfometria do reservatório, além de fatores estruturais como posição das turbinas e elevação da cancela dos vertedouros.

Uma das conseqüências da estratificação térmica é a distribuição irregular de gases, como o oxigênio, na coluna d'água, com possibilidade de formação de uma camada anóxica no hipolimnio.

Na represa de Americana, a formação da camada anóxica do hipolimnio no período seco foi, provavelmente, conseqüência da grande carga de material orgânico proveniente das cidades e indústrias localizadas nas proximidades e trazidas principalmente através do Rio Atibaia. Segundo BITTAR (1988), este rio foi a principal fonte de entrada de nitrogênio para a represa de Americana, contribuindo com uma carga média de  $266,5 \cdot 10^3 \text{Kg}$  de N/mês.

COLE & HANNAN (1990) mencionam que a distribuição de oxigênio na coluna d'água em represas depende de outros fatores como a vazão, a morfologia, a entrada de material alóctone, o vento, a fotossíntese e a respiração.

Em Americana, a diminuição da anoxia hipolimnética no período chuvoso pode ter sido devido ao aumento da vazão de água pela barragem (DEBERDT, 1997;

LEITE, 1998), juntamente com o aumento da atividade fotossintética, indicada pelo aumento das concentrações de clorofila a.

A anoxia próximo ao sedimento é um dos mais sérios fenômenos que afetam a qualidade da água de reservatórios (STRASKRABA & TUNDISI, 1999), induzindo a liberação rápida de substâncias, incluindo fósforo, ferro e manganês, as quais acarretam o surgimento ou o aumento das concentrações de gases, como o gás sulfídrico, metano, entre outros, que são formados pela decomposição de materiais orgânicos e que podem, dependendo da quantidade, ser tóxicos (WETZEL, 1993; STRASKRABA & TUNDISI, 1999).

Para a represa de Americana, BITAR (1998) quantificou a perda de nitrogênio gasoso, via processo de desnitrificação, através da liberação de gases do sedimento, verificando uma perda média de  $44,67 \cdot 10^3 \text{Kg}$  de N/mês através deste processo. De acordo com MATIVIENKO (com. pessoal), o metano é o principal gás formado na represa.

A liberação e a formação de compostos químicos na água também dependem de outros fatores, como do pH e da condutividade elétrica, que podem afetar o comportamento dos nutrientes em processos ou caminhos ainda não completamente compreendidos (HARPER, 1992) e fornecer informações importantes tanto sobre o metabolismo do ecossistema, como sobre fenômenos que ocorrem na bacia de drenagem (ESTEVES, 1988).

TUNDISI *et al.* (1988) utilizaram, para a caracterização trófica de 23 reservatórios no Estado de São Paulo, além das variáveis comumente usadas, também a condutividade elétrica, sendo que valores acima de  $60 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$  caracterizariam ambientes eutróficos. Na represa de Americana, para a condutividade elétrica, observou-se uma ampla faixa de variação, em ambos os períodos estudados, com valores acima de  $55 \mu\text{S}/\text{cm}$  e valor médio igual a  $150 \mu\text{S}/\text{cm}$ , indicando a presença de elevadas concentrações de ânions e cátions e podendo ser classificada como eutrófica.

Com relação ao pH, no reservatório de Americana foram observadas situações diferentes para os períodos amostrados. No período seco, o ambiente esteve ligeiramente ácido, com o pH em torno de 6,60, enquanto que no período chuvoso variou entre 6,00 e 9,00, observando-se que os compartimentos mais a montante da represa apresentavam características mais ácidas e que os compartimentos mais próximos da barragem possuíam características mais básicas.

Estas diferenças nos valores do pH na represa de Americana estão, provavelmente, relacionadas à atividade fotossintética. CALIJURI et al. (no prelo) verificaram que a produtividade primária do fitoplâncton nesta represa foi cerca de 4 vezes maior no período de inverno do que no período de verão em coletas diárias durante uma semana, com valores máximos e mínimos iguais a 200,1mgC/m<sup>2</sup>h e 6,2mgC/m<sup>2</sup>h, respectivamente; porém, sazonalmente nota-se que a produtividade primária acumulada no período de verão foi maior do que a de inverno com valores em torno de 951,85 e 407,41mgC/m<sup>2</sup>h, respectivamente. Os valores de pH durante estes experimentos foram similares aos obtidos no presente estudo com valor médio maior no período chuvoso (7,15) e menor no período seco (6,62), reforçando a interrelação entre atividade fotossintética e pH.

Além da eutrofização acelerada, o desenvolvimento de aglomerados populacionais junto aos cursos d'água e, principalmente aos reservatórios, tem trazido diversos outros problemas, como a poluição orgânica e a contaminação da água. Segundo STRASKRABA & TUNDISI (1999) a poluição orgânica é caracterizada pela entrada de esgoto não tratado em ambientes aquáticos, aumentando as concentrações de material orgânico e nutrientes, já a eutrofização pode ser definida como a excessiva produção orgânica em decorrência da grande entrada de nutrientes (fósforo e nitrogênio) com aumento excessivo de algas e macrófitas aquáticas e a contaminação é a acumulação de metais pesados ou outros elementos, principalmente nos sedimentos límnicos.

A ação antropogênica no reservatório de Americana pode ser evidenciada pelas altas concentrações dos compostos fosfatados e nitrogenados, bem como pelos altos valores de condutividade elétrica.

A composição química da água do reservatório é dependente da natureza hidrogeoquímica da bacia, da química da água do rio, do processamento químico interno dentro do reservatório após o estabelecimento do nível d'água e dos usos do solo em suas proximidades (TUNDISI et al., 1993).

No estudo dos ambiente aquático também é importante levar em consideração a caracterização do sedimento do ambiente em estudo, visto que este compartimento pode ou não servir como retentor de nutrientes e outras substâncias tóxicas, além de contribuir, em condições especiais, para o aumento da trofia do sistema, pela liberação de substâncias, como as fosfatadas, para a coluna d'água.

Assim, a natureza das partículas que formam o sedimento, o teor de matéria orgânica, bem como outras características tornam-se importantes para se entender

como este compartimento pode estar influenciando o sistema em geral, e para caracterizar a comunidade de organismos nele presentes.

Com relação à composição granulométrica do sedimento da represa de Americana observou-se que o sedimento em geral foi areno-argiloso. COELHO (1993), verificou, entretanto que as classes granulométricas mais frequentes no sedimento da represa de Americana foram o silte muito fino e fino em 75% das amostras e a argila em 15%. Esta diferença entre os dois estudos evidenciam a heterogeneidade espacial existente em uma represa.

O transporte e a deposição de material sedimentável são os processos dominantes em reservatórios, que significativamente influenciam as respostas ecológicas do sistema (THORNTON, 1990).

Segundo LEITE (1998), na represa de Americana a taxa de sedimentação é influenciada pela vazão, precipitação, tempo de residência, uso e ocupação do solo e morfometria da represa, sendo esta taxa maior no período chuvoso do que no período seco, com um gradiente decrescente de deposição no sentido rio Atibaia/barragem.

A principal fonte de entrada de material em suspensão para esta represa é o rio Atibaia, contudo o carreamento lateral deve também ser considerado como importante, principalmente para a região litorânea da represa. Isto pode ser evidenciado pelos maiores teores de areia, que é um material rapidamente sedimentável, no período chuvoso do que no período seco, em estações localizadas na região marginal da represa como E4, E7, E8 e E12.

Ao contrário do compartimento água, para o sedimento não foi observada uma nítida distinção sazonal entre as estações amostradas, demonstrando ser o compartimento sedimento estável, sendo isso bem evidenciado na análise de componentes principais.

## **7.2. Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos**

A fauna bentônica possui um papel central na cadeia trófica de ambientes aquáticos (JÓNASSON, 1969). Assim, qualquer alteração no sistema que afete a composição e/ou a abundância destes organismos, implicará também na modificação das relações tróficas do mesmo.

Os estudos sobre a comunidade de invertebrados bentônicos na represa de Americana são escassos restringindo-se a apenas cinco trabalhos realizados entre o período de 1971 a 1986, realizados por STRIXINO (1971), ROCHA (1972), SHIMIZU

(1978 e 1981) e VALENTI & FROELICH (1986). Dentre estes, apenas a comunidade de Chironomidae (Diptera) foi mais detalhadamente estudada por SHIMIZU (1978) e VALENTI & FROELICH (1986).

Para ROCHA (1972) e SHIMIZU (1978), o principal fator controlador da densidade dos organismos bentônicos foi a precipitação, verificando-se a diminuição da densidade dos organismos com o aumento das chuvas. De modo geral, esta tendência foi observada no presente estudo, porém provavelmente não só a precipitação foi o fator determinante para este tipo de variação; outros fatores também atuaram diferentemente entre as classes e mesmo entre as espécies presentes nesta represa.

Para uma melhor abordagem, cada grupo taxonômico presentes na represa de Americana será discutido separadamente para um melhor entendimento sobre o comportamento desta comunidade.

#### 1) Classe *Oligochaeta* (Annelida)

Entre os organismos presentes, a classe *Oligochaeta* foi, sem dúvida alguma, a dominante em termos de densidade em quase todas as estações de coleta durante as duas amostragens realizadas na represa de Americana.

A classe *Oligochaeta* é constituída por cerca de 3.100 espécies entre organismos aquáticos e terrestres (BARNES, 1984). As espécies aquáticas vivem em todos os tipos de habitats, sendo que em lagos maiores o número de espécies é maior que em ambientes de menores dimensões, provavelmente, devido ao número mais elevado de microhabitats existentes (WETZEL, 1993).

Entre os organismos bentônicos, os oligoquetos tem despertado grande interesse de estudo, principalmente, por ocorrerem em águas poluídas com matéria orgânica em lagos, rios e estuários, sendo considerados bons indicadores ambientais, sobretudo os pertencentes à família Tubificidae.

Vários fatores bióticos e abióticos tem sido relacionados à distribuição e abundância destes organismos.

Na represa de Americana, os fatores que possivelmente atuaram na regulação da comunidade de oligoquetos foram o tipo do substrato, o teor de matéria orgânica, a baixa concentração de oxigênio e a disponibilidade de alimento.

Segundo BRINKHURST & COOK (1974 in SHIMIZU (1978)), existe uma preferência destes organismos a substratos moles compostos por argila e silte. Em Americana, a predominância da fração fina (argila e silte) no sedimento em relação

à fração areia e a quase completa ausência de pedras, pedregulhos e outros componentes favoreceu a colonização destes organismos.

A preferência por este tipo de substrato reside no fato de muitos oligoquetos, especialmente tubificídeos, viverem enterrados no sedimento (WETZEL, 1993).

CÓ (1979) estudando a distribuição de *Oligochaeta* na represa do Lobo (São Carlos - SP), verificou que estes organismos estiveram restritos às regiões marginais estando preferencialmente associados a substratos arenosos. Segundo o autor, a família Naididae foi mais comum nas áreas rasas, enquanto que a família Tubificidae foi mais comum na porção mais profunda. Esta distribuição diferencial não foi, entretanto, evidenciada no presente estudo.

Segundo BRINKHURST (1969 IN SHIMIZU (1978) e WETZEL (1993), os oligoquetos aquáticos se alimentam de bactérias e outros microorganismos que se desenvolvem junto a matéria orgânica presente no sedimento. Assim os altos teores de matéria orgânica presentes no sedimento de Americana devem ter favorecido a proliferação destes microorganismos e, conseqüentemente, favoreceu o aumento da densidade dos oligoquetos.

A baixa concentração ou mesmo a eliminação completa de oxigênio dissolvido próximo ao sedimento também deve ter favorecido a comunidade de oligoquetos, em relação aos outros organismos encontrados na represa de Americana, por estes serem bastante adaptados a suportarem baixas concentrações deste gás por um certo período de tempo. Assim as maiores concentrações de matéria orgânica e as menores de oxigênio próximo ao sedimento na represa de Americana foram registradas no período seco, no qual também se observaram as maiores densidades deste grupo de organismos.

Um outro fator que influencia diretamente a abundância das populações de invertebrados bentônicos é a pressão de predação seja por predadores intra-comunidades, como ninfas de Odonata, Belostomatidae, Hirudinea e Tanyptodinae, ou por vertebrados nectônicos, como peixes e outros.

Assim, a alta densidade de predadores, como Hirudinea e outros no período seco pode ter ocasionado uma redução na densidade destes organismos, no período subseqüente. Em ambientes altamente seletivos, como o de Americana, a relação trófica entre presa e predador tende a ser mais estreita contribuindo não apenas para o sucesso dos predadores como também na manutenção equilibrada da densidade das presas e das interações tróficas e do funcionamento destes ambientes.

A competição também pode ter sido outro fator regulador da densidade destes organismos, visto que os organismos pertencentes a esta classe possuem em geral hábito alimentar do tipo coletor. Contudo, devido à grande disponibilidade de recursos alimentares na represa de Americana, que são constituídos pela própria matéria orgânica do sedimento, é altamente provável que os efeitos desta interação sejam minimizados.

## 2) Classe Hirudínea (Annelida)

Os hirudíneos são predominantemente de água doce, apesar de algumas formas serem terrestres ou marinhas (BARNES, 1984; KLEMM, 1995).

Preferencialmente, estes organismos habitam águas rasas com vegetação, não toleram correntes rápidas e são favorecidos em ambientes com altos teores de poluentes orgânicos (BARNES, 1984).

Em sua maioria, as sanguessugas, como são também conhecidas, são ectoparasitas de vertebrados, mas também predadoras de invertebrados como oligoquetos, quironomídeos e anfípodes.

As espécies de hirudíneos encontradas na represa de Americana são todas predadoras, sendo este grupo o principal predador entre os organismos da comunidade bentônica da represa.

*Helobdella stagnalis*, a espécie mais comumente encontrada nesta represa, é uma espécie cosmopolita que se alimenta, principalmente de oligoquetos e quironomídeos (KLEMM, 1995).

Apesar de preferirem ambiente com pouca correnteza, as maiores densidades de Hirudínea foram obtidas no trecho final do rio Atibaia. No período chuvoso, quando geralmente a correnteza é maior, as sanguessugas praticamente desapareceram, comparando-se ao período seco.

Devido à grande diversidade de condições físicas e químicas dos ambientes aquáticos, os hirudíneos apresentam uma considerável plasticidade fisiológica, sobrevivendo até mesmo em completa anoxia por mais de 60 dias (DAVIES, 1991).

SAWYER (1974 in SHIMIZU, 1978) menciona que os fatores ambientais mais importantes são a disponibilidade de organismos que lhe sirvam como alimento e a natureza do substrato. Na represa de Americana, nenhum destes dois fatores ou qualquer outro pareceu ser limitante ou regulador da distribuição e da abundância das espécies deste grupo.

CORREIA (1999) estudando a associação das assembléias de macroinvertebrados a substratos artificiais e naturais na represa do Monjolinho (São Carlos - SP) encontrou *Helobdella sp* apenas nas macrófitas presentes na represa. Na represa de Americana, a fauna associada às macrofitas existentes não foi estudada, podendo ser estas um ambiente propício ao desenvolvimento e colonização por vários organismos bentônicos como os hirudíneos.

### 3) Classe Gastropoda

A classe Gastropoda é a mais diversificada classe do filo Mollusca com mais de 70.000 espécies viventes (BROWN, 1991). Em sua maioria, são herbívoros ou detritívoros, vivendo em uma ampla variedade de habitats, sendo o grupo mais bem sucedido entre os moluscos (BARNES, 1984).

BEDÊ (1992) estudando a dinâmica populacional desta espécie no reservatório da Pampulha (MG) verificou que as variações na densidade populacional estiveram fortemente associadas às chuvas, que alteram a disponibilidade de alimentos, por aumentar a turbidez e conseqüentemente interferir a produtividade primária.

Na represa de Americana verificou-se que o período em que ocorrem as maiores densidades de *Melanoïdes tuberculata* foi o período chuvoso, principalmente nas regiões mais rasas. Assim, apesar de neste período ocorrer um aumento da precipitação na represa de Americana e conseqüentemente um aumento da turbidez, é neste período também que se verificou uma maior produtividade primária acumulada, conforme anteriormente mencionado.

Em estudos realizados anteriormente na represa de Americana, foi observada a presença de espécies das famílias Ancyliidae e Planorbiidae, da classe Gastropoda, e da família Sphaeriidae, da classe Bivalvia (ROCHA, 1972 e SHIMIZU, 1978); porém, no final da década de 70 estes organismos desapareceram (SHIMIZU, 1981).

Em grandes lagos, as interações bióticas, como a competição interespecífica e a predação devem ser mais importantes na determinação da diversidade e abundância dos gastrópodes (LOGDE et al, 1987 in BROWN, 1991) do que outras características ambientais.

De fato, o desaparecimento das espécies de Ancyliidae e Planorbiidae da represa de Americana pode, provavelmente, estar ligada à introdução de *Melanoïdes tuerculata*, que é uma espécie euro-asiática que foi introduzida no



Brasil e que atualmente se encontra espalhada por todas as bacias sulamericanas, competindo diretamente, e sobrepujando as espécies nativas de Cerithioidea<sup>1</sup>. Segundo (POINTIER et al, 1992), esta espécie tem sido amplamente utilizada como competidora natural de moluscos vetores da esquistossomose, sendo a ela atribuída a eliminação destes vetores em diferentes locais na América.

O desaparecimento dos moluscos anteriormente encontrados na represa de Americana também poderia ser decorrência do adiantado estado de eutrofização em que o sistema se encontra, visto que locais altamente eutróficos são prejudiciais para os gastrópodes (BROWN, 1991).

#### 4) Classe Insecta (Arthropoda)

Com relação à riqueza de espécies presentes na comunidade de macroinvertebrados bentônicos da represa de Americana, a classe Insecta foi representada por 10 espécies, ou seja, 52,63% do total de espécies presentes nas amostras coletadas. Segundo WARD (1992), lagos naturais e artificiais provêm um amplo espectro de habitats para os insetos aquáticos, razão pela qual eles representam cerca de 10 a 90% do bentos total encontrado nestes ambientes. Este autor ainda menciona que várias das ordens de insetos aquáticos ocorrem em maior densidade e diversidade em ambientes lênticos.

SHIMIZU (1978) estudando a comunidade bentônica da região litorânea da represa de Americana registrou a presença de insetos pertencentes às ordens Odonata, Trichoptera, Coleoptera e Lepidoptera, porém em pequenas densidades. Contudo, a mesma autora verificou o desaparecimento destes organismos num estudo posterior (SHIMIZU, 1981).

Neste caso, ao contrário do que provavelmente ocorreu com as espécies de gastrópodes extintas da represa de Americana, o desaparecimento destes táxons deve estar relacionado principalmente à degradação da qualidade ambiental.

Vários autores como BASS (1992), ZINCHENKO (1992) e POPP & HOAGLAND (1995), tem verificado que a influência antropogênica nos ambientes aquáticos, especialmente através do aumento da descarga orgânica, tem sido o principal fator para a perda de espécies entre os insetos e outros grupos taxonômicos.

Iguamente, foi verificado para um período de quase vinte anos (1978 a 1998) a redução do número de espécies de Chironomidae na represa de Americana. SHIMIZU (1978) encontrou 16 espécies desta família em Americana;

---

<sup>1</sup> Informação obtida do Biólogo Luiz Ricardo Leme Simone, por e-mail.

posteriormente, VALENTI & FROELICH (1986) em um estudo sobre a diversidade de Chironomidae em dez represas paulistas, encontraram apenas 10 espécies de Chironomidae em Americana, enquanto que no presente estudo, este número foi reduzido a apenas 6 espécies.

Entre as espécies de insetos que estiveram presentes, estas puderam ser agrupadas em 3 grupos distintos. O primeiro, formado apenas pela única espécie de inseto não-Diptera, *Campsurus sp* (Ephemeroptera, Polymitarcyidae); o segundo grupo formado pelas espécies de Diptera não-Chironomidae, *Culicoides sp* (Ceratopogonidae), *Chaoborus sp* (Chaoboridae) e *Labostigmina cf. fenestrata* (Stratiomyidae) e por último o grupo formado pelas espécies de Chironomidae.

A precipitação provavelmente foi o principal fator regulador da distribuição e densidade não só dos insetos como de outros organismos bentônico.

Outro fator já citado e que também pode ter influenciado na densidade dos insetos foi a proliferação das macrófitas aquáticas, *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*, encontradas principalmente nos compartimentos II e III da represa, as quais formaram extensos bancos. Segundo WETZEL (1993), as macrófitas aquáticas apresentam numerosos microhabitats a serem explorados, principalmente por dípteros.

STRIXINO & TRIVINHO-STRIXINO (1982) ressaltam a importância dos tapetes flutuantes de macrófitas que aceleram as modificações ambientais e que favorecem o desenvolvimento das larvas de Chironomidae.

Na represa de Americana, as maiores densidades de insetos foram encontradas nas estações de coleta de menor profundidade. EDMONDS & WARD (1979) verificaram que a contribuição de Chironomidae na biomassa total do macrobentos da represa Horsetooth (USA) diminuiu com o aumento da profundidade, podendo este ser outro fator controlador da distribuição espacial destes organismos.

A ocorrência de *Campsurus sp* na represa de Americana, talvez pareça um fato controverso, visto que este gênero, como a maioria dos efemerópteros são preferencialmente habitantes de águas consideradas limpas e com altas concentrações de oxigênio (PÉREZ, 1988; WETZEL, 1993).

Em ambos os períodos amostrais, as maiores densidades deste gênero foram observadas na estação E12, a qual possuía altos teores de oxigênio em comparação com as demais estações de coleta. A presença destes organismos em estações com condições adversas mostra a possível adaptabilidade que este grupo

sofreu para sobreviver neste ambiente, ou o fato de algumas espécies estarem adaptadas a ambientes poluídos. Como a espécie não foi ainda identificada, este será um aspecto interessante a ser investigado em estudos posteriores.

### 7.3. Avaliação da Toxicidade da Água e do Sedimento da Represa de Americana

A utilização dos testes de toxicidade aguda com diferentes organismos fornece informações complementares na avaliação da qualidade ambiental, examinando a toxicidade geral da água e do sedimento.

Neste estudo, testes de toxicidade aguda realizados com as amostras de água e do sedimento da represa de Americana, testados para duas espécies, larvas de *Chironomus xanthus* e *Hyphessobrycon eques*, revelaram apenas toxicidade pontuais do sedimento em algumas das estações de amostragem isoladas.

TONISSI (1999) verificou que os bioensaios que melhor representaram a realidade dos fenômenos da poluição no reservatório de Americana foram, os realizados *in situ* e os testes laboratoriais crônicos.

BURTON (1995) critica a metodologia utilizada nos testes com sedimento em laboratório, pois estes mascaram os processos que ocorrem no ambiente natural. Em futuros estudos seria recomendável a utilização de testes crônicos. Apesar deste ponto de vista ter um certo fundamento técnico os resultados obtidos no presente trabalho representa a real situação da represa de Americana, uma vez que a poluição ambiental não acarreta danos apenas a sobrevivência dos organismos, mas também causa alterações morfológicas, fisiológicas, comportamentais, entre outros efeitos.

De acordo com a legislação brasileira, a represa de Americana é classificada como pertencente à Classe 4 (CETESB, 1993 e SÃO PAULO, 1994). Segundo TONISSI (1999), na água da represa apenas para o níquel foram encontrados valores acima do permitido, próximo à captação de Sumaré, com 75 µg/L (nov/98), enquanto a concentração máxima permitida para corpos d'água desta Classe é de 25 µg/L (CONAMA 20/1986).

Com relação ao sedimento da represa de Americana, ESPÍNDOLA et. al. (1998) demonstraram haver níveis elevados de contaminação com cobre, níquel, chumbo e ferro, sendo que a fração biodisponível, ou seja, a fração presente no sedimento e que liberada causará efeito tóxico, foi bastante elevada, principalmente, para o cádmio (30-40%), o níquel (0-79,17%) e o chumbo (9,80-

73,16%). Segundo os autores, as maiores porcentagens de metais biodisponíveis ocorreram no período seco (julho/98) e sempre em locais próximos à barragem.

TONISSI (1999) verificou que as amostras de sedimento da represa de Americana podem ser consideradas poluídas ou altamente poluídas, exceto para o chumbo e em alguns pontos para o zinco, baseando-se na classificação para a concentração de metais em ambientes aquáticos proposta por Thomas em 1987.

Além do efeito tóxico dos metais presentes, o teor de matéria orgânica, a composição granulométrica, o pH, além da presença de agrotóxicos e fertilizantes provenientes das áreas agrícolas devem também ter afetado a sobrevivência dos organismos-teste. Comparativamente, testes de toxicidade crônica sugerem melhores resultados do que os testes de caráter agudo por exporem os organismos aos contaminantes por um período de tempo maior, onde são observados outros efeitos tais como os comportamentais, fisiológicos, histológicos, entre outros, e não apenas a sobrevivência ou mortalidade, que são os resultados verificados nos testes agudos.

#### **7.4. Avaliação da Qualidade Ambiental da represa de Americana**

A represa de Americana é um ambiente em adiantado estado de degradação ambiental, conforme já discutido anteriormente neste trabalho e por autores que também estudaram este ambiente.

Devido a sua localização, a represa de Americana é um receptor de altas cargas de material orgânico e metais provenientes das áreas urbanas, industriais e agrícolas (tabela 18).

A estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos reflete o estado do sistema como um todo (REICE & WOHLBERG, 1992), pois estes organismos são influenciados tanto pela coluna d'água acima quanto pelo material acumulado no sedimento.

Um primeiro aspecto a ser considerado é o da diversidade biótica. Segundo WILHM & DORRIS (1968), a poluição resulta numa depressão da diversidade da comunidade biótica, sendo que valores para o índice de diversidade de Shannon-Weaver menores que 1 tem sido encontrados em áreas fortemente poluídas, valores entre 1 e 3 são encontrados em áreas com poluição moderada e valores acima de 3 em áreas consideradas limpas. Na represa de Americana este índice não ultrapassou o valor de 2,294 para a comunidade de macroinvertebrados

bentônicos como um todo e, de 1,892 para os Chironomidae e de 1,436 para Oligochaeta.

A redução da riqueza de espécies é outro efeito amplamente relacionado à diminuição da qualidade ambiental. Este fato também foi percebido em Americana com total desaparecimento de táxons antes registrados por outros autores.

TABELA 16 - Principais indústrias ou cidades que possuem lançamentos para o rio Atibaia e seus afluentes. Fonte: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo (1994)

FONTES POLUIDORAS	RAMO	CORPO RECEPTOR
Lançamento Urbano de Valinhos		Afluente do rio Atibaia
Indústrias Gessy Lever Ltda.	Química	Córrego Invernada (afluente do rio Atibaia)
Rigesa S. A. Papel, Papelão e Embalagens Ltda.	Papel	Ribeirão Pinheiros (afluente do rio Atibaia)
Lançamento Urbano e Indústrias de Itatiba		Afluente do rio Atibaia
Lançamento Urbano de Paulínia		rio Atibaia
J. Bresler S. A. Indústria de Papel e Papelão	Papel	rio Atibaia
Petróleo Brasileiro S. A. – Petrobrás. Replan	Petroquímica	rio Atibaia
Bann Química S. A.	Química	Infiltra no solo
Rhodia S. A.	Química	rio Atibaia
Rhodiaco Indústrias e Químicas Ltda.	Química	rio Atibaia

O segundo aspecto se refere à tolerância dos organismos à poluição orgânica. Os valores de tolerância variam entre 0 e 10, sendo que quanto maior o valor de tolerância mais tolerante é o organismo à poluição orgânica. Na represa de Americana a maioria das espécies presentes se enquadra em altos valores de tolerância (tabela 19), indicando uma comunidade altamente tolerante à poluição orgânica.

Um último aspecto a ser analisado diz respeito aos grupos alimentares funcionais dos organismos bentônicos, presentes no ambiente. Na represa de Americana, quase a totalidade de organismos bentônicos presentes possui o hábito de predador ou coletor-raspador. A ocorrência de poucos tipos alimentares pode representar a simplicidade, ou melhor, a seletividade do ambiente para grupos específicos de organismos.

TABELA 17 - Valor de tolerância à poluição orgânica e hábito alimentar das espécies de macroinvertebrados bentônicos. Os dados foram retirados do programa computacional "Macroinvertebrate Species List - versão 1.0" da USEPA, obtido gratuitamente no site <http://www.epa.gov>.

	VALOR DE TOLERÂNCIA À POLUIÇÃO ORGÂNICA	HÁBITO ALIMENTAR
MOLLUSCA		
<i>Melanoides tuberculatus</i>		
ANNELIDA		
OLIGOCIETA		
<i>Branchiura sowerbyi</i>	10 (NYDEC); 8,4 (Lenat)	Coletor-raspador
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	10 (NYDEC); 9,8 (Lenat)	Coletor-raspador
<i>Opistocysta funiculus</i>		
<i>Dero (Aulophorus) sp</i>	10 (NYDEC, Lenat)	Coletor-raspador
HIRUDINEA		
<i>Helobdella stagnalis</i>	6 (NYDEC); 6,7(Lenat)	predador
<i>Helobdella brasiliensis</i>		predador
<i>Gloioddella obscura</i>		
ARTHROPODA		
INSECTA		
Ephemeroptera		
<i>Campsurus sp</i>		Coletor-raspador
Diptera		
<i>Culicoides sp</i>	10(NYDEC); 6,5(Lenat)	predador
<i>Chaoborus sp</i>	8 (Hilsenhoff)	predador
<i>Odontomya sp</i>		Coletor-raspador
<i>Aedokritus</i>		
<i>Chironomus decorus</i>	10(NYDEC)	Coletor-raspador
<i>Goeldichironomus pictus</i>	8(NYDEC)	Coletor-raspador
<i>Polypedilum sp</i>	6(IILEPA)	tritador
<i>Ablabesmya annulata</i>	8(NYDEC)	predador
<i>Tanypus stellatus</i>	10(NYDEC);	predador

Apesar da baixa toxicidade da água e do sedimento da represa de Americana nos resultados aqui obtidos, os testes ecotoxicológicos juntamente com a análise da comunidade de macroinvertebrados bentônica geram um perfil de alta impactação desta represa, pelas atividades antrópicas.

## 8. CONCLUSÕES

- A represa de Americana é um ambiente em adiantado estado de eutrofização, como revelado pelas altas concentrações de nutrientes verificadas nas amostragens realizadas e pelos altos valores obtidos para o índice de estado trófico, como também pelas informações advindas de outros estudos em andamento neste reservatório.
- Existe sazonalidade nas características físicas, químicas e biológicas da coluna d'água, sendo a distinção entre os períodos de coleta nítida e resultante, principalmente, de variações nos fatores climatológicos, particularmente na precipitação pluviométrica.
- No sedimento não ocorreram nítidas mudanças nas características físicas e químicas, em função dos períodos de amostragem, evidenciando ser este um compartimento mais estável.
- Das 19 espécies de macroinvertebrados bentônicos, a Classe Insecta foi a que teve maior riqueza de espécies com um total de 9 espécies.
- Dos grupos presentes, Oligochaeta foi o mais abundante em ambos os períodos estudados, representando cerca de 80%.
- Comparando-se a densidade total dos organismos bentônicos, observou-se maior densidade no período seco do que no período chuvoso.
- A distribuição espacial dos macroinvertebrados bentônicos foi bastante heterogênea na represa, refletindo uma distribuição agregada desta comunidade.
- A diversidade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos foi baixa tanto na comunidade total como para os principais grupos, Chironomidae e Oligochaeta.
- A precipitação foi um fator muito importante embora atuando indiretamente sobre a dinâmica dos organismos bentônicos, fazendo com que ocorressem marcantes mudanças na densidade e na diversidade dos organismos, entre as amostragens realizadas nos períodos seco e chuvoso.

- A baixa diversidade com alta dominância, somada à diminuição do número de espécies quando comparado a estudos anteriores, sugerem uma marcante redução da qualidade ambiental da represa de Americana nas últimas duas décadas.
- A comunidade de macroinvertebrados bentônicos da represa de Americana é composta por espécies reconhecidamente tolerantes à poluição orgânica também indicando um ambiente bastante degradado.
- O sedimento da represa da Americana tem características de toxicidade aguda, atingindo níveis de toxicidade no período seco na porção superior da represa e indícios de toxicidade na porção intermediária no período chuvoso.
- Os dois métodos de avaliação biológica, a análise da comunidade bentônica e os testes ecotoxicológicos agudos, forneceram resultados complementares sobre a degradação da qualidade ambiental da represa de Americana; sendo o primeiro método mais o que revelou melhor a situação encontrada.



## 9. ANEXO

Valores médios de precipitação, velocidade do vento e temperatura mensais na represa de Americana, no período de janeiro/97 a dezembro/97.

meses	precipitação (mm)	Velocidade do vento (m/s)	temperatura (°C)	dias de chuva
janeiro	11,4	1,9	24,9	24
fevereiro	3,1	1,9	24,7	13
março	2,4	2,3	23,7	8
abril	0,7	1,9	21,9	3
maio	1,8	1,8	19,1	8
junho	4,2	1,7	17,4	12
julho	0,5	1,5	18,7	1
agosto	0,5	2,0	19,5	2
setembro	3,1	2,2	22,4	9
outubro	2,0	2,5	23,3	10
novembro	9,0	2,1	24,9	18
dezembro	6,0	2,0	25,4	13



## 10. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACADEMIA DE CIÊNCIAS DO ESTADO DE SÃO PAULO (1997). **Glossário de Ecologia**. 2ª. ed. São Paulo, ACIESP. (Publicação ACIESP n° 103).
- ADAMS, S. M., ed. (1990). **Status and use of biological indicators for evaluating the effects of stress in fish**. Bethesda, American Fisheries Society.
- ADEMA, D. M. M. (1978). *Daphnia magna* as a test animal in acute and chronic toxicity tests. **Hydrobiologia**, v.59, n.2, p.125-34.
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (1954). D1345-45T: **Standard test method for evaluating acute toxicity of water to fresh-water fishes**. Annual Book of standard – Water. Philadelphia.
- ANDERSEN, J. M. (1976). An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. **Water Resources**, v.10, p.329-31.
- ARCIFA, M. S.; FROELICH, O.; GIANESSELLA-GALVÃO, M. F. (1981). Circulation patterns and their influence on physico-chemical and biological conditions in eight reservoirs in Southern Brazil. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, vol.21, p.1054-9.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1993). NBR 12714 - **Água - Ensaio de Toxicidade Aguda com Peixes - Parte I - Sistema Estático**. Rio de Janeiro.
- BARNES, R. D. (1984). **Zoologia de Invertebrados**. 4ª edição, São Paulo.
- BARNES, R. S. K.; MANN, K. H. (1991). **Fundamentals of aquatic ecology**. 2ed., Blackwell Scientific Publications.
- BASS, D. (1992). Colonization and succession of benthic macroinvertebrates in Arcadia Lake, a South-Central USA reservoir. **Hydrobiologia**, vol.242, p.123-31.
- BEDÊ, L. C. (1992). Dinâmica populacional de *Melanoides tuberculata* (Prosobranchia: Thiaridae) no reservatório da Pampulha, Belo Horizonte, MG, Brasil. (RESUMO). <http://www.icb.ufmg.br/ècmvs/teses/lcadaval.htm#abstract>

- BITTAR, A. L. (1998). Fluxo do nitrogênio e seu uso por duas macrófitas aquáticas (*Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*), no reservatório de Salto Grande (Americana – SP). São Carlos. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo
- BRAGA, B.; ROCHA, O.; TUNDISI, J. G. (1998). Dams and the environment: the Brazilian experience. *Water Resources Development*, v.14, n.2, p.127-140.
- BRANCO, S. M.; ROCHA, A. A. (1977). **Poluição, proteção e usos múltiplos de represas**. São Paulo, Editora Edgard Blücher/CETESB.
- BRANDIMARTE, A. L. (1987). **Impactos limnológicos da construção do reservatório de aproveitamento múltiplo do rio Mogi-Guaçu (SP, Brasil)**. São Paulo. Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo.
- BRINKHURST, R. O.; MARCHESE, M. R. (1991) **Guia para la identificación de oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centroamerica**. Santo Tomé, Asociación de Ciencias Naturales del Litoral.
- BROWN, K. M. (1991). Mollusca: Gastropoda In: THORP, J. H.; COVICH, A. P., eds. **Ecology and classification of North American Freshwater invertebrates**. San Diego, Academic Press. Cap. 10, p.285-314.
- BURTON, G. A., Jr, ed. (1992). **Sediment toxicity assessment**. Chelsea, Lewis Publishers.
- BURTON, G. A. Jr (1995). Critical issues in sediment bioassays and toxicity testing. *J. Aquat. Ecos. Health.*, v.4, p.151-156.
- BUYLE, I. B. (1989). Ecotoxicological testes on benthic organisms. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergenb. Limnol.*, vol.33, p.485-491.
- CAIRNS JR, J.; MCCORMICK, P. V.; NIEDERLEHNER, B. R. (1993). A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. *Hydrobiologia*, vol.263, p.1-44.
- CALIJURI, M. C.; BEDERDT, G. L. B.; MINOTI, R. T. (no prelo). A produtividade primária pelo fitoplâncton na represa de Salto Grande (Americana – SP). In: Henry, R., ed. **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**.
- CAMARGO, J. A.; JALON, D. G. (1995). Structural and trophic changes in a riverine macrobenthic community following impoundment: 1975 hydroelectric power generation. *Journal of Freshwater Ecology*, vol.10, n.4, p.311-317.

- CAMARGO, O. A.; MUNIZ, A. C.; JORGE, J. A.; VALADARES, J. M. A. S. (1986). **Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agrônomo de Campinas.** Campinas, Instituto Agrônomo. (Boletim Técnico nº 106)
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (1992). **Métodos de avaliação da toxicidade de poluentes a organismos aquáticos.** São Paulo, CETESB.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (1993). **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo – 1992.** São Paulo, CETESB. (Série Relatórios)
- COMPANHIA ENERGÉTICA DE SÃO PAULO (1998). **Conservação e manejo nos reservatórios: Limnologia, Ictiologia e Pesca.** São Paulo, CESP. (Série Divulgação e Informação, 220)
- CHAPMAN, D. V. (1989). **Concepts and strategies for biological monitoring.** London, GEMS/Monitoring and Assessment Research Center.
- CÓ, L. M. (1979). **Distribuição de Oligochaeta na represa do Lobo (Estado de São Paulo).** São Carlos. 169p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de São Carlos.
- COELHO, M. P. (1993). **Análise do processo de assoreamento do reservatório de Americana.** Rio Claro. 70p. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista.
- COLE, G. A. (1975). **Textbook of limnology.** Saint-Louis, C. V. Mosby Company.
- COLE, T. M ; HANNAN, H. H. (1990). Dissolved oxygen dynamics. In: THORNTON, K.W.; KIMMEL, B. L. ; PAYNE, F. E., eds. **Reservoir limnology: ecological perspectives.** New York, John Wiley ; Sons, p.71-107.
- CORRÊIA, L. C. S. (1999). **Comparação entre as assembléias de macroinvertebrados associadas a substratos naturais e artificiais na represa do Monjolinho (São Carlos – SP).** São Carlos. 78p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de São Carlos.
- DAVIES, R. W. (1991). Annelida: Leeches, Polychaetes and Acanthobdleids In: THORP, J. H.; COVICH, A. P., eds. **Ecology and classification of North American Freshwater invertebrates.** San Diego, Academic Press. Cap. 13, p.437-80.
- DEBERDT, G. L. B. (1997) **Produção primária e caracterização da comunidade fitoplanctônica no reservatório de Salto Grande (Americana –SP) em**

- duas épocas do ano.** São Carlos. 104p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- DOMINGUEZ, E.; HUBBARD, M. D.; PETERS, W. L. (1992). **Clave para ninfas y adultos de las familias y generos de Ephemeroptera (Insecta) sudamericanos.** La Plata, UNLP-CONICET, Biología Acuática, nº 16.
- DOUDOROFF, P.; ANDERSON, B. B.; BURDICK, G. E.; GALTSOFF, P. S.; HART, W. B.; PATRICK, R.; STRONG, E. R.; SURBER, E. W.; VAN HORN, W. M. (1951). Bio-assay methods for the evaluation of acute toxicity of industrial wastes to fish. **Sewage and Industrial Wastes**, v.23, n.11, p. 1380-1397.
- EDMONDS, J. S.; WARD, J. V. (1979). Profundal benthos of a multibasin foothills reservoir in Colorado, U. S. A. **Hidrobiologia**, v.63, n.3, p.199-208.
- EPLER, J. H. (1995). **Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of Florida.** Florida, Department of Environmental Regulation.
- ESPÍNDOLA, E. G.; PASCHOAL, C. M. R. B.; TONISSI, F. B.; MAGALHÃES, R. (1998). **Avaliação ecotoxicológica de sedimento como instrumento de controle de qualidade da água do Reservatório de Salto Grande, Americana, SP.** SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS BRASILEIROS. Águas de Lindóia, SP.1998. *Anais* v.4, p.99-111.
- ESTEVES, F. A. (1988). **Fundamentos de limnologia.** Rio de Janeiro, Interciência/FINEP.
- ESTEVES, F. A.; BARBIERI, R.; MORAES, E. M.; CAMARGO, A. F. M. (1982). **Técnicas selecionadas para estudos de ecologia de macrófitas.** São Carlos, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade de São Carlos.
- FONSECA, A. L. (1991). **A biologia das espécies *Daphnia laevis*, *Ceriodaphnia silvestrii* (Crustacea, Cladocera) e *Poecilia reticulata* (Pisces, Poeciliidae) e o comportamento destes em testes de toxicidade aquática com efluentes industriais.** São Carlos, 210p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- FONSECA, A. L.(1997). **Avaliação da qualidade da água na bacia do rio Piracicaba através de testes de toxicidade com invertebrados.** São Carlos. 189p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

- FROEHLICH, O.; ARCIFA, M. S.; CARVALHO, M. A. (1978). Temperature and oxygen stratification in Americana reservoir, State of S. Paulo, Brazil. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, vol.20, p.1710-9.
- GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHSTAND, M. A. M. (1978). **Methods for physical and chemical analysis of freshwaters**. 2ed., Oxford, Blackwell Scientific Publications. (I.B.P. Handbook, nº 8)
- HARPER, D. (1992). **Eutrophication of freshwaters. Principles, problems and restoration**. London, Chapman & Hall.
- HERRICKS, E. E.; SCHAEFFER, D. J.; PERRY, J. A. (1989). Biomonitoring: closing the loop in the environmental sciences. In: LEVIN, S. A.; HARWELL, M. A.; KELLY, J. R.; KIMBALL, K. D., eds. **Ecotoxicology: problems and approaches**. New York, Springer-Verlag. p. 351-66.
- JAMES, A. (1979). The value of biological indicators in relation to other parameters of water quality. In: James, A.; Evison, L., eds. **Biological indicators of water quality**. John Wiley & Sons. Cap. 1, p.1-16.
- JEFFREY, D. W. (1987). Biomonitoring of freshwaters, estuaries and shallow seas: a commentary on requirements for environmental quality control. In: YASUNO, M.; WHITTON, B. A., eds. **Biological Monitoring of Environmental Pollution**. Tokyo, Tokai University Press, p.75-90. (Proceedings of the fourth IUBS...).
- JOHNSON, R. T.; WIEDERHOLM, T.; ROSENBERG, D. M. (1993) Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations and species assemblages of benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H., eds. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York, Chapman and Hall. Cap. 4, p. 40-158.
- JÓNASSON, P. M. (1969) Bottom fauna and eutrophication. In: **Eutrophication: causes, consequences and correctives**. National Academy of Sciences. p.274-305.
- KLEMM, D. J. (1995). **Identification Guide to the freshwater leeches (Annelida: Hirudinea) of Florida and other Southern States**. Cincinnati, U.S.Environmental Protection Agency.
- KOROLEFF, F. (1976) Determination of nutrients. In: GRASSHOFF, K., ed. **Methods of seawater analysis**. Verlag Chemie Weinheim. p.117-81.
- LEGISLAÇÃO AMBIENTAL BRASILEIRA. **Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente CONAMA 20/1986**.

- LEITE, M. A. (1998). **Variação espacial e temporal da taxa de sedimentação no reservatório de Salto Grande (Americana – SP) e suas influência sobre as características limnológicas do sistema.** São Carlos. 167p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- LIND, O. T. (1979). The Benthos. In: \_\_\_\_\_. **Handbook of common methods in limnology.** Saint Louis, The C. V. Mosby Company. Cap. IV, p.120-44.
- LIND, O. T.; TERRELL, T. T.; KIMMEL, B. L. (1993) Problems in reservoir trophic-state classification and implications for reservoir management. In: STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G.; DUNCAN, A., eds. **Comparative reservoir limnology and water quality management.** Belgium, Kluwer Academic Publishers. Cap III, p.57-67.
- MACKERETH, F. J. H.; HERON, J.; TAILING, J. F. (1978). **Water Analysis: some revised methods for limnologists.** Kendal, Titus Wilson & Son. Ltd, Freshwat. Biol. Assoc. Scientific Publication, n 36.
- MAGURRAN, A. E. (1988). **Ecological Diversity and its measurement.** New Jersey, Princeton University press.
- MANLY, B. F. J. (1986). **Multivariate Statistical methods.** London, Chapman & Hall.
- MARGALEF, R. (1983). **Limnologia.** Barcelona, Omega S. A..
- MATSUMURA-TUNSIDI, T.; HINO, K.; CLARO, S. M. (1981). Limnological studies at 23 reservoirs in southern part of Brazil. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, vol.21, p.1040-7.
- MELETTI, P. C. (1997). **Avaliação da qualidade da água na bacia do rio Piracicaba através de testes de toxicidade aguda com peixes.** São Carlos. 148p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- MERRIT, R. W.; CUMMINS, K. W. (1988). **An introduction to the aquatic insects of North America.** 2ed., Dubuque, Kendall/Hunt.
- MORIARTY, F. (1983). **Ecotoxicology – the study of pollutants in ecosystems.** 2ed., London, Academic Press.
- NAKAMURA, M. H.; TUNDISI, J. G.; BAUER, C. (1988). Planning for sound management of lake environments. In: JØRGENSEN, S. E.; VOLLENWEIDER, R. A., eds. **Principles of lake Management.** Ostu, ILEC/UNEP. p.115-140 (Guidelines of lake management- vol.1)

- NAYLOR, C.; RODRIGUES, C. (1995). Development of a test method for *Chironomus riparius* using a formulated sediment. *Chemosphere*, vol.31, n.5, p.3291-303.
- NUSCH, E. A. (1980). Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, vol.14, p.14-36.
- ODUM, E. (1988). *Ecologia*. Rio de Janeiro, Editora Guanabara.
- PAYNE, A. I. (1986). *The ecology of tropical rivers and lakes*. New York, John Wiley.
- PENNAK, R. W. (1953). *Freshwater invertebrates of United States*. New York, Roland Press.
- PÉREZ, G. R. (1988). *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia*. Bogotá, Pama Editores Ltda.
- PETRIDIS, D.; SINIS, A. (1993). Benthic macrofauna of Tavropos reservoir (central Greece). *Hydrobiologia*, vol.262, p.1-12.
- PIELOU, E. C. (1975). *Ecological diversity*. New York. John Wiley & Sons.
- POINTIER, J.P.; TOFFART, J. L.; LEFEVRE, M. (1992). Life-tables of fresh-water snails of the genus *Biomphalaria* (*Biomphalaria glabrata*, *B. alexandrina*, *Biomphalaria straminea*) and of one of its competitors *Melanoides tuberculata* under laboratory conditions.(ABSTRACT). [http://webofscience.fapesp.br/CIW.cgi\\_1\\_D53102AA&Func=Abstract&doc+4/43](http://webofscience.fapesp.br/CIW.cgi_1_D53102AA&Func=Abstract&doc+4/43)
- POPP, A.; HOAGLAND, K. D. (1995). Changes in benthic community composition in response to reservoir aging. *Hydrobiologia*, vol.306, p.159-71.
- PRAT, N. (1978). Benthic typology of Spanish reservoirs. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, v.20, p.1647-51.
- PRINTES, L. B. (1996). *Biomonitoramento da microrregião carbonífera do Baixo Jacuí, RS, através de testes de toxicidade aquática com Cladocera e implantação de cultivos e definição da faixa de sensibilidade de *Hyaella azteca* (Crustacea; Amphipoda) ao cloreto de sódio (NaCl)*. Porto Alegre. 253p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- RAND, G. M.; PETROCELLI, S. R. (1985) *Fundamentals of aquatic toxicology: methods and applications*. Washington, Hemisphere Publishing.
- REAL, M.; PRAT, N. (1992). Factors influencing the distribution of chironomids and oligochaetes in profundal areas of Spanish reservoirs. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, v.26, n.2-4, p.405-10



- REAL, M.; PRAT, N.; RIERA, J. L. (1993). Abundance and distribution of profundal zoobenthos in Sapnish reservoirs: differences between 1973/75 and 1987/88 surveys. *Wat. Sci. Tech.*, vol.28, n.6, p.45-53.
- REICE, S. R.; WOHLBERG, M. (1993). Monitoring freshwater benthic macroinvertebrates and benthic processes: measures for assessment of ecosystem health. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H., eds. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York, Chapman and Hall. Cap. 8, p. 287-305.
- RIGHI, G. (1984) **Oligocheta**. Brasília, CNPQ. (Série Manual de Identificação de Invertebrados Limnológicos do Brasil).
- ROCHA, A. A. (1972). **Estudo sobre a fauna bentônica da Represa de Americana no Estado de São Paulo**. São Paulo. 65p. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo.
- RODGER, S. (1998). **Estudo da sensibilidade de organismos aquáticos a uma substância de referência, o cloreto de sódio (NaCl) e avaliação da qualidade da água da represa do Monjolinho (São Carlos, SP) através de testes de toxicidade**. São Carlos. 69p. Monografia (Bacharelado) – Universidade Federal de São Carlos.
- ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H., (1993). Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H., eds. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York, Chapman and Hall. Cap. 1, p. 1-9.
- SAETHER, O. A. (1979). Chironomid communities as water quality indicators. *Holarctic Ecology*, vol.2, p.65-74.
- SÃO PAULO - SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE – SMA (1994) **Bacia do rio Piracicaba, estabelecimento de metas ambientais e reenquadramento dos corpos d'água**. São Paulo. (Série relatórios)
- SÉ, J. A. S (1993). **Bioindicadores e os ambientes em constantes mudanças - da bioindicação ao biomonitoramento**. São Carlos, CRHEA-EESC/USP. (monografia)
- SHIMIZU, G. Y. (1978). **Represa de Americana: aspectos do bentos litoral**. São Paulo. 148p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo.

- SHIMIZU, G. Y. (1981). **Represa de Americana: um estudo de distribuição batimétrica da fauna bentônica**. São Paulo. 115p. Tese (Doutorado) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo.
- SMITH, D. P.; KENNEDY, J. H.; DICKSON, K. L. (1991). An evaluation of a naidd oligocjaete as a toxicity test organism. **Environmental Toxicology and Chemistry**, vol.10, p.1459-65.
- SNELL, T. W.; JANSSEN, C. R. (1995). Rotifers in ecotoxicology: a review. **Hydrobiologia**, vol.313/314, p.231-47.
- SOARES, A. M. V. M. (1990). **Ecotoxicologia e determinação de riscos ecológicos. Prática e perspectivas**. In: 2<sup>a</sup> CONFERÊNCIA NACIONAL SOBRE A QUALIDADE AMBIENTAL, Lisboa, 1990. vol. 1, p.B43-52.
- SPELLERBERG, I. F. (1994). **Monitoring ecological change**. Cambridge, University Press.
- STANDARD METHODS (1995). **For examination of water and wastewater**. 19<sup>th</sup> edition, Ed. Eaton.
- STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G. (1999). **Reservoir water quality management**. Ostu, ILEC/UNEP. (Guidelines of Lake Management Handbook - vol. 9).
- STRIXINO, G. (1971). **Ensaio para um estudo ecológico da macrofauna de fundo na represa de Americana**. São Paulo. 42p. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo.
- STRIXINO, G.; TRIVINHO-STRIXINO, S. (1982). Macrobenetos da represa do Monjolinho (São Carlos-SP). **Revta. Brasil. Biol.**, v.42, n.1, p.165-70
- TEIXEIRA, C.; TUNDISI, J. G.; KUTNER, M. B. (1965). Plankton studies in a magrove IV: size fraction of the phytoplankton. **Bolm. Inst. Oceanogr.**, v.26, p.39-42.
- THORTON, K. W. (1990). Sedimentary processes. In: THORNTON, K.W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E., eds. **Reservoir limnology: ecological perspectives**. New York, John Wiley ; Sons. Cap. 2, p.71-107.
- TOLEDO JR, A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. (1983). **A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais**. In: 12<sup>o</sup> CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Camboriú, DENG-22: 1-34.
- TONISSI, F. B. (1999). **Avaliação ecotoxicológica do reservatório de Salto Grande , Americana (SP), como subsídio para a análise da qualidade**

- ambiental do sistema.** São Carlos. 156p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- TRAUNSPURGER, W.; DREWS, C. (1996). Toxicity analysis of freshwater and marine sediments with meio- and macrobenthic organisms: a review. *Hydrobiologia*, vol.328, n.1, p.215-61.
- TRINDADE, M. (1980). **Nutrientes em sedimento da represa do Lobo (Brotas - Itirapina, SP).** São Carlos 219p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de São Carlos.
- TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G. (1995). **Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo. Guia de identificação e diagnose dos gêneros.** São Carlos, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos.
- TUNDISI, J. G. (1984). "Estratificação hidráulica" em reservatórios e as suas conseqüências ecológicas. *Ciênc. Cult.*, vol.36, p.01497-505.
- TUNDISI, J. G. (1988a). Impactos ecológicos da construção de represas: aspectos específicos e problemas de manejo. In: TUNDISI, J. G., ed. **Limnologia e manejo de represas.** São Carlos, USP/EESC/CRHREA. vol. I, tomo I, p.1-76. (monografias em limnologia)
- TUNDISI, J. G. (1988b). Management of reservoirs in Brazil. In: JØRGENSEN, S. E.; VOLLENWEIDER, R. A., eds. **Principles of lake Management.** Ostu, ILEC/UNEP. p.115-140 (Guidelines of Lake Management – vol.1)
- TUNDISI, J. G. (1993). Represas do Paraná superior: limnologia e bases científicas para o gerenciamento. In: BOLTOVSKOY, A.; LÓPEZ, H. L., eds. **Conferencias de Limnologia/Conferences on Limnology.** La Plata, Instituto de Limnologia "Dr. R. A. Ringuelet", p. 41-52
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; HENRY, R.; ROCHA, O.; HINO, K. (1988). Comparação do estado trófico de 23 reservatórios do estado de São Paulo: eutrofização e manejo. In: TUNDISI, J. G., ed. **Limnologia e manejo de represas.** São Carlos, USP/EESC/CRHREA ..., vol.I (tomo I), p.165-204 (monografias em limnologia)
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; CALIJURI, M. C. (1993). Limnology and management of reservoirs in Brazil. In: STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G.; DUNCAN, A., eds. **Comparative reservoir Limnology and water quality manegement.** Kluwer Academic Publishers, p.25-55.

- TUNDISI, J. G.; ROCHA, O.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; BRAGA, B. (1998). Reservoir management in South America. **Water Resources Development**, v.14, n.2, p.141-55.
- VALENTI, W. C.; FROELICH, O (1986). Estudo da diversidade da taxocenose de dez reservatórios do Estado de São Paulo. **Ciência e Cultura**, v.38, n.4, p.703-07.
- WARD, J. V. (1992). **Aquatic insect ecology. 1. Biology and habitat**. New York, John Wiley & Sons.
- WELCH, P. S. (1948). **Limnological methods**. Philadelphia, Blakiston Co.
- WETZEL, R. G. (1993) **Limnologia**. Lisboa, Fundação Calouste Gulbenkian.
- WIEDERHOLM, T. (1980). Use of benthos in the lake monitoring. **J. Wat. Poll. Control. Feder.**, vol.52, n.3, p.537-47.
- WILHM, J. L.; DORRIS, T. C. (1968) Biological parameters for water quality criteria. **BioScience**, v.8, n.6, p.477-81.
- ZINCHENKO, T. D. (1992). Long-term (30 years) dynamics of chironomidae (Diptera) fauna in the Kuibyshev water reservoir associated with eutrophication processes. **Netherlands Journal of Aquatic Ecology**, vol.26, n.2-4, p.533-42.