

**UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA**

**CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA**

**CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

**CAMPUS II - CAMPINA GRANDE**

**VARIAÇÃO ESPAÇO TEMPORAL DA COMUNIDADE  
FITOPLANCTÔNICA E DE FATORES ECOLÓGICOS  
EM UM SISTEMA LÊNICO DE RECENTE FORMAÇÃO**

**WANDA IZABEL MONTEIRO DE LIMA MARSIGLIA**

**CAMPINA GRANDE**

**1998**

---

*Wanda Izabel Monteiro de Lima Marsiglia*

**VARIAÇÃO ESPAÇO TEMPORAL DA COMUNIDADE  
FITOPLANCTÔNICA E DE FATORES ECOLÓGICOS  
EM UM SISTEMA LÊNICO DE RECENTE FORMAÇÃO**

---

**Dissertação apresentada ao Curso de  
Mestrado em Engenharia Civil da  
Universidade Federal da Paraíba, em  
cumprimento as exigências para a  
obtenção do grau de Mestre.**

**ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: RECURSOS HÍDRICOS**

**SUB-ÁREA: ENGENHARIA SANITÁRIA**

**ORIENTADORAS: Dr<sup>a</sup> BEATRIZ S. O. CEBALLOS  
Dr<sup>a</sup> ANNEMARIE KÖNIG**

**Campina Grande - PB  
1998**



M372v Marsiglia, Wanda Izabel Monteiro de Lima.  
Variação espaço temporal da comunidade fitoplanctônica e de fatores ecológicos em um sistema lêntico de recente formação / Wanda Izabel Monteiro de Lima Marsiglia. - Campina Grande, 1998.  
149 f.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 1998.  
Referências.  
"Orientação : Profa. Dra. Beatriz Susana Ovruski Ceballos, Profa. Dra. Annemarie König".

1. Engenharia Sanitária. 2. Ecossistemas Aquáticos. 3. Represa - Avaliação. 4. Represa e Comunidade - Avaliação. 5. Dissertação - Engenharia Civil. I. Ceballos, Beatriz Suzana Ovruski de. II. König, Annemarie. III. Universidade Federal da Paraíba - Campina Grande (PB). IV. Título  
CDU 628(043)

**VARIAÇÃO ESPAÇO TEMPORAL DA COMUNIDADE  
FITOPLANCTÔNICA E DE FATORES ECOLÓGICOS  
EM UM SISTEMA LÊNICO DE RECENTE FORMAÇÃO**

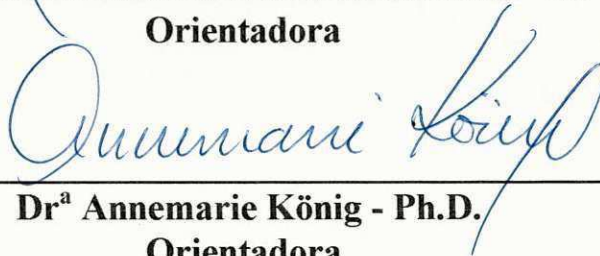
*Wanda Izabel Monteiro de Lima Marsiglia*

**COMISSÃO EXAMINADORA**



---

**Dr<sup>a</sup> Beatriz Susana Ovruski de Ceballos - Dr<sup>a</sup>  
Orientadora**



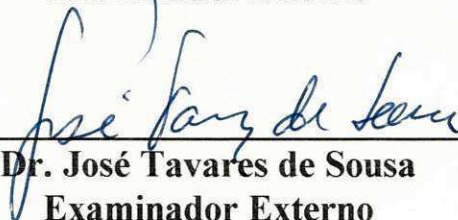
---

**Dr<sup>a</sup> Annemarie König - Ph.D.  
Orientadora**



---

**Dr. Rui de Oliveira - Ph.D.  
Examinador Interno**



---

**Dr. José Tavares de Sousa  
Examinador Externo**

**Campina Grande - PB  
1998**



“Tudo tem seu tempo determinado, e há tempo para todo propósito debaixo do céu. Há tempo para plantar, e tempo de colher o que se plantou”...

Ecle. 3; 1,2

Dedico este trabalho aos meus sublimes amores:

A Marcilio meu esposo e minhas filhotas Maythê e Marilya, pela imensa compreensão, privados muitas vezes da minha atenção e do meu carinho, para que este trabalho fosse concluído.

Aos meus pais , José Aristides de Lima e Judith Monteiro de Lima, pelo o trabalho árduo e incansável, para que a minha vida profissional chegasse até aqui.

## AGRADECIMENTOS

A Deus, autor e consumidor da minha fé, rocha onde firmei meus pés para continuar minha caminhada.

As minhas orientadoras Beatriz Susana Ovruski de Ceballos e Annemarie König, pela incansável e inesgotável orientação, que sempre transmitiram seus conhecimentos sem reservas, verdadeiros exemplos de acadêmicos voltados para a pesquisa científica.

Aos meus irmãos, Wilson, Wilma, William, Wânia, Wedson e Worthon, que sempre estiveram presentes em todos os momentos da minha vida, obrigada pelo carinho e apoio constante.

Ao professor Salomão Anselmo Silva, pela gentil concessão do laboratório da EXTRABES para realização das análises de NKT e Sulfeto.

Aos professores Rui de Oliveira e André Luís Calado Araújo, pela orientação e presteza no decorrer das análises desenvolvidas no laboratório da EXTRABES.

Ao professor Juarez Fernandes Oliveira, pela orientação nas análises estatísticas.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES, pela ajuda financeira.

À Universidade Estadual da Paraíba representada pelo Magnífico Reitor Sebastião Guimarães Vieira, pela liberação de minhas atividades junto a Instituição, possibilitando a minha capacitação.

A todos os professores, colegas e funcionários do curso de Mestrado, especialmente, Altemar, Lêda e Rossana Borges, pela amizade surgida e pelas horas agradáveis de convivência.

A Rossana Fernandes, grande laço de amizade que a vida me proporcionou, onde compartilhamos conhecimentos, trabalhos, alegrias, adversidades e tristezas, mas, sempre juntas. Obrigada pela ajuda incondicional.

Ao amigo e “professor” Aldre Jorge, que dividiu seus conhecimentos com muita presteza e uma paciência verdadeiramente “tibetana”.

A Calina, pela amizade surgida e pelos momentos de descontração proporcionados pela sua contagiante alegria.

A Isabel Cristina secretária da AESA, pela colaboração e pela disponibilidade para todos os pedidos durante a realização deste trabalho, obrigada pelo ombro amigo, pelas palavras de coragem e solidariedade naqueles momentos difíceis.

A Fayruss, Jean e Nelcimar pela ajuda nos trabalhos experimentais e pela grande amizade surgida.

Ao Sr. Euclides (barqueiro), a Severino e a Josemar (moradores dos sítios), “bastidores da ciência”, pela ajuda inestimável nos trabalhos de campo.

A Walmária e Fátima pela imensa colaboração fornecida no laboratório da AESA, sempre com muita gentileza.

Às minhas secretárias do lar, Ana e Maria, pela inestimável ajuda nos trabalhos domésticos e pelo carinho com minhas filhas, quando precisei me ausentar.

Às minhas queridas sobrinhas, Cassandra e Karol, e a Corrinha “minha cunhada irmã”, obrigada pelo carinho e apoio constante em todos os momentos da minha vida.

Enfim a todos que contribuíram de forma direta e indireta na elaboração deste trabalho.

## LISTA DE SIGLAS E SÍMBOLOS

### 1. Pontos de amostragem

SS	riacho São Salvador
RS	represa São Salvador

### 2. Variáveis monitoradas

ALC	alcalinidade
Ce	condutividade elétrica
Cl "a"	clorofila "a"
DBO <sub>5</sub>	demanda bioquímica de oxigênio
DUR	dureza
IET	Índice de estado trófico
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	nitrogenio amoniacal
NKT	nitrogenio kjeldahl
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	nitrato
OD	oxigênio dissolvido
OF	ortofosfato solúvel
PT	fósforo total
pH	potencial hidrogeniônico
S <sup>-</sup>	sulfeto
SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	sulfato
T	temperatura

### 3. Período

CH	chuva
ES	estiagem

## RESUMO

Esta pesquisa teve como objetivo analisar a composição espaço-temporal do fitoplâncton e a dinâmica dos parâmetros físico-químicos, com a finalidade de encontrar indicadores locais de poluição orgânica e do estado trófico da represa São Salvador e do seu principal afluente o riacho de mesmo nome, localizados no município de Sapé (7° 06'S; 35° 14'5"W) e pertencentes à bacia inferior do Rio Paraíba, na micro-região homogênea do Agreste Paraibano.

Este complexo flúvio-lacustre é afetado por fontes poluidoras naturais e antrópicas (descargas de esgotos e escoamento de áreas agrícolas). Estas influências foram estudadas nas estações de chuva e de estiagem através da distribuição espaço-temporal dos diferentes parâmetros.

As coletas foram feitas nos primeiros 30 cm da lâmina d'água em dez pontos, sendo três no riacho e sete na represa (3 no centro e 4 nas margens). A amostragem foi quinzenal, nos períodos de chuvas (meses de fevereiro a julho) e de estiagem (setembro a dezembro/96). Foram determinados: temperatura, potencial hidrogeniônico, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrogênio kjeldahl, ortofosfato solúvel, fósforo total, sulfato, sulfeto, alcalinidade dureza, clorofila "a" e diversidade de algas.

Os parâmetros temperatura, pH, condutividade, alcalinidade e dureza mostraram padrão homogêneo em todos os pontos e ao longo do período estudado. Os teores de sulfato, sulfeto e demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5</sub>) foram bem reduzidos. Entretanto, os macronutrientes (formas de fósforo e nitrogênio) apresentaram flutuações acentuadas em função dos fatores climáticos, registrando maiores concentrações na época de chuva e associados às contribuições da bacia de drenagem através do escoamento superficial.

O estudo da diversidade das algas no riacho de São Salvador mostrou predominância do Phylum Bacillariophyta sendo o gênero *Navicula* spp o de

maior frequência para os dois períodos. Houve destaque para *Oscillatoria* spp que predominou no grupo das cianofíceas.

Na represa de São Salvador a distribuição do fitoplâncton caracterizou três regiões. a primeira, próxima ao rio e mais impactada pelas atividades nas hortas, criações de animais e banhistas apresentando altos valores de nitrogênio e fósforo. Dentre as algas predominou o Phylum Bacillariophyta com os gêneros *Navicula* spp e *Synedra* spp. A segunda zona esteve localizada próxima à captatação e foi menos impactada, apresentando predominância do Phylum Cyanophyta, com maior frequência dos gêneros *Anabaena* spp e *Oscillatoria* spp; e do Phylum Bacillariophyta com frequência mais elevada de *Melosira* spp e *Synedra* spp. A terceira região ficou localizada no centro, sendo a mais protegida. Registrou maior abundância dos gêneros *Anabaena* spp, *Oscillatoria* spp (Cyanophyta) *Trachelomonas* spp (Euglenophyta) e *Melosira* spp (Bacillariophyta).

O índice de estado trófico (IET) de CARLSON (1977) mostrou variações quanto o parâmetro considerado e quanto as estações climáticas. O fósforo, com altos teores na época de chuva, classificou a represa como hipereutrófica e na estiagem, a redução das concentrações desta variável classificaram a represa como eutrófica. Já, quando o IET foi calculado com base na clorofila “a “ a represa foi classificada como mesotrófica.

A diversidade de algas mostrou-se como indicadora sensível das variações ecológicas ocorridas na represa.

## ABSTRACT

This work analyzed the phytoplankton spatial and temporal composition and the physico-chemical dynamics to find organic pollution indicators and the trophic index of São Salvador dam and its main influent, the São Salvador river. The effect of dry and wet seasons was also analyzed. This aquatic ecosystem is located at Sapé municipality ( 7 06 S; 35 14 5W) in the lower catchment area of Paraíba river at the geographical microregion of Agreste da Paraíba. This ecosystem receives natural and artificial pollution, as drainage of agricultural areas and sewage discharges

Samples were taken bi-monthly (3 in the river and 7 in the reservoirs) from feb - jul/96 (rainy season) and sept - dec/96 (dry season) and analyzed for temperature, pH, electrical conductivity, dissolved oxygen, BOD<sub>5</sub>, ammonia, nitrate, kjeldahl nitrogen, soluble orthophosphate, total phosphorous, sulphate, sulphide, alkalinity, hardness, chlorophyll a and phytoplankton diversity.

In all sampling stations, values of temperature, pH, electrical conductivity, alkalinity and hardness were homogeneous during all experimental period. Concentrations of sulphate, sulphide, BOD<sub>5</sub> were low. However fluctuations of macronutrients of P and N were observed and associated to climatic conditions particularly during rainy season due to superficial run-off.

São Salvador river algae diversity showed, in both season, predominance of *Navicula* spp (Bacillariophyta) and *Oscillatoria* spp (Cyanophyta).

The phytoplankton distribution of São Salvador dam divided this ecosystem in three sections: one near the river entrance, where human activities such as agriculture, pastures and bathing, raised the values of nitrogen and phosphorous; *Navicula* spp and *Synedra* spp (Bacillariophyta) were predominant. The second zone was near the supply water collection, less disturbed with the predominance of *Anabaena* spp, *Oscillatoria* spp (Cyanophyta) and *Melosira* spp, *Synedra* spp (Bacillariophyta). The third region comprised the dam central region with almost no disturbance where *Anabaena* spp, *Oscillatoria* spp (Cyanophyta), *Trachelomonas* spp (Euglenophyta) and *Melosira* spp (Bacillariophyta) were predominant. Algae diversity was a good indicator for the ecological changes observed during this research.

The trophic index of Carlson (1977) showed variations accordingly to the parameter considered and to climatic season. São Salvador dam was hipereutrophic during the rainy season due to the high phosphorous concentrations and eutrophic at dry season with the reduction of this nutrient. When chlorophyll "a" was used this aquatic ecosystem was mesotrophic.



## SUMÁRIO

<b>1.</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>001</b>
1.1.	<b>OBJETIVOS .....</b>	<b>003</b>
<b>2.</b>	<b>REVISÃO DE LITERATURA.....</b>	<b>004</b>
2.1.	Aspectos limnológicos de represas de Usos Múltiplos.....	004
2.2.	Variáveis físico-químicas e biológicas.....	005
2.3.	Eutrofização.....	011
2.4.	Tipologia de reservatórios.....	013
2.5.	Classificação de reservatórios utilizando índices de estado trófico das águas superficiais.....	023
2.6.	Importancia das algas como indicadores de poluição orgânica e estado trófico.....	025
2.7.	Importancia das algas na qualidade da água (oxigênio dissolvido, sabor , odor, turbidez e pH).....	030
<b>3.</b>	<b>MATERIAS E MÉTODOS.....</b>	<b>032</b>
3.1.	Descrição da área estudada .....	032
3.2.	Ambiente aquático.....	032
3.3.	Seleção dos pontos de amostragem.....	033
3.3.1.	Período de coleta e frequência de amostragem.....	041
3.3.2.	Metodologia de coleta.....	041
<b>3.4.</b>	<b>Parâmetros analisados.....</b>	<b>041</b>
3.4.1.	Parâmetros físico-químicos.....	041

3.4.1.1.	Temperatura.....	041
3.4.1.2.	Potencial hidrogeniônico (pH).....	042
3.4.1.3.	Oxigênio dissolvido.....	043
3.4.1.4.	Condutividade elétrica (Ce).....	043
3.4.1.5.	Transparência .....	044
3.4.1.6.	Demanda bioquímica de oxigênio (DBO5).....	044
3.4.1.7.	Nitrogenio amoniacal (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ).....	045
3.4.1.8.	Nitrato (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ).....	045
3.4.1.9.	Nitrogenio kjeldahl (NKT).....	046
3.4.1.10.	Fósforo total (PT).....	047
3.4.1.11.	Ortofosfato solúvel (ORTO).....	047
3.4.1.12.	Sulfato (SO <sub>4</sub> <sup>-</sup> ).....	048
3.4.1.13.	Sulfeto (S <sup>-</sup> ).....	048
3.4.1.14.	Alcalinidade (ALC.).....	049
3.4.1.15.	Dureza (DUR.).....	049
<b>3.4.2.</b>	<b>Variáveis Biológicas.....</b>	<b>049</b>
3.4.2.1.	Clorofila “a” (Cl “a”).....	050
3.4.2.2	Diversidade de algas.....	050
3.5.	Análises de Dados.....	051
3.5.1.	Análise estatística.....	051

<b>4.</b>	<b>ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS.....</b>	<b>052</b>
<b>4.1</b>	<b>Parâmetros físico-químicos do riacho São Salvador.....</b>	<b>052</b>
4.1.1	Temperatura.....	052
4.1.2	Potencial hidrogeniônico (pH).....	055
4.1.3	Condutividade elétrica (Ce).....	056
4.1.4	Oxigênio dissolvido (OD).....	057
4.1.5	Demanda bioquímica de oxigênio (DBO <sub>5</sub> ).....	058
4.1.6	Nitrogênio amoniacal (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ).....	058
4.1.7	Nitrato (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ).....	060
4.1.8	Nitrogenio total kjeldahl (NKT).....	061
4.1.9	Fósforo total (PT).....	061
4.1.110	Ortofosfato Solúvel.....	062
4.1.11	Sulfato (SO <sub>4</sub> <sup>-</sup> ).....	063
4.1.12	Sulfeto (S <sup>-</sup> ).....	063
4.1.13	Alcalinidade (ALC.).....	064
4.1.14	Dureza (DUR.).....	065
<b>4.2</b>	<b>Parâmetros biológicos do riacho São Salvador.....</b>	<b>065</b>
4.2.1	Clorofila “a”.....	065
4.2.2	Diversidade de algas.....	066
<b>4.3</b>	<b>Parâmetros físico-químicos da represa São Salvador.....</b>	<b>071</b>
4.3.1	Temperatura.....	071
4.3.2	Potencial hidrogeniônico (pH).....	073
4.3.3	Condutividade elétrica (Ce).....	074
4.3.4	Transparência.....	075

4.3.5	Oxigênio dissolvido (OD).....	076
4.3.6	Demanda bioquímica de oxigênio (DBO <sub>5</sub> ).....	078
4.3.7	Nitrogênio amoniacal (NH <sub>3</sub> ).....	079
4.3.8	Nitrato (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ).....	080
4.3.9	Nitrogenio kjeldahl (NKT).....	081
4.3.10	Fósforo total (PT).....	082
4.3.11	Ortofosfato Solúvel.....	084
4.3.12	Sulfato (SO <sub>4</sub> <sup>=</sup> ).....	085
4.3.13	Sulfeto (S <sup>-</sup> ).....	086
4.3.14	Alcalinidade (ALC.).....	087
4.3.15	Dureza (DUR.).....	089
<b>4.4</b>	<b>Parâmetros biológicos da represa São Salvador.....</b>	<b>090</b>
4.4.1	Clorofila “a”.....	090
4.4.2	Diversidade de algas.....	091
<b>4.5</b>	<b>Classificação do nível Trófico do riacho e da represa São Salvador.....</b>	<b>098</b>
<b>5.0</b>	<b>CONCLUSÕES.....</b>	<b>133</b>
<b>6.0</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>135</b>

## LISTA DE TABELAS

2.1	Classificação trófica de lagos temperados segundo as concentrações de compostos nitrogenados.....	15
2.2	Classificação trófica de lagos japoneses em função da concentração de N-total.....	16
2.3	Classificação do estado trófico em relação ao fósforo total.....	18
2.4	Classificação trófica de lagos australianos.....	25
4.1	Valores médios, mínimos, máximos, medianas e números de dados dos parâmetros físico-químicos e biológicos do riacho São Salvador (PB) no período de chuva (26 de fevereiro à 07 de julho de 1996).....	103
4.2	Valores médios, mínimos, máximos, medianas e números de dados dos parâmetros físico-químicos e biológicos do riacho São Salvador (PB) no período de estiagem (30 de setembro à 10 de dezembro de 1996).....	103
4.3	Valores médios, mínimos, máximos, medianas e números de dados dos parâmetros físico-químicos e biológicos da represa São Salvador (PB) no período de chuva (26 de fevereiro à 07 de julho de 1996).....	104
4.4	Valores médios, mínimos, máximos, medianas e números de dados dos parâmetros físico-químicos e biológicos da represa São Salvador (PB) no período de estiagem (30 de setembro à 10 de dezembro de 1996).....	105
4.5	Tabela dos gêneros identificados no riacho São Salvador (PB) no período de chuva (26 de fevereiro de 1996) e estiagem (30 de setembro à 10 de dezembro de 1996).....	106
4.6	Tabela dos gêneros identificados na represa São Salvador (PB) no período de chuva (26 de fevereiro de 1996) e estiagem (30 de setembro à 10 de dezembro de 1996).....	107
4.7	Índice do Estado Trófico e parâmetros associados (CARLSON, 1977).....	108
4.8	Valores médios dos parâmetros: transparência, clorofila “a” e fósforo total em cada um dos pontos amostrados na represa São Salvador e IET (CARLSON, 1977) no período de chuva (26 de fevereiro à 02 de julho de 1996).....	109

4.8.a	Valores médios dos parâmetros: transparência, clorofila “a” e fósforo total em cada um dos pontos amostrados na represa São Salvador e IET (CARLSON, 1977) no período de estiagem (30 de setembro à 10 de dezembro de 1996).....	109
4.9	Tipologia de lagos para regiões temperadas e semi-áridas, segundo vários autores.....	101
4.10	Perfil da tipologia da represa São Salvador.....	102

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 3.1 - Localização do estado da Paraíba e Bacias Hidrográficas.....36
- Figura 3.2 - Bacia de Drenagem do riacho e represa São Salvador Sapé (PB).....37
- Figura 3.3 - Visualização dos pontos de coleta no riacho São Salvador, Sapé (PB): (a ) ponto SS1; (b) ponto SS2; (c) ponto SS.....38
- Figura 3.4 - Visualização dos pontos de coleta na represa São Salvador, Sapé (PB): (a) ponto RS1; (b) ponto RS2; (c) ponto RS3; (d) RS4.....39
- Figura 3.5 - Visualização dos pontos de coleta na represa São Salvador, Sapé (PB): (a) ponto RS5; (b) ponto RS6; (c) ponto RS7.....40
- Figura 4.1 - Pluviometria da cidade de Sapé e volume acumulado na represa São Salvador (PB), no período de janeiro à dezembro de 1996.....53
- Figura 4.2 - Variação temporal de: T, pH e Ce (a); OD, DBO5 (b);  $\text{NO}_3^-$ , NKT,  $\text{NH}_4^+$  e Cl "a"(c); no ponto SS1 riacho São Salvador no período de fevereiro à julho e de setembro à dezembro (1996).....110
- Figura 4.2.a - Variação temporal de: PT, OF,e Cl "a" (d);  $\text{SO}_4^{=}$ , e  $\text{S}^-$  (e); Alc., Dur. (f) no ponto SS1 do riacho São Salvador (PB) no período de fevereiro à julho e de setembro à dezembro(1996).....111
- Figura 4.3 - Variação temporal de: T, pH e Ce (a); OD, DBO5 (b);  $\text{NO}_3^-$ , NKT,  $\text{NH}_4^+$  e Cl "a"(c); no ponto SS riacho São Salvador no período de fevereiro à julho e de setembro à dezembro (1996).....112
- Figura 4.3.a - Variação temporal de: PT, OF,e Cl"a" (d);  $\text{SO}_4^{=}$ , e  $\text{S}^-$  (e); Alc.; Dur. (f) no ponto SS do riacho São Salvador(PB) no período de fevereiro à julho e de setembro à dezembro (1996).....113
- Figura 4.4 - Variação temporal de: T, pH e Ce (a); OD, DBO5 (b);  $\text{NO}_3^-$ ,NKT,  $\text{NH}_4^+$  e Cl "a" (c); no ponto SS2 riacho São Salvador (PB) no período de fevereiro à julho e de setembro à dezembro(1996)...114
- Figura 4.4.a - Variação temporal de: PT, OF,e Cl"a" (d);  $\text{SO}_4^{=}$ , e  $\text{S}^-$  (e); Alc., Dur. (f) no ponto SS2 do riacho São Salvador(PB) no período de fevereiro à julho e de setembro à dezembro (1996).....115

- Figura 4.5 - Variação temporal de: T, pH e Ce (a); OD, DBO<sub>5</sub> (b); NO<sub>3</sub><sup>-</sup>,NKT, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e Cl “a” (c); no ponto RS1 da represa São Salvador(PB) no período de fevereiro à julho e de setembro à dezembro(1996)....116
- Figura 4.5.a - Variação temporal de: PT, OF,e Cl”a” (d); SO<sub>4</sub><sup>=</sup>, e S<sup>=</sup> (e); Alc., Dur. (f) no ponto RS1 da represa São Salvador(PB) no período de fevereiro à julho e de setembro à dezembro (1996).....117
- Figura 4.6 - Variação temporal de: T, pH e Ce (a); OD, DBO<sub>5</sub> (b); NO<sub>3</sub><sup>-</sup>,NKT, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e Cl “a” (c); no ponto RS2 da represa São Salvador (PB) no período de fevereiro à julho e de setembro à dezembro (1996).....118
- Figura 4.6.a - Variação temporal de: PT, OF e Cl”a” (d); SO<sub>4</sub><sup>=</sup>, e S<sup>=</sup> (e); Alc., Dur. (F) no ponto RS2 da represa São Salvador(PB) no período de fevereiro à julho e de setembro à dezembro (1996).....119
- Figura 4.7 - Variação temporal de: T, pH e Ce (a); OD, DBO<sub>5</sub> (b); NO<sub>3</sub><sup>-</sup>,NKT, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e C l “a”(c); no ponto RS3 da represa São Salvador(PB) no período de fevereiro à julho e de setembro à dezembro (1996).....120
- Figura 4.7.a - Variação temporal de: PT, OF e Cl”a” (d); SO<sub>4</sub><sup>=</sup>, e S<sup>=</sup> (e); Alc., Dur. (f) no ponto RS3 da represa São Salvador(PB) no período de fevereiro à julho e de setembro à dezembro (1996).....121
- Figura 4.8 - Variação temporal de: T, pH e Ce (a); OD, DBO<sub>5</sub> (b); NO<sub>3</sub><sup>-</sup>,NKT, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e Cl “a” (c); no ponto da RS4 represa São Salvador(PB) no período de fevereiro à julho e de setembro à dezembro(1996)....122
- Figura 4.8.a - Variação temporal de: PT, OF e Cl”a” (d); SO<sub>4</sub><sup>=</sup>, e S<sup>=</sup> (e); Alc., Dur. (f) no ponto RS4 da represa São Salvador(PB) no período de fevereiro à julho e de setembro à dezembro (1996).....123
- Figura 4.9 - Variação temporal de: T, pH e Ce (a); OD, DBO<sub>5</sub> (b); NO<sub>3</sub><sup>-</sup>,NKT, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e Cl “a”(c); no ponto RS5 da represa São Salvador (PB) no período de fevereiro à julho e de setembro à dezembro(1996)....124
- Figura 4.9.a - Variação temporal de: PT, OF e Cl”a” (d); SO<sub>4</sub><sup>=</sup>, e S<sup>=</sup> (e); Alc., Dur. (F) no ponto RS5 da represa São Salvador (PB) no período de fevereiro à julho e de setembro à dezembro (1996).....125
- Figura 4.10 - Variação temporal de: T, pH e Ce (a); OD, DBO<sub>5</sub> (b); NO<sub>3</sub><sup>-</sup>NKT,



$\text{NH}_4^+$  e  $\text{Cl}^-$  (c); no ponto RS6 represa São Salvador (PB) no período de fevereiro à julho e de setembro à dezembro(1996)..126

Figura 4.10.a - Variação temporal de: PT, OF e  $\text{Cl}^-$  (d);  $\text{SO}_4^{2-}$ , e  $\text{S}^{2-}$  (e); Alc., Dur. (f) no ponto RS6 da represa São Salvador(PB) no período de fevereiro à julho e de setembro à dezembro (1996).....127

Figura 4.11 - Variação temporal de: T, pH e Ce (a); OD,  $\text{DBO}_5$  (b);  $\text{NO}_3^-$ , NKT,  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{Cl}^-$  (c); no ponto RS7 da represa São Salvador (PB) no período de fevereiro à julho e de setembro à dezembro(1996)..128

Figura 4.11.a - Variação temporal de: PT, OF e  $\text{Cl}^-$  (d);  $\text{SO}_4^{2-}$ , e  $\text{S}^{2-}$  (e); Alc., Dur. (f) no ponto RS7 da represa São Salvador (PB) no período de fevereiro à julho e de setembro à dezembro (1996).....129

Figura 4.12 - Frequência relativa de aparecimento de gêneros de algas no riacho São Salvador no período de chuva (26 de fevereiro à 02 de julho de 1996) e estiagem (30 de setembro à 10 de dezembro de 1996).....130

Figura 4.13 - Frequência relativa de aparecimento de gêneros de algas da represa São Salvador no período de chuva (26 de fevereiro à 02 de julho de 1996) e estiagem (30 de setembro à 10 de dezembro de 1996).....131

Figura 4.14.a - Classificação limnológica do índice de estado trófico da represa São Salvador: (CARLSON,1977) período de chuva (26 de fevereiro à 02 de julho de 1996).....132

Figura 4.14.b - Classificação limnológica do índice de estado trófico da represa São Salvador: (CARLSON,1977) período de estiagem (30 de setembro a 10 de dezembro de 1996).....132

## 1- INTRODUÇÃO

Pesquisas sobre a ecologia dos ecossistemas aquáticos continentais têm fornecido subsídios para minimizar os efeitos negativos após a formação de açudes e represas. Particularmente no Brasil, nos últimos anos, milhares de quilômetros quadrados de sistemas lóticos (rios) têm sido transformados em ambientes lênticos (represas), com diferentes finalidades, tais como: fornecimento de água potável, geração de energia, abastecimento público, lazer, pesca, regularização de vazões dos rios para beneficiar as populações ribeirinhas, etc.

Apesar da área do semi-árido nordestino ser bastante extensa (mais de 10 % do território nacional) e da grande quantidade de açudes e rios temporários ou não, pouco ou nada se conhece desses ecossistemas. A escassez de água, é o principal “fator limitante” do desenvolvimento econômico e social do chamado sertão nordestino. Desta forma, é necessária a realização de maiores estudos sobre os sistemas flúvio-lacustres da região semi-árida brasileira. A partir daí, poderia ser elaborado um modelo que permitisse monitorar as mudanças do clima sobre os ecossistemas aquáticos do semi-árido brasileiro, otimizando a preservação e o uso destes escassos recursos (MALTCHICH, 1996).

Tradicionalmente os açudes nordestinos foram construídos visando o abastecimento das populações e dos rebanhos. De fato, constituem um potencial hídrico maior, onde deve ser destacada a irrigação e pesca. Entretanto, a qualidade das águas represadas apresenta rápida deterioração, associada principalmente com a má utilização da bacia de drenagem e o uso múltiplo não programado. Ainda, registra-se anualmente uma perda elevada por evaporação e infiltração que corresponde em pequenos açudes, a uma lâmina de cerca de 3.000 mm (MOLLE e CADIER, 1992). Este fato contribui para a concentração de sais, principalmente inorgânicos.

A avaliação de uma represa de usos múltiplos requer análises pontuais no tempo e no espaço com informações a respeito das descargas que este ambiente recebe. Essas descargas conduzem a uma rápida deterioração da água, e essa alteração é expressa pelos indicadores bióticos e abióticos.

Os abióticos de origem endógena são resultantes da decomposição da vegetação submersa e das algas; e os exógenos são oriundos do escoamento das áreas agrícolas.

Neste contexto, o fitoplâncton apresenta uma relação estreita com o meio físico e químico, e sua composição e distribuição variam de acordo com a flutuação destes parâmetros (XAVIER, 1985).

De acordo com os diferentes teores de macronutrientes, transparência da água e biomassa de algas, os corpos hídricos podem ser definidos como oligotróficos, mesotróficos e eutróficos (VOLLENWEIDER, 1981).

PATRICK (1949), observou que em ambientes eutróficos o número de espécies é reduzido, embora com elevado número de indivíduos das espécies predominantes. No entanto, ambientes oligotróficos apresentam grande diversidade de gêneros e espécies com pequeno número de representantes de cada um.

As algas são os organismos mais intensamente estudados como indicadores de poluição orgânica, por responder rapidamente às modificações ambientais e por estar bem documentada a tolerância de grupos e espécies à poluição (BRANCO, 1964; PALMER, 1969, 1977).

Neste contexto, o presente trabalho tem como objetivos:

**OBJETIVOS:**

- Analisar a diversidade e distribuição espaço temporal da comunidade fitoplanctônica nos compartimentos horizontais do riacho e da represa São Salvador, na busca de indicadores regionais de eutrofização.
- Avaliar a qualidade físico-química da água do rio e da represa nas épocas de chuva e estiagem, procurando identificar alguns determinantes ecológicos que atuam na distribuição fitoplanctônica.
- Definir a tipologia do corpo aquático segundo indicadores bióticos e abióticos.

## 2 - REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 - Aspectos limnológicos de represas de usos múltiplos

Os reservatórios são ecossistemas artificiais de grande importância ecológica e econômica. De acordo com TUNDISI *et alii* (1986), no Brasil, o número elevado de represas, seus usos diversificados, o grande volume de água acumulado e sua localização em diferentes bacias hidrográficas torna importante o aprofundamento dos estudos sanitário, limnológico e ecológico. Além disso, no Brasil inúmeras represas apresentam alterações na qualidade física, química e biológica de suas águas, devido à eutrofização, ao aumento da toxidez e do material em suspensão, impedindo os usos para os quais foram destinadas (ROCHA, 1984).

Neste sentido, cabe ao engenheiro sanitarista elaborar planos e critérios que prolonguem o tempo de uso destes ecossistemas, para que possam ter suas múltiplas aplicações garantidas. Entre elas destacam-se: fornecer água para abastecimento (doméstico e industrial), para geração de energia elétrica, para irrigação, para dessedentação de animais, para pesca e para lazer (ESTEVES, 1986).

A introdução contínua de despejos orgânicos nos corpos aquáticos provoca efeitos adversos na comunidade ali existente, entre eles alterações na abundância e diversidade da biota (HELLAWELL, 1986). Segundo MARGALEF (1986) e ODUM (1971), o excesso de nutrientes causa o crescimento excessivo de algas e macrófitas, com diminuição no número de espécies dentro de cada gênero e aumenta o número de indivíduos das espécies dominantes. Estas mudanças na diversidade da biota manifestam os impactos poluidores aos quais estão submetidos os corpos aquáticos.

Segundo WETZEL (1983), em países de clima quente, as cianofíceas são as algas predominantes nestas ocasiões, causando modificações na cor, na

turbidez e na transparência da água, reduzindo a concentração de oxigênio dissolvido nas camadas inferiores, as quais podem torna-se anaeróbias causando a morte dos peixes.

A intensidade com que os nutrientes chegam aos ecossistemas aquáticos irá determinar o seu grau de evolução trófica. Este pode ser monitorado através de vários parâmetros de qualidade, destacando-se: a transparência, o pH, o oxigênio dissolvido, a DBO<sub>5</sub>, a condutividade elétrica e os macronutrientes como as diferentes formas de fósforo e nitrogênio. São também importantes sulfatos e sulfetos, sendo que estes últimos, quando em concentrações elevadas indicam a predominância de processos de decomposição anaeróbia (SAWYER *et alii*, 1994).

Dentre os parâmetros biológicos mais importantes destaca-se a biomassa do fitoplâncton, pois é uma forma simples de medir aproximadamente a produtividade do lago. Este é avaliado através da concentração do pigmento fotossintético (clorofila "a"). A composição e distribuição dos gêneros e espécies que compõem o fitoplâncton servem para caracterizar biologicamente o corpo aquático e indicam as condições físico-químicas do mesmo (HENDERSON-SELLERS & MARKLAND, 1987; ROCHA, 1984; VOLLENWEIDER, 1981).

As algas são organismos importantes na fixação de energia radiante e na organização espacial e temporal das redes tróficas (ESTEVES, 1988). O comportamento da comunidade fitoplanctônica representa a somatória de fatores ecológicos que se manifestam no tempo e no espaço e indicam mecanismos básicos do funcionamento do ecossistema aquático (MARGALEF, 1986).

## **2.2 - Variáveis físico-químicas e biológicas**

Um importante problema ecológico relacionado aos ambientes aquáticos é o conhecimento e explicação das relações entre o meio físico e os organismos que aí se encontram (MARGALEF, 1986).

Os primeiros trabalhos limnológicos, integrando aspectos geológicos, físicos e químicos foram feitos por FOREL, no lago Léman, na Suíça. Foi este pesquisador que, no início deste século, definiu a nova ciência como Limnologia (estudo dos lagos) e a caracterizou como “uma descrição de todas as observações, leis e teorias que se referem aos lagos em geral” (ESTEVES, 1988). GOLDMAN & HORNE (1983) destacam que antes dos estudos de Forel, as primeiras observações físicas de lagos das quais há registros se referem à temperatura. Posteriormente, o próprio Forel, usando as características térmicas dos lagos distribuídos ao redor do mundo, fez a primeira classificação: lagos temperados, tropicais e polares. Esta classificação foi ampliada por YOCHIMURA (1936), que fez as seguintes subdivisões: lagos tropicais, subtropicais, temperados, subpolares e polares.

Em trabalhos posteriores THIENEMANN, em 1915, estudando a distribuição de oxigênio em diferentes lagos observou que sua presença ou ausência nas camadas mais profundas determinava o tipo de organismo bentônico predominante, evidenciando assim a dependência destes organismos com os teores de oxigênio (ESTEVES, 1988).

Segundo SCHÄFER (1985), uma das características mais importantes da água, é a capacidade de solubilização de gases como o dióxido de carbono e oxigênio, cuja presença ou ausência influi decisivamente nas comunidades aquáticas. A solubilidade destes gases varia inversamente com a temperatura: maiores temperaturas aumentam a energia cinética das moléculas gasosas que escapam da massa líquida para a atmosfera. Também os aumentos da temperatura aceleram os processos biológicos de catabolismo, anabolismo e reprodução, provocando maior consumo de oxigênio (SAWYER *et alii*, 1994). Por estas razões, lagos tropicais com temperaturas médias em torno de 25°C ao longo de todo o ano, apresentam menores concentrações de oxigênio que os lagos de regiões temperadas, onde a temperatura é bastante inferior e com diferenças acentuadas entre inverno e verão. Segundo HINO (1983), o metabolismo dos

lagos está basicamente influenciado pela temperatura da água.

De fato, ecossistemas aquáticos tropicais, devido às escassas variações de temperatura ao longo de todo o ano (ao contrário do observado em regiões de climas temperados) não apresentam um padrão sazonal bem definido para a maioria dos parâmetros físico-químicos e biológicos (BARBOSA 1981). Nestas regiões, as principais diferenças climáticas entre estações ou épocas do ano são dadas pelo regime de chuvas, sendo freqüente falar da “época de chuvas” e da “época de estiagem”. Com base nestas características, alguns pesquisadores preferem fazer referencia a variações temporais antes que a variações sazonais.

A homogeneidade térmica de ambientes lacustres foi constatada por vários pesquisadores em países tropicais: TALLING & TALLING (1965) em lagos africanos; KLEEREKOPER (1944) em lagos do sul e sudeste do Brasil e CEBALLOS *et alii* (1997); DINIZ (1995); MELO & CHACON (1976), WATANABE *et alii* (1989) e WRIGHT (1934) no semi-árido paraibano. Essa temperatura relativamente constante influencia na distribuição do fitoplâncton. Por exemplo, estudos da relação entre temperatura e taxa fotossintética em cianobactérias foram feitos por KONOITA & BROOCK (1978), os quais observaram que valores de 25 a 30 °C estimulavam o máximo crescimento e que baixas temperaturas limitavam a fotossíntese destas algas mas não a inibiam.

As características térmicas dos lagos tropicais causam alterações quantitativas das variáveis abióticas. Com relação à condutividade elétrica, a atividade iônica é fortemente dependente da temperatura (aumenta cerca de 2% a cada 2°C), logo, não só os gases dissolvidos mas também a condutividade elétrica sofre modificações com os aumentos da temperatura (ESTEVES, 1986). A condutividade está associada com os íons dissolvidos e, em consequência, com a pressão osmótica da água sobre as membranas permeáveis como as dos seres vivos, em particular dos microrganismos, por isso esta variável é considerada importante nos estudos limnológicos (BROOK, 1965; SCHÄFER, 1985).

A condutividade da água também é influenciada pela composição dos



solos e rochas regionais, sendo que solos salinos contribuem mais com altos valores deste parâmetro. Na região Nordeste, rica em solos com calcários, é comum observar águas com elevada condutividade elétrica (LEPRUN, 1983). TALLING & TALLING (1965), estudando lagos africanos extremadamente alcalinos registraram valores de condutividade acima de 162.500  $\mu\text{mho/cm}$ , e que foram associados com a composição geológica dos solos ricos em carbonatos e com a alta evaporação ocorridas nesta região. Este autor verificou também que o pH se alterava diretamente com condutividade atingindo valores acima de 10.

Os açudes nordestinos localizados em regiões de balanços hídricos negativos apresentam condutividade e pH elevados, relacionados com a geologia local e com a extrema evaporação da massa de água (CEBALLOS *et alii.*, 1997; KLEEREKOPER, 1944; MELO & CHACON, 1976; WRIGHT, 1934).

Em estudos limnológicos o valor de pH e sua variação são de grande interesse uma vez que refletem as atividades biológicas e químicas da água (BRANCO, 1991). Já no início deste século THIENEMANN reconheceu a importância do pH como fator limitante à colonização dos ecossistemas aquáticos pelos diferentes organismos (GOLDMAN & HORNE, 1983).

A maioria das águas continentais apresenta valores de pH variando entre 6 e 8 e as que apresentam baixos valores pH estão associados com elevadas concentrações de ácidos orgânicos dissolvidos e com a ausência de substâncias tamponadoras (tais como bicarbonatos e carbonatos) em solução, como acontece com os rios da Amazônia; nestes os ácidos húmicos são responsáveis por valores de pH inferiores a 5 (SIOLI, 1990).

Um outro fator que influencia no pH é a atividade fotossintética. Em ecossistemas onde ocorre floração de algas ou crescimento de densas comunidades de macrófitas aquáticas submersas, é possível encontrar valores de pH próximos a 11, como foi registrado por SCHWÖRBEL (1971) citado por ESTEVES (1988) em lagos temperados. Na região Nordeste, valores um pouco inferiores (8,5 a 9) foram registrados por WATANABE *et alii* (1989) e DINIZ

(1995), associados com altos teores de biomassa verde. De forma semelhante, CEBALLOS (1995), registrou pH de 10,3 no Açude Velho no estado da Paraíba, em locais com abundância de algas.

De acordo com BRANCO (1977), a matéria orgânica biodegradável presente no meio aquático pode ser medida através da demanda bioquímica de oxigênio ( $DBO_5$ ). No entanto, CEBALLOS (1995), verificou que são poucos os trabalhos de limnologia que introduzem esta variável na caracterização de ambientes fluviais e lacustres, apesar da  $DBO_5$  estar incorporada na classificação de qualidade de águas a nível nacional (CONAMA N° 20, 1986) e estadual (CETESB, 1992). Este parâmetro expressa o consumo de oxigênio dissolvido pelas bactérias aeróbias, para decompor a matéria orgânica ao longo de 5 dias a 20°C e ausência de luz. Valores de  $DBO_5$  determinados em alguns açudes nordestinos evidenciaram teores bastante variáveis, entre  $< 2 \text{ mg O}_2/\text{L}$  até  $28 \text{ mg O}_2/\text{L}$  e associados com o nível de poluição do ecossistema (CEBALLOS, 1995; CEBALLOS *et alii* 1997; DINIZ, 1995). Foi observado que a biomassa algal influencia de forma acentuada na  $DBO_5$  devido às condições de escuridão em que foi realizado o teste. Assim, durante o período de incubação de 5 dias, as algas exercem uma demanda de oxigênio relacionada com sua respiração além da demanda exercida pelas bactérias aeróbias na decomposição de parte da biomassa algal (BRANCO, 1986).

Com relação aos nutrientes, principalmente as formas de nitrogênio (N-amoniacal e nitrato) e de fósforo (fósforo total e ortofosfato solúvel) a temperatura quase constante e os ciclos de seca e chuva dos trópicos provocam flutuações acentuadas de suas concentrações na massa de água. Por exemplo, os nutrientes provenientes da bacia de drenagem tendem a ser mais elevados na época de chuvas e propiciam altos valores de produtividade fitoplanctônica que, por sua vez, produzem abundantes detritos orgânicos que sedimentam ou se degradam na própria coluna de água, que podem ali mesmo ser assimilados (RUTTNER, 1963, citado por ESTEVES, 1988). Devido a essa rápida taxa de

assimilação e de decomposição, às vezes, ambientes aquáticos tropicais que recebem abundantes nutrientes e onde se espera encontrar altos teores dos mesmos, apresentam baixas concentrações na água, embora acompanhados de altas taxas de produtividade (ESTEVES, 1988). O conjunto destas transformações, mais o arraste de material particulado alteram a transparência da água ao longo do tempo em diferentes dias ou até em diferentes horas de um mesmo dia (PAYNE, 1986).

Em águas mineralizadas, a manutenção de condições próximas da neutralidade, é devida ao tamponamento por sistemas químicos tais como o complexo dióxido de carbono - bicarbonato - carbonato (XAVIER, 1985). A alcalinidade é a medida da capacidade que um meio aquoso possui de neutralizar ácidos, e é devida à presença de bases fortes e fracas, de sais de ácidos fracos (como bicarbonato, boratos, silicatos e fosfatos) e de sais de ácidos orgânicos, tais como o ácido húmico e no caso de águas poluídas, os ácidos acético, propiônico e butírico (APHA, 1989). Em águas superficiais, a alcalinidade pode ser devida à presença de grande quantidade de algas, que removem o dióxido de carbono da água, elevando o pH da mesma. Costuma-se associar a alcalinidade apenas a hidróxidos, carbonatos e bicarbonatos (ESTEVES, 1986)

O teor de cálcio na água pode ser utilizado para caracterizá-la quanto ao grau de dureza. A dureza expressa os teores de cálcio e magnésio que estão combinados com carbonatos e bicarbonatos, podendo também estar combinado com sulfato e cloretos (ESTEVES, 1988). O controle desta variável nos mananciais é importante porque em altas concentrações impede a formação de espuma e causa incrustações em todo sistema hídrico das indústrias (AZEVEDO NETTO, 1986).

O enxofre também tem papel importante em ecossistemas aquáticos e pode apresentar-se sob várias formas: íon sulfato ( $\text{SO}_4^-$ ), íon sulfito ( $\text{SO}_3^-$ ), íon sulfeto ( $\text{S}^-$ ), gás sulfídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ), dióxido de enxofre ( $\text{SO}_2$ ), ácido sulfúrico ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) e enxofre elementar ( $\text{S}^0$ ) (ESTEVES, 1988). Nas transformações dos compostos de

enxofre em ambientes aquáticos, participam tanto de processos químicos quanto biológicos. Dentre as várias formas de enxofre presentes na água, o íon sulfato é o mais freqüente. O enxofre raramente torna-se um fator limitante para os organismos autótrofos (SCHÄFER, 1985).

### **2.3 - Eutrofização**

Define-se como eutrofização o processo de enriquecimento da água com nutrientes que estimulam a proliferação dos produtores primários (MARGALEF, 1986). As fontes de nutrientes podem ser endógenas (a decomposição de materiais orgânicos do próprio lago ou rio) ou exógenos (escoamento de bacias com atividades agro-pastoris, descargas de esgotos domésticos, industriais etc). De acordo com o mesmo autor, a eutrofização é inevitável. Se for natural, é causada pela decomposição de materiais orgânicos do próprio lago ou por aqueles materiais que chegam através do vento - galhos, folhas, insetos, etc. Este processo é lento podendo demorar muitos anos e até séculos. Se for artificial ou cultural, pode causar a morte do corpo aquático em poucos anos ou até em poucos meses, dependendo da capacidade do ecossistema para absorver as cargas poluidoras. Define-se como “morto” um ecossistema aquático com teores de oxigênio muito baixos ou nulos, de forma que não sustente a vida aeróbia. Desta forma, predominam os processos metabólicos anaeróbios com putrefação da matéria orgânica e ocorre liberação de gases tóxicos como sulfeto de hidrogênio, e metano e mercaptanas (BRANCO, 1986).

Segundo VOLLENWEIDER (1981) a eutrofização artificial de corpos aquáticos tem como origem:

- o aumento e a concentração populacional nos centros urbanos, resultando no rápido aumento dos volumes de águas residuárias ricas em matérias orgânicas biodegradáveis e em detergentes;

- a rápida industrialização, com a conseqüente produção de resíduos de

vários tipos, desde nutrientes até produtos tóxicos;

- a intensificação da agricultura e as mudanças nos métodos de produção (mecanização, fertilização, preferência pela monocultura que aumentou as necessidades de fertilizantes químicos, aumento das áreas plantadas)

- uso excessivo de fertilizantes que são arrastados com as chuvas para os corpos aquáticos contribuindo com o incremento dos macro e micronutrientes.

Na região Nordeste, WATANABE *et alii*. (1994), estudando a influência da monocultura da cana de açúcar em vários corpos aquáticos do litoral paraibano, registraram aumentos nas concentrações de nitrato (2,24 a 973,68 mg/L) e ortofosfato (0,0 a 5,09 mg/L) após a preparação dos solos para o plantio. O mesmo trabalho evidenciou em alguns desses rios altos valores de DBO<sub>5</sub> e baixas concentrações de oxigênio dissolvido, associados as descargas de vinhoto provenientes das destilarias próximas a estes ecossistemas. CEBALLOS *et alii* (1995) mostraram a deterioração de vários recursos hídricos da Paraíba pela descarga de esgotos domésticos: excesso de algas e macrófitas, teores altos de macronutrientes, de fungos e de bactérias indicadoras de contaminação fecal.

Dentre outros estados brasileiros que se destacam pela eutrofização artificial de seus rios e lagos, pode-se citar Brasília (DF), onde o lago Paranoá foi receptor dos esgotos desde o momento de sua fundação e, como consequência, apresentou zonas anaeróbias nos locais de descarga das ETES Norte e Sul, além de intensa proliferação de algas nas proximidades (BRANCO, 1975; BRANCO 1991; GIANI, 1984). Em Belo Horizonte (MG) destaca-se a Lagoa da Pampulha, também receptora de esgotos domésticos “in natura” (GIANI *et alii*, 1988). Em São Paulo, são exemplos os rios Tietê e Pinheiros, que ao atravessarem a cidade e zonas industrializadas tornam-se sépticos, mau cheirosos, isentos de peixes (TUNDISI, 1988). Também nesse estado duas grandes represas Guarapiranga e Billings usadas como mananciais de água potável estão submetidas à eutrofização por esgotos (ROCHA, 1976; 1984; ROCHA & BRANCO, 1985).

#### 2.4 - Tipologia de reservatórios

O primeiro registro sobre a tipologia dos lagos surgiu com os estudos de THIENEMANN em ecossistemas aquáticos na Alemanha e através de suas observações na distribuição dos zoobentos. Este pesquisador associou as concentrações de oxigênio dissolvido na coluna e no fundo com o tipo de organismo presente, observando também uma estreita relação destes com as características químicas e geológicas de cada região (ESTEVES, 1988). Definiu como lago do tipo Alpino, os que apresentam oxigênio ao longo da coluna de água durante todo o ano e como tipo Báltico aqueles onde o oxigênio se concentrava nas primeiras camadas. Verificou que os primeiros apresentavam grande transparência (pouca produtividade) e se localizavam em áreas afastadas com terras pouco férteis, sem atividades agrícolas ou onde esta era escassa. Já os lagos com ausência de oxigênio no fundo e menos transparentes (maior produtividade) se localizavam em regiões com intensa agricultura, e a água era receptora dos nutrientes usados na adubação dos campos cultivados (SCHÄFER, 1985). Ainda hoje a definição de lagos Alpinos é usada para indicar lagos transparentes com escassos nutrientes.

NAUMANN, na Suécia, foi um dos pioneiros no estudo da composição química da água relacionada com sua produtividade (ESTEVES, 1989; SCHÄFER, 1985). Foi este pesquisador que, aplicando os conceitos usados por pedologistas suecos para caracterizar diferentes tipos de solos, definiu como eutróficos os lagos pouco transparentes com alta densidade de fitoplâncton e portanto de coloração esverdeada, ricos em nitrogênio, fósforo e matéria orgânica e como oligotróficos aos lagos muito transparentes, de cor azulada, pobres em algas, em nutrientes e em matéria orgânica. Posteriormente foi incorporada a definição de lagos mesotróficos, com características intermediárias.

Com relação à distribuição de oxigênio, foi observado que os lagos “oligotróficos” apresentavam concentrações bastante constantes de oxigênio ao



longo da coluna de água, o que foi definido como perfil “ortogrado”, enquanto os eutróficos tinham uma concentração decrescente, com um forte declínio nas proximidades do fundo, e que foi definido como perfil “clinogrado”.

A tipologia dos lagos está relacionada, principalmente, com a identificação dos nutrientes limitantes, sendo o nitrogênio e o fósforo fundamentais para a produtividade primária (WELCH, 1980).

De acordo com ODUM (1971), o conceito de nutriente limitante está baseado na premissa de que o nutriente que controlará o crescimento é aquele que primeiro se esgotará ou o primeiro que atingirá uma concentração inferior à mínima necessária para um organismo em particular.

De acordo com SCHAFER (1985), a importância dos compostos nitrogenados e das diversas formas do fósforo na tipologia de lagos foi reconhecida muito cedo por THIENEMANN e NAUMANN, através de antigas técnicas de piscicultura que aplicavam esterco de gado nos tanques de criação para o enriquecimento e aumento do fitoplâncton.

A relação ideal entre o nitrogênio total (N) e o fósforo total (P) para ser utilizada pelo fitoplâncton foi proposta por VOLLENWEIDER (1983), como sendo de 9:1

O nitrogênio, um dos nutrientes essenciais para os produtores primários, está presente nos ambientes aquáticos sob várias formas: nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), amônia ( $\text{NH}_3$ ), íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ), nitrogênio molecular ( $\text{N}_2$ ), nitrogênio orgânico particulado (bactérias, fitoplâncton, zooplâncton e detritos) (PAYNE, 1986). Todas estas formas contribuem com a biomassa aquática.

O nitrogênio é, com frequência citado, como um elemento que pode limitar a biomassa de algas nas águas naturais (VOLLENWEIDER, 1981),

entretanto este conceito é bastante discutido pois pode ser fixado desde a atmosfera por algumas algas cianofíceas que desta forma, o introduzem no ecossistema aquático, disponibilizando-o para os outros componentes da biota (LEE *et alii.*, 1979; ODUM, 1971). Entretanto, estudos de VICENT *et alii* (1984), revelaram que o nitrogênio é limitante do fitoplâncton no Lago Titicaca (Peru-Bolívia). No Brasil, o nitrogênio foi considerado nutriente limitante no lago Jacaretinga (Amazonas) (HENRY e TUNDISI, 1988) e no reservatório do Broa (São Paulo) (HENRY e TUNDISI, 1982 a., ; TUNDISI *et alii* 1977). Existem diversos valores da concentração limitante dos compostos de nitrogênio segundo diferentes autores. Dentre eles destacam-se os valores considerados por VOLLENWEIDER (1968) citado por ESTEVES (1988) e os da EPA (1975). O primeiro autor, estabeleceu os valores limites apresentados na Tabela 2.1 associados com a classificação trófica de lagos em países temperados:

**Tabela 2.1 - Classificação trófica de lagos temperados segundo as concentrações de compostos nitrogenados:**

Tipos de Lagos	N - Amoniacal (mg/L):	N - Nitrato (mg/L):	N - Nitrito (mg/L):
Oligotrófico	0,0 - 0,3	0,0 - 1,0	0,0 - 0,5
Mesotrófico	0,3 - 2,0	1,0 - 5,0	0,5 - 5,0
Eutrófico	2,0 - 15,0	5,0 - 50,0	5,0 - 15,0

**adaptado de Vollenweider (1968) apud ESTEVES (1988)**

O valor adotado pela EPA (1975), de 10 mgN-NO<sub>3</sub>/L, são bastante permissíveis pois este valor refere-se a ambiente eutrófico comparando com as outras classificações. Entretanto, no estabelecimento desta concentração foi levado em consideração o aspecto de saúde pública: esse valor é o máximo tolerado em uma água para uso humano, devido aos perigos que o nitrato oferece



para o aparecimento da metahemoglobinemia, em especial em criança.

Uma outra classificação é a de SAKAMOTO (1966) citado por ESTEVES (1988), a Tabela 2.2, mostra que o autor considerando apenas o N-total, elaborada com base no estudo de um grande número de lagos japoneses.

**Tabela 2.2 - Classificação trófica de lagos japoneses em função da concentração de N-total:**

<b>Tipos de Lagos</b>	<b>Oligotrófico</b>	<b>Mesotrófico</b>	<b>Eutrófico</b>
<b>N-total (mg/L)</b>	0,002 - 0,2	0,2 - 0,7	0,7 - 1,33

**adaptado de Sakamoto (1966) apud ESTEVES (1988).**

Observa-se que não há homogeneidade de critérios com relação à formas de nitrogênio a serem consideradas nem a suas concentrações. Todavia, lagos tropicais apresentam um metabolismo diferente dos temperados, para os quais foram definidas as concentrações limites, devido às altas temperaturas médias da água, que estimulam a biodegradação e a assimilação de nutrientes (BARBOSA, 1981), assim como influenciam nas velocidades das reações de oxidação e redução dos componentes do ciclo biogeoquímico do nitrogênio.

As concentrações elevadas de N-amoniaco se relacionam com despejos de esgotos e com a decomposição da matéria orgânica presente no meio e, por isso, é associada com poluição recente, (SAWYER *et alii*, 1994). Em lagos onde ocorre decomposição de vegetação submersa também podem ser encontrados valores elevados de N-amoniaco, junto ao sulfeto de hidrogênio (ESTEVES, 1988). Por outro lado, nos corpos lânticos com altas taxas de fotossíntese e pH elevado, a forma predominante será  $\text{NH}_3$  que pode ser liberado para a atmosfera por volatilização. Com relação ao nitrato, BARBOSA (1981) observou que em lagos tropicais a concentração e a distribuição desta forma oxidada de nitrogênio parecem estar diretamente relacionadas com o grau de oxigenação da coluna d'água. Já MAYER e TAKINO (1985), estudando a limnologia de reservatórios

do sudeste de São Paulo, encontraram alternância entre fósforo e nitrogênio que limitaram o crescimento do fitoplâncton dependendo de fatores locais.

Grande parte dos pesquisadores concordam que o fósforo é, por excelência, o elemento limitante da eutrofização. JONES & LEE (1982) destacaram que em corpos aquáticos onde o nitrogênio era limitante, a diminuição de algumas formas de fósforo propiciavam uma melhor qualidade da água, contribuindo com o retardo da eutrofização. SAWYER, *apud* WELCH (1980), estudando lagos em Wisconsin (EUA), observou que a eliminação do fósforo dos esgotos retardava a eutrofização do corpo receptor, enquanto que a eliminação do nitrogênio não produzia o mesmo efeito, uma vez que era recuperado pelas cianobactérias através da fixação do nitrogênio atmosférico.

SALAS & MARTINO (1991), estudaram numerosos reservatórios tropicais (lagos considerados de águas quentes) da América Latina e do Continente Africano e, na maioria dos lagos o fósforo apareceu como o nutriente limitante. Um outro exemplo é a represa de Barra Bonita (SP), onde TUNDISI & MATSUMURA - TUNDISI (1990), avaliando o processo de eutrofização, observaram baixos teores de fósforo atribuídos à contínua circulação e precipitação no sedimento. Porém, os autores destacaram que este reservatório recebe contribuições de águas enriquecidas com fertilizantes oriundos das plantações de cana de açúcar, que contribuíam para acelerar o processo de eutrofização.

Em relação às concentrações limitantes de fósforo, há também algumas diferenças entre as formas de fósforo a ser consideradas e as concentrações propostas pelos diferentes autores. Embora todas as formas de fósforo (fósforo total, ortofosfato, piro, meta e outros polifosfato e fósforo orgânico) sejam importantes para a eutrofização, as mais usadas são o ortofosfato solúvel e o fósforo total (APHA, 1995; BRANCO, 1986; ODUM, 1971). Os compostos dissolvidos de fósforo como os ortofosfatos são importantes porque são rapidamente absorvidos pelos produtores primários (GOLDMAN & HORNE,

1983). Entretanto, sua concentração na água pode não expressar o real nível trófico: a quantidade de ortofosfato solúvel presente é apenas uma parte do fósforo total disponível, ou seja é a quantidade presente no momento da coleta de amostra, que expressa o resultado do balanço entre as concentrações que entraram no ecossistema, as que foram assimiladas e as que foram liberadas na biodegradação. Estas concentrações são menores que a concentração de fósforo total. Todavia, em países tropicais, a rapidez das taxas metabólicas de assimilação podem ser responsáveis por valores bem baixos deste nutriente, e que não correspondem ao estado trófico real do corpo aquático (ESTEVES, 1988b).

Por isso, a maioria das classificações tróficas consideram o fósforo total como um melhor indicador da fertilidade de um reservatório (SALAS & MARTINO, 1991). SAWYER *et alii* (1994) consideram como concentração limitante 5µgP/L. Outros pesquisadores consideram valores diferentes. A Tabela 2.3 apresenta algumas destas concentrações limitantes, em relação ao fósforo total.

**Tabela 2.3 - Classificação do estado trófico em relação ao fósforo total (µg/L)**

Estado trófico	VOLLENWEIDER (1968) apud ESTEVES (1988)	DOBSON (1981)
Ultraoligotrófico	< 5	0 - 3,3
Oligotrófico	-	3,3 - 10
Oligomesotrófico	5 - 10	-
Mesotrófico	-	10 - 30
Mesoeutrófico	10 - 30	-
Eutrófico	-	30 - 90
Eupolitrófico	30 - 100	-
Politrófico	> 100	-
Hipereutrófico	-	> 90

Os primeiros trabalhos em lagos tropicais foram desenvolvidos por RUTTNER (1931), citado por ESTEVES (1988) em lagos da Indonésia e

posteriormente na África. Outros pesquisadores desta época, como GANF (1974) e TALLING & TALLING (1965) estudando lagos africanos como Victória, Tanganica, e Edwards também começaram a discutir a problemática referente à aplicação da tipologia de lagos temperados em lagos tropicais. O principal aspecto é a alta taxa de assimilação e degradação, uma vez que a maior parte da matéria orgânica produzida na zona eufótica destes lagos é aí mesmo consumida. ESTEVES *et alii* (1985), citam resultados da represa Três Marias (MG) onde a quase totalidade do nitrogênio dos detritos do fitoplâncton é reciclada na coluna d'água. De acordo com (ESTEVES, 1988), os ecossistemas aquáticos de regiões tropicais de modo geral tendem a apresentarem baixas concentrações de nutrientes dissolvidos, a menos que estejam em áreas muito férteis ou sujeitos a processos de eutrofização.

Desta forma, ambientes eutróficos segundo as classificações tradicionais podem aparecer como oligotróficos. Por outro lado, ambientes oligotróficos apresentarão concentrações mais baixas de oxigênio, pela menor solubilidade dos gases às temperaturas elevadas, como as observadas nestes corpos aquáticos, de 25 - 30°C (KLEEREKOPER, 1944; WRIGHT 1934). As variações das concentrações de oxigênio na massa de água são mais evidentes ao longo da coluna de água, visto que na superfície a produção fotossintética fornece altos teores deste gás. ESTEVES (1988) compara as concentrações de oxigênio em dois lagos oligotróficos com a mesma produção primária: o Lago Dom Helvecio (Minas Gerais, Brasil) e o Lago Silser (Alpes Suíços). Enquanto nos dois as concentrações de oxigênio na superfície atingiram valores de até 110 - 120% da concentração de saturação, no primeiro os valores caíram para 5-10% a nível do hipolimnio; no segundo, os valores diminuíram muito pouco, de 90 -100%. Enquanto no Lago Dom Helvecio a temperatura esteve entre 25 -26 °C ao longo da coluna de água, no Lago Silser a temperatura variou de 15 °C na superfície a 5 °C no hipolimnio.

Foi sugerido que o melhor critério para a definição dos níveis tróficos em

ambientes aquáticos tropicais seria a produção primária (TUNDISI 1992).

A medida da concentração de clorofila "a" é uma forma simples, econômica e rápida de estimar a biomassa de algas e de forma indireta, a produtividade do ecossistema (ODUM, 1971; MARGALEF, 1986). MATHEUS *et alii* (1989) citam que SAWYER (1966) e JONES e LEE (1982) consideram a determinação de clorofila "a" um método muito fácil para medir o grau de eutrofização por que está diretamente relacionada com a quantidade de fitoplâncton presente. A medida de clorofila "a" é bastante utilizado como parâmetro para caracterização da água quanto ao estado trófico (CARLSON, 1977).

EDMONSON *et alii* (1956) avaliaram a eutrofização do lago Washington, verificando que aumentos de clorofila "a" no epilímnio estavam relacionados com aumentos de ortofosfato solúvel . De acordo com FORSBERG (1981), associação semelhante foi observada em lagos suecos receptores de esgotos pelo NATIONAL SWEDISCH ENVIRONMENT PROTECTION BOARD em 1972. Um resultado interessante desta pesquisa foi a observação de que em águas hipereutróficas, com excesso de fósforo, reduções deste nutriente não causavam modificações detectáveis de clorofila "a". Os pesquisadores concluíram que a eliminação de fósforo em ambientes hipereutróficos, só provocaria uma melhora da qualidade (ou seja, uma diminuição da produtividade) se fossem atingidas concentrações extremamente baixas, e após o fósforo já incorporado no ecossistema fosse reciclado e sequestrado (JONES e LEE , 1982).

No Brasil, HINO (1984), estudando características limnológicas no reservatório do Monjolinho (SP), observou estreita associação entre a distribuição de clorofila "a" e a densidade fitoplanctônica. Nesse trabalho, o autor observou que o conteúdo de nutrientes era mais alto quando a temperatura e a clorofila "a" eram menores, sugerindo que havia menor atividade biológica e em consequência menor absorção pelo fitoplâncton , devido às menores taxas metabólicas.

Estudos feitos em vários lagos ao sul de Ontário e no lago Washington levaram a considerar o valor de 4  $\mu\text{g/L}$  de clorofila “a” como típico de ambientes oligotróficos e de 10  $\mu\text{g/L}$  a 100  $\mu\text{g/L}$  para os eutróficos. Essas concentrações se correspondem, respectivamente, com teores de fósforo total de 15  $\mu\text{gP/L}$  e de 30  $\mu\text{gP/L}$  (WELCH, 1980).

CEBALLOS (1995), estudando açudes do semi-árido do nordeste brasileiro encontrou concentrações de clorofila “a” entre 0,0 e 8,3  $\mu\text{g/L}$  em um corpo aquático com características oligotróficas. Apesar destes baixos valores de clorofila “a”, este açude apresentou elevados teores de oxigênio dissolvido, que foram associados com a produção fotossintética na coluna d’água e/ou com a localização de maiores concentrações do fitoplâncton em níveis inferiores ao da coleta.

Um outro parâmetro de medição simples é a transparência, que caracteriza a penetração da luz na massa de água. Quanto menor a transparência, maior será a concentração das partículas em suspensão na água. Segundo TOLEDO (1986) e TOLEDO *et alii* (1988), a transparência em lagos varia inversamente com a biomassa (concentração de clorofila “a”) indicando ser este o principal componente da atenuação vertical de penetração da luz nos lagos com alta densidade fitoplanctônica. BRANCO (1986), denomina turbidez biogênica aquela causada pelas algas. O critério de transparência foi usado pelos primeiros limnólogos para classificar os lagos (SCHÄFER, 1985). O mesmo autor observa que, ainda hoje, lagos com transparências superiores a 6 metros, pobres em nutrientes, com baixa produtividade e com saturação de oxigênio acima de 70%, são considerados oligotróficos; lagos com pouco nutriente, com produção primária moderada e com transparência maior que 2 metros, com concentração de saturação de 30 a 70 % são mesotróficos; e aqueles lagos ricos em nutrientes, com grande produção primária, transparência menor que 2 metros, saturação de oxigênio 0 a 30 % nas camadas inferiores e supersaturação nas camadas superiores, são considerados eutróficos.

Influem na transparência e portanto na concentração de sólidos em suspensão as chuvas, ao causar diluição. Isto foi observado por MERCANTE & BICUDO (1996), estudando as características físico - químicas no açude Jacaré em Mogi Guaçu (SP) cujos valores de transparência variaram entre 0,1 m a 1,1 m após as chuvas. Por outro lado, ROCHA (1976) destaca os trabalhos de DUSSART (1966), que observou o efeito do material carreado pelos rios afluentes que causaram a diminuição da penetração da luz. ROCHA (1984), estudando aspectos ecológicos e sanitários da represa Billings no estado de São Paulo, registrou floração de algas, principalmente de cianofíceas, limitadas à camada superficial, o qual diminuía a transparência da água. Este ambiente apresentou características hipereutróficas e foi verificado que a maior fonte de fósforo era proveniente dos despejos domésticos.

BRANCO (1991), usou valores médios de transparência na avaliação do nível trófico do Lago Paranoá (DF). Como os resultados mostraram escassa transparência (0,58 m) e menor que o valor limite de 1,5 m estabelecido para lagos eutróficos, o lago foi considerado hipereutrófico.

No geral, a transparência de açudes nordestinos é baixa, seja pela turbidez proveniente dos solos (silte, argila, etc.), seja pelo crescimento do fitoplâncton que é estimulado na região pelos longos tempos de insolação e a temperatura elevada.

A transparência de alguns açudes da Paraíba foi avaliada por ARAÚJO (1992) e DINIZ (1995). O primeiro observou valores entre 0,17 m e 2,50 m, sendo os valores mais baixos em ambientes impactados por descargas de esgotos domésticos classificados como eutróficos e até hipereutróficos em alguns pontos; os mais altos corresponderam a um açude usado como manancial de abastecimento público, com características oligotróficas. Foi observado que a transparência apresentava valores médios menores nas épocas de chuvas. O segundo autor, estudando corpos lânticos temporários observou valores de

transparência entre 0,10 m e 0,60 m; os valores mais elevados foram registrados em tanques de rochas que ficavam com suas bordas protegidas da entrada dos sólidos arrastados pelo escoamento superficial.

Conclui-se que são vários os parâmetros que avaliam os níveis tróficos e, por sua vez, a classificação varia com o parâmetro utilizado, o qual dificulta a definição de um nível de trofia bem nítido.

Procurando simplificar a interpretação dos resultados preservando o carácter multidimensional do estado trófico, alguns pesquisadores propuseram índices, que procuram expressar em um único número o grau de enriquecimento da massa de água.

## **2.5 - Classificação de reservatórios utilizando índices de estado trófico**

CARLSON (1977) definiu um índice do estado trófico (IET) com base em relações lineares para a determinação das concentrações de fósforo total, clorofila "a" e transparência do disco de Secchi. Estas variáveis incluem a avaliação de uma característica química (fósforo total - nutriente eutrofizante), uma biológica (biomassa de algas - clorofila "a") e uma física (transparência).

A discriminação entre o estado oligotrófico e eutrófico é fornecida pelo IET = 40, correspondente à concentrações de 2,6 µg/L de clorofila "a" e 12 µg/L de fósforo total, e transparência  $\geq 4$  m.

Este índice apresenta várias limitações, dentre elas destacam-se a influência dos sólidos suspensos inorgânicos na transparência (turbidez não biogênica), entretanto, alguns autores (TUNDISI *et alii* 1988; CALIJURI, 1988) consideram que apesar desses inconvenientes, é bastante adequado para o estudo da tipologia de ambientes lacustres. As limitações do IET são também analisadas por VON SPERLING (1994) que considera como TUNDISI *et alii* (1988) os casos de lagos turvos e coloridos, onde a transparência não se relaciona com a



produtividade, e lagos onde o fósforo não é o nutriente limitante.

O problema da transparência, é que nem sempre é possível relacioná-la com biomassa de algas, e deve-se principalmente à erosão elevada dos solos tropicais, acelerada pelas práticas agrícolas e pela monocultura, que resultam em grandes quantidades de materiais suspensos interferindo na transparência da água. Logo, a inclusão das leituras do disco de Secchi no índice fornece valores de transparência superestimados das águas que sofrem estes processos, onde a clorofila “a” não tem relação com a transparência (TUNDISI, 1994).

Apesar destes inconvenientes, o IET é bastante utilizado. Apresenta-se particularmente útil quando, a nível regional, é aplicado de forma comparativa entre vários corpos aquáticos. Estudos deste tipo foram realizados na região Nordeste por DUARTE *et alii* (1997) em reservatórios de Rio Grande do Norte e por CEBALLOS (1995) em açudes paraibanos. Todos estes autores destacaram a simplicidade de sua aplicação e a sua utilidade na comparação dos níveis de eutrofização entre os açudes. Conclusões semelhantes foram obtidas por CALIJURI (1989), aplicando este índice no estudo comparativo da eutrofização nas represas de Broa e Barra Bonita (SP).

O Programa Regional da CEPIS (1991), com o objetivo de avaliar o grau de trofia de reservatórios de diferentes países tropicais utilizou alguns critérios como: estética, floração de algas, presença de macrófitas e conteúdo de fósforo total. Estas características, embora bastante práticas são, na sua maioria, subjetivas e não podem ser expressadas numericamente, que dificulta os estudos comparativos.

VON SPERLING (1994) sugere que a avaliação de ambientes lênticos tropicais seja apenas feita em “ambientes mais ou menos produtivos”, tendo como base critérios ecológicos, embora o autor não defina quais seriam estes critérios. Esta consideração refere-se, particularmente, aos lagos e represas tropicais, que apresentam uma grande complexidade estrutural e funcional que conseqüentemente possuem graus de trofia variáveis e de difícil determinação

com os índices tradicionais. Este mesmo autor assinala que não é possível a classificação trófica absoluta de um corpo d'água, já que o grau de trofia pode variar no mesmo dia num único ponto de coleta ou em diferentes regiões do mesmo reservatório.

AZEVEDO NETTO (1988) e CULLEN & SMALLS (1981) citando ROSICH, CULLEN & BEK (1978) utilizaram uma classificação trófica desenvolvida por estes autores a partir de trabalhos realizados no lago Burley-Griffin e em outros lagos australianos, todos localizados na região semi-árida (Tabela 2.4)

**Tabela 2.4 - Classificação trófica de lagos australianos**

<b>Classificação</b>	vol.de algas (cm <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> )	Cl "a" (mg/m <sup>3</sup> )	P- total (mg/m <sup>3</sup> )	N- total (mg/m <sup>3</sup> )
<b>Oligotrófico</b>	1	0,3 - 3,0	5	250
<b>Mesotrófico</b>	1 - 3	2,0 - 3,0	5 - 30	250 - 1000
<b>Eutrófico</b>	3 - 5	10,0 - 500,0	30 - 1000	1000 - 10000

**ROSICH *et alii* (1978) apud AZEVEDO NETTO (1988)**

Esta classificação inclui o volume algal, que não é de fácil medição. Dentre todos os índices citados, o de maior aplicação continua sendo o de CARLSON (1977), por sua simplicidade, praticidade e baixo custo.

## **2.6 - Importância das algas como indicadores de poluição orgânica e estado trófico**

A variação das comunidades fitoplanctônicas ao longo do tempo é um dos conhecimentos mais antigos em Limnologia. As algas têm sido um dos grupos de organismos mais intensamente utilizados como indicadores biológicos de poluição orgânica. Estes organismos autótrofos são encontrados na maioria dos

ambientes aquáticos, exceto onde o grau de poluição é tão intenso que as águas se tornam negras e sépticas, impedindo a fotossíntese, ou quando as descargas tóxicas provocam o seu desaparecimento (HELLAWELL, 1986; ODUM, 1971).

Nos países temperados a literatura sobre a variação anual fitoplanctônica é vasta e evidencia uma constância na sua periodicidade: espécies típicas do verão, do outono, do inverno e da primavera (REYNOLDS, 1976; SOMMER, 1984). Essa repetição cíclica é decorrente das condições climáticas e das variações físico-químicas associadas, que definem as quatro estações do ano de forma nítida e determinam modificações qualitativas e quantitativas na composição das espécies nas diferentes épocas do ano. Já FOREL em 1901, mencionava a variação qualitativa e quantitativa das espécies fitoplanctônicas em função das estações do ano no lago Genebra na Suíça (ESTEVES, 1988). Segundo (HINO, 1979) as algas têm seu crescimento sazonal influenciado por numerosos fatores tais como: radiação solar, nutrientes dissolvidos, predação por organismos herbívoros e competição.

Observações deste tipo foram feitas por outros pesquisadores no início dos estudos limnológicos, tais como THIENEMANN, em 1915 e NAUMANN, em 1931 na Alemanha e na Suécia, respectivamente e por BIRGE & JUDAY, em 1934 nos Estados Unidos da América (HUTCHINSON, 1967; REYNOLDS, 1976).

Segundo PATRICK (1949), ambientes naturais com escassos nutrientes e sem impacto antropogênico se caracterizam por uma ampla diversidade de gêneros e espécies, com poucos representantes de cada um. Nesses ambientes, os mecanismos naturais de controle das populações tais como o predatismo e a competição funcionam de forma equilibrada não existindo predominância de uma espécie particular. Alterações nas concentrações de nutrientes, de matéria orgânica, de temperatura, de pH ou de outros parâmetros de qualidade da água alteram esse equilíbrio, passando a predominar aqueles gêneros e espécies que melhor se adaptam à nova situação. Os melhores adaptados serão então os

predominantes e estarão presentes em altas concentrações (BRANCO 1964, XAVIER, 1985). Desta forma, a diversidade diminui, passando a predominar poucas espécies ou gêneros, com muitos representantes de cada um. Esta escassa diversidade caracteriza ambientes eutróficos (MARGALEF, 1986).

A utilização de organismos como indicadores do nível de estado trófico apresentam vantagens em relação ao uso de parâmetros físico-químicos pois estes últimos refletem a qualidade do momento da coleta. Já os indicadores biológicos, neste caso as algas, embora incapazes de discriminar claramente o tipo de poluição recebida, conseguem integrar todas as influências atuantes, oferecendo informações dos impactos passados e presentes (HELLAWELL, 1986; CEBALLOS 1995; VON SPERLING, 1994).

Um bioindicador é um organismo ou um conjunto de organismos que permitem caracterizar o estado de um ecossistema e evidenciar tão precocemente quanto possível as modificações naturais ou provocadas. Tal indicador deve:

- ser facilmente identificável ;
- pode ser amostrado com facilidade;
- distribuir-se de forma ampla;
- possuir características ecológicas e biológicas bem conhecidas;
- apresentar baixa variabilidade específica;
- desenvolver-se facilmente em laboratório;
- acumular os poluentes.

Existem duas grandes categorias de bioindicadores:

1) os indicadores de bioacumulação que fixam os poluentes; 2) os indicadores de efeitos. Estes últimos podem ser utilizados em níveis diferentes: bioquímicos, fisiológicos ou ecológicos. Os indicadores ecológicos podem ser negativos: aqueles que regridem com a poluição (poderiam ser enquadradas as algas sensíveis à poluição orgânica) ou os positivos: aqueles que desenvolvem-se em meio poluído (as algas tolerantes à poluição) (CENDOTEC, 1996).

A importância do grupo das algas como bioindicador deve-se ao fato de sua

distribuição ser bastante constante nas águas doces e também por apresentar espécies tanto sensíveis quanto tolerantes aos diferentes graus de poluição (PALMER, 1969). Foi observado que as algas apresentam uma boa função bioindicadora nos processos de eutrofização, havendo espécies que provocam florescimento como consequência do excesso de nutrientes (BRANCO, 1964;. ROCHA, 1984). A facilidade para sua amostragem também é um fator positivo para seu uso como bioindicadores.

PALMER (1969), fez um estudo interessante sobre a frequência de aparecimento de algas em ambientes com diferentes níveis de poluição. A partir de informações de 165 autores, elaborou uma listagem, em ordem decrescente, de gêneros e espécies de algas resistentes à poluição. De acordo com o autor, os gêneros mais resistentes em ordem decrescente são *Euglena* spp *Oscillatoria* spp e os menos resistentes são *Cocconeis* spp, *Dictyosphaerium* spp. Esta classificação é um guia simples e útil no uso de algas como bioindicadores.

Numerosos pesquisadores como ROUND (1973), citam diversos gêneros, e dando ênfase a *Anabaena* spp como abundante em águas com altos teores de nutrientes. Esta alga também está presente em lagos brasileiros e em crescente estágios de eutrofização, como na represa Billings, em São Paulo, e no lago Paranoá em Brasília (BRANCO, 1986; BRANCO, 1991).

GIANI (1984), salienta que comunidades fitoplancônicas dominadas por cianofíceas são típicas de lagos eutróficos tropicais e temperados, nos quais as espécies oportunistas desse Phylum (como *Oscillatoria* spp e *Microcystis* spp) podem ser favorecidas pelas altas concentrações de nutrientes. De fato, as observações de BRANCO (1975), ao longo do enchimento do Lago Paranoá (DF) são esclarecedoras: no início do enchimento havia predominância de algas verdes do grupo das desmidiáceas e após receber quantidades significativas de esgotos e efluentes da estação de tratamento passaram a ser predominantes as cianofíceas (BRANCO, 1991).

A sensibilidade das algas aos fatores ambientais foram observadas por

TUNDISI & MATSUMURA - TUNDISI (1990), na represa de Barra Bonita (SP), que apresentou sucessão dos grupos de acordo com fatores como temperatura, chuvas, ventos e tempo de residência hidráulica. Na época de chuvas, ou seja de menor tempo de residência hidráulica, houve predominância de flagelados e de diatomáceas. Na estiagem, com o aumento da temperatura e maior tempo de residência da água, foi observada a substituição dos flagelados por cianofíceas.

Em lagos de regiões tropicais a radiação solar incidente na superfície da água é praticamente constante ao longo de todo o ano e por isso não é um fator limitante, ao contrário do que ocorre nos países temperados. Nos trópicos, as principais variáveis ambientais que regulam as alterações na concentração e na diversidade do fitoplâncton são: a precipitação pluviométrica, os ventos e a variação do nível da água ( MERCANTE & BICUDO, 1996). Esses autores ressaltam que no período de maior precipitação ocorrem trocas intensas entre os ecossistemas terrestre e aquático e o estoque de nutrientes aumenta na massa de água, aumentando sua produtividade e incrementando a biomassa do lago.

Em lagos africanos, LUND (1968) verificou a periodicidade do fitoplâncton com o regime de chuvas; entre as outras variáveis abióticas importantes para a predominância de alguns gêneros observou o pH, a condutividade elétrica, a alcalinidade e as concentrações de matéria orgânica.

HUSZAR (1986) encontrou abundância de várias espécies de *Staurastrums* spp na lagoa de Juturnaíba (Silva Jardim, RJ), de água levemente alcalina.

ARAÚJO (1992), estudando açudes nordestinos, registrou maior diversidade de algas com a predominância do Phylum Bacillariophyta no corpo aquático com água considerada de boa qualidade. A maior abundância foi observada nas margens e na época de chuva, que foi associada com maior mistura e disponibilidade de nutrientes carregados pelo escoamento superficial. Este mesmo autor também constatou redução na diversidade de algas nos corpos



aquáticos com pontos de descargas de esgotos e águas pluviais. DINIZ (1995), verificou em corpos lênticos temporários que algas do Phylum Chlorophyta, apresentavam melhor associação com a DBO<sub>5</sub>, sugerindo que as algas verdes poderiam ser utilizadas como um indicador de poluição orgânica nestes tipos de corpos aquáticos.

A identificação das algas, o conhecimento de sua distribuição espaço-temporal no ambiente aquático e sua associação com as variáveis físico-químicas constituem um estudo eco-fisiológico de grande valor na compreensão dos fenômenos de eutrofização. São poucos os estudos deste tipo na região Nordeste.

## **2.7 - Importância das algas na qualidade da água ( oxigênio dissolvido, sabor, odor, turbidez e pH)**

Para os limnólogos, a identificação dos organismos fitoplanctônicos em categorias taxonômicas específicas é essencial para o conhecimento da estrutura e funcionamento dos ecossistemas aquáticos, porém para os engenheiros sanitaristas, é fundamental o conhecimento dos gêneros e de algumas espécies das algas dominantes que conferem modificações na qualidade da água.

Algumas algas afetam a qualidade da água por produzirem odor e sabor, outras por influírem significativamente na coagulação química, decantação e filtração e outras por produzirem substâncias tóxicas ao ser humano e aos animais ou produzirem subprodutos metabólicos que, em presença de cloro, formam compostos cancerígenos (BRANCO, 1986; DI BERNARDO, 1995).

Segundo BRANCO (1986), dentre as cianofíceas, as que mais frequentemente causam florações são as pertencentes aos gêneros: *Aphanizomenon* spp, *Oscillatoria* spp, *Anabaena* spp, *Microcystis* spp, e *Gloeotrichia* spp. Entretanto, as florações mais comuns no Brasil são causadas por *Microcystis aeruginosa* e várias espécies de *Anabaena* (ESTEVES, 1988).

BRANCO (1986), cita *Oscillatoria* spp como gênero que produz odor de

grama ou de tempero, além de conferir cor avermelhada à água quando em grande quantidade e *Anabaena* spp ao se decompor provoca odor de capim, rabanete e mofo.

De acordo com PALMER (1962) os principais gêneros responsáveis pela diminuição da velocidade de filtração nas ETAs são *Tabellaria* spp, *Synedra* spp. e *Melosira* spp. Enquanto que o flagelado *Synura* spp é grande gerador de odores e sabores desagradáveis à água.

DI BERNARDO *et alii* (1995), estudando o florescimento algal em mananciais superficiais utilizados para consumo humano em São Paulo, observaram a predominância do gênero *Melosira* spp que contribuiu para a colmatação dos filtros na Estação de Tratamento de Água.

ROCHA (1984), destaca a influência do metabolismo das algas no pH, provocando oscilações que interferem nas operações de potabilização da Estação de Tratamento de Água e ressalta a importância das algas com relação à saúde pública, visto que algumas cianofíceas (Nostocales), podem ser tóxicas, em particular quando ocorrem florescimentos em ambientes eutróficos.

Desta forma, o monitoramento dos fatores bióticos e abióticos, usando as algas como organismo indicador, em mananciais são de fundamental importância porque visa preservar a qualidade da água e com isso retardar o processo de eutrofização cultural além de diminuir os custos nos processos de tratamento de água.



### **3 - MATERIAS E MÉTODOS**

#### **3.1- Descrição da área estudada**

A pesquisa foi realizada na região Nordeste do Brasil, no Estado da Paraíba, no Município de Sapé ( 7° 06' S; 35° 14'5" O, 124 m de altitude ), situado na direção Oeste-Noroeste em relação a capital do Estado (João Pessoa) - (Figura 3.1 ).

O Município de Sapé possui uma área de 441 km<sup>2</sup> e pertence a micro-região homogênea do agreste paraibano. A geologia local apresenta rochas cristalinas e/ou cristalofilianas, parcialmente encobertas pelos sedimentos do Grupo Barreiras, com espessura variada que pode atingir vários metros. As rochas não alteradas são gnaiss, migmatitos e granitos, que afloram nos talvegues de alguns riachos (GOVERNO DO ESTADO DA PARAÍBA, 1985).

O clima da região segundo a classificação de Koeppen é do tipo Bshs- quente e seco no verão e úmido no inverno. A temperatura oscila entre máximas de 34°C e mínimas de 18°C com média anual de 25°C. A pluviometria anual média é aproximadamente de 960 mm/ano, e apresenta uma evaporação média de 700 mm/ano. Foram registrados balanços hídricos negativos (ATECEL, 1990).

#### **3.2 - Ambiente aquático**

Foi estudado o sistema fluvio-lacustre constituído pelo Riacho e a Represa São Salvador (Figura 3.2).

O Riacho São Salvador é formado pela confluência de dois córregos: Nossa Senhora de Lourdes e Ôlho d'Água. Na sua extensão original, de 21,3 Km, o leito apresenta características variando de rochoso e arenoso até argiloso.

Ao longo de seu percurso, atravessa várias áreas agrícolas onde suas águas são usadas para irrigação de culturas como capim, cana-de-açúcar milho e feijão, entre outras.

Atualmente, como consequência do represamento, sua extensão ficou reduzida a aproximadamente 10 km. Nesta pesquisa foram estudados os 2 km do riacho imediatamente a montante da represa.

O enchimento da represa teve início em 1992, atingindo a cota máxima em Julho- Agosto de 1993. A construção teve como principal objetivo a regularização da vazão do riacho São Salvador e o suprimento de água potável às localidades de Sapé, Mari, Caldas Brandão e Mulungú. O projeto contempla o abastecimento, nos próximos 40 anos, de uma população estimada em 177.800 habitantes. Além disso deve fornecer uma vazão constante a jusante da barragem, atendendo às necessidades da população ribeirinha, (ATECEL, 1992).

O volume afluente médio foi calculado em 21.295.237 m<sup>3</sup> provenientes das chuvas e da contribuição do riacho São Salvador.

O volume da represa está estimado segundo cálculos de projeto em 2.627.420 m<sup>3</sup>; a área da bacia hidrográfica é de 109 km<sup>2</sup> e a da bacia hidráulica de 1.953.800 m<sup>2</sup>. A área inundada não foi desmatada antes do enchimento.

### **3.3 - Seleção dos pontos de amostragem**

A Figura 3.2 mostra um esquema do Riacho e da Represa São Salvador, com a localização dos respectivos pontos de coleta.

No ambiente lótico foram selecionados 3 pontos de amostragem (SS1, SS e SS2), demarcados ao longo de 2 km a montante do início do açude. Esta área foi escolhida devido a seu fácil acesso, e porque neste trecho está localizado o ponto de lançamento do efluente final da ETE de Sapé.

A visualização dos pontos está apresentada na Figura 3.3. A demarcação e as características de cada ponto de coleta são descritas a seguir:

Ponto SS1: foi demarcado a montante do lançamento da descarga da ETE da cidade de Sapé. Está localizado num remanso, formado por uma depressão de origem rochosa no próprio leito do riacho, e que permitiu a formação de um pequeno lago com correnteza suave. Foi caracterizado pela presença de abundantes macrófitas e pelo fundo lodoso.

Ponto SS: está situado a jusante do anterior, a aproximadamente 250m. Este ponto foi demarcado na confluência das águas do riacho e do efluente final da ETE. Antes de sua descarga no riacho São Salvador, o efluente é usado para irrigação de culturas entre elas, batata doce, alface e coentro

Ponto SS2: está localizado a 600 m do anterior. Foi demarcado usando-se como referência as culturas, nas margens, de mamão, maracujá, inhame e cana-de-açúcar .

Na represa foram selecionados 7 pontos de amostragem, sendo 4 nas margens e 3 no centro (Figuras 3.4 e 3.5). A barragem serviu como ponto de referência para demarcação dos locais de coleta, os quais apresentam as seguintes características:

Ponto RS1: situado cerca de 400 m da barragem, medidos em linha reta na direção sul da margem esquerda da represa. É utilizado para lavagem de roupa, dessedentação de animais e recreação de contato primário.

Ponto RS2: localizado na margem sudeste a 1000 m do ponto anterior. Recebe águas de escoamento superficial de canaviais. Foi observada grande quantidade de caramujos dos gêneros *Ampulharidae* e *Thiaridae* (identificados no departamento de Ecologia - CCEN - UFPB).

Ponto RS3: situado na margem sudoeste, distante 3000 m do anterior. Esta área apresentava proliferação de macrófitas submersas da espécie *Elodea canadense*. É utilizada como balneário, para lavagem de veículos e como ancoradouro de barcos de pescadores.

Ponto RS4: foi demarcado a 600 m do anterior na direção leste, medidos em linha reta. Foi caracterizado pela grande quantidade de vegetação aquática flutuante com predominância de *Eichornia crassipes*. Na sua margem direita havia uma horta fertilizada com esterco bovino e que era irrigada com água deste ponto.

Ponto RS5: situado na margem nordeste a 2.200 m da barragem, medidos em linha reta. Suas margens apresentavam plantações de cana-de-açúcar e criação de gado.

Ponto RS6: localizado no centro da massa d'água, com orientação sul a 1300 m do ponto anterior. Esta área é facilmente identificada pelos coqueiros que ficaram submersos após o enchimento.

Ponto RS7: situado na parte central do lago, na direção sudeste. Foi caracterizado pela abundante vegetação de cajueiros e coqueiros, parcialmente cobertos pela água.



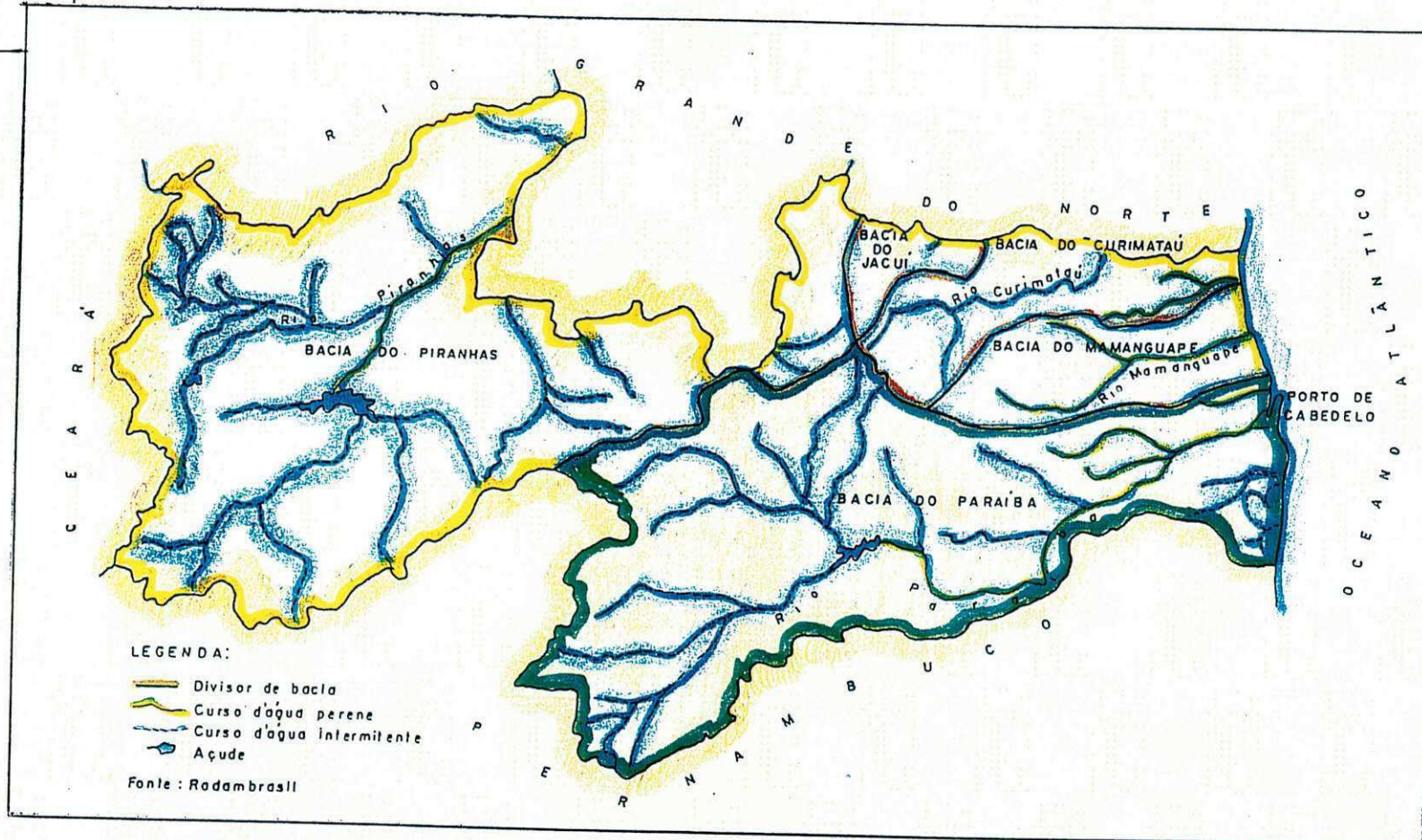
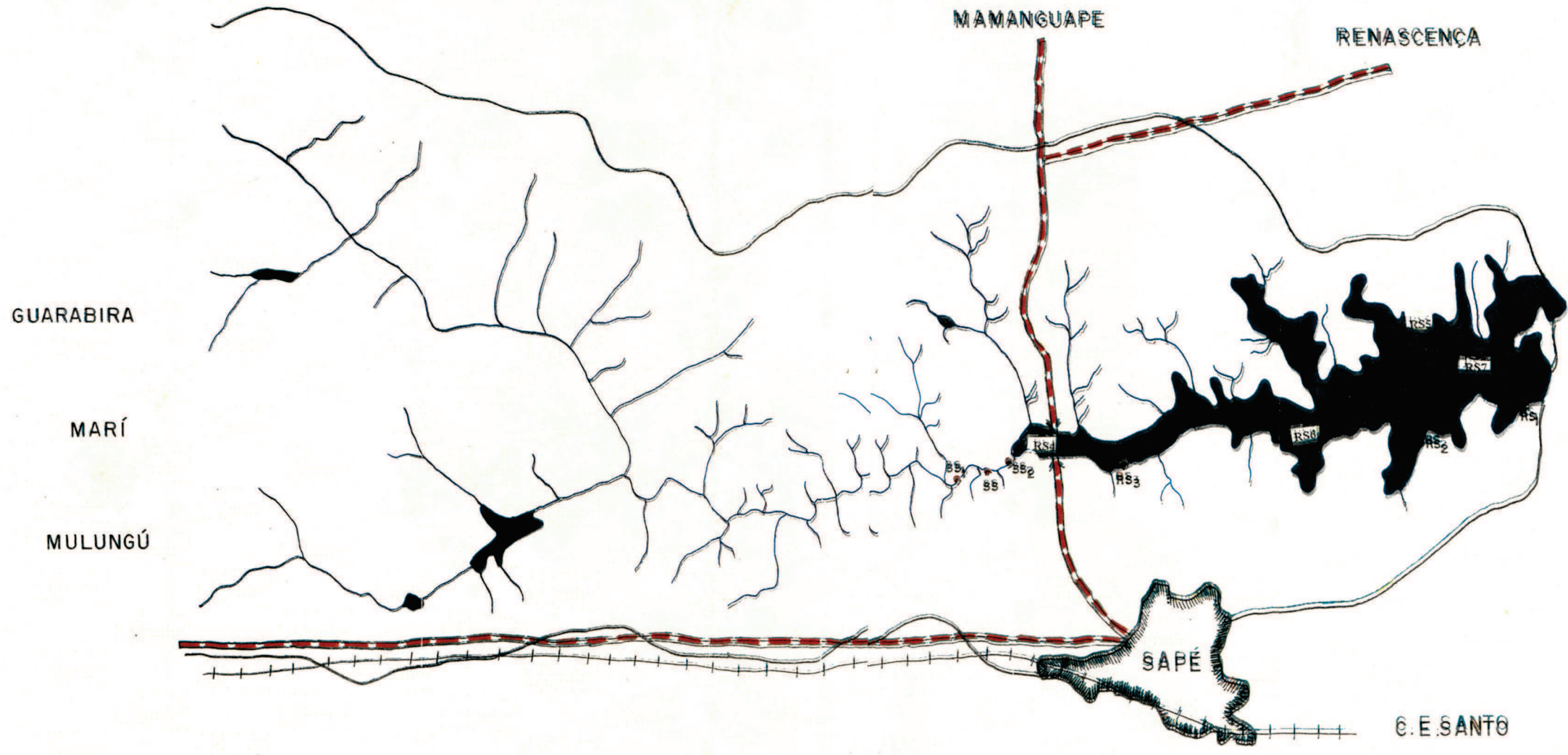









Figura 3.1 - Localização Geográfica do Estado da Paraíba e Bacias hidrográficas



Figura 3.2 - Bacia de Drenagem do Riacho e Rê Represa São Salvador, Sapé (PB).



LEGENDA

-  - RIO
-  - LAGO
-  - CIDADE
-  - RODOVIA
-  - FERROVIA
-  - PONTOS DE AMOSTRAGEM
-  - LIMITES



(a)



(b)



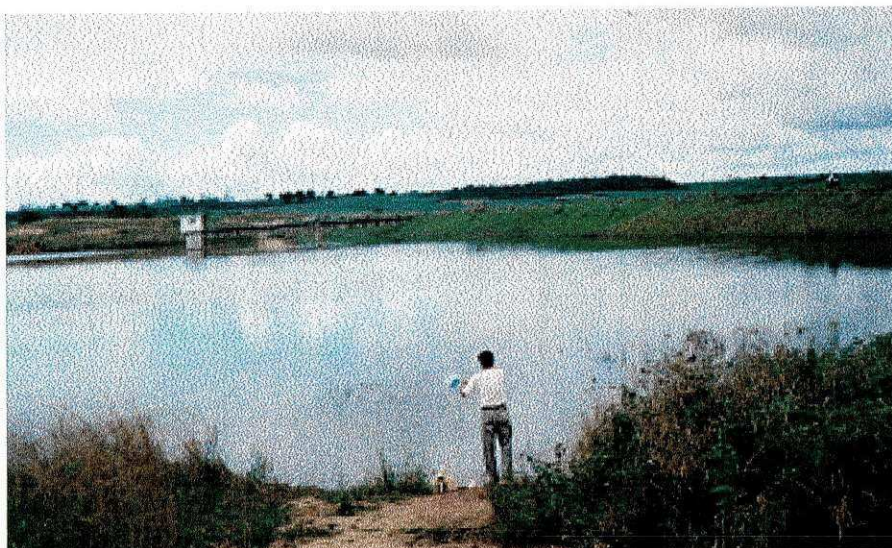
(c)



Figura 3.3 - Visualização dos pontos amostrados no Riacho São Salvador, Sapé (PB): (a) ponto SS1; (b) ponto SS2; (c) ponto SS.



(a)



(b)



(c)



(d)

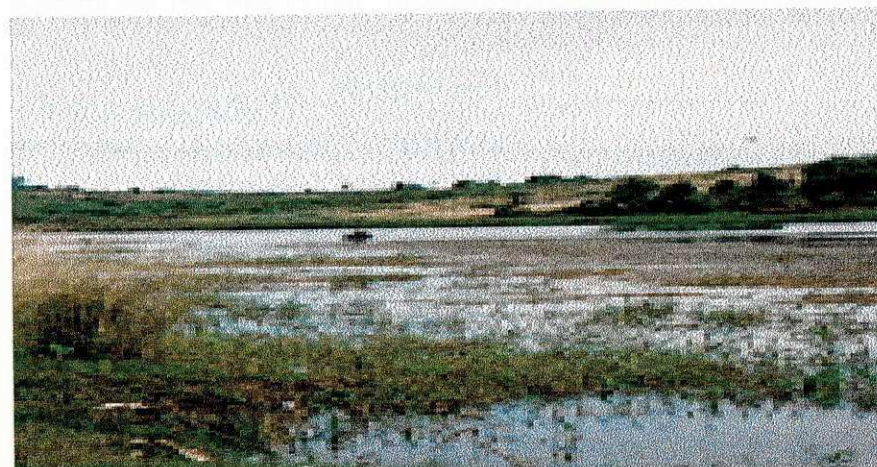


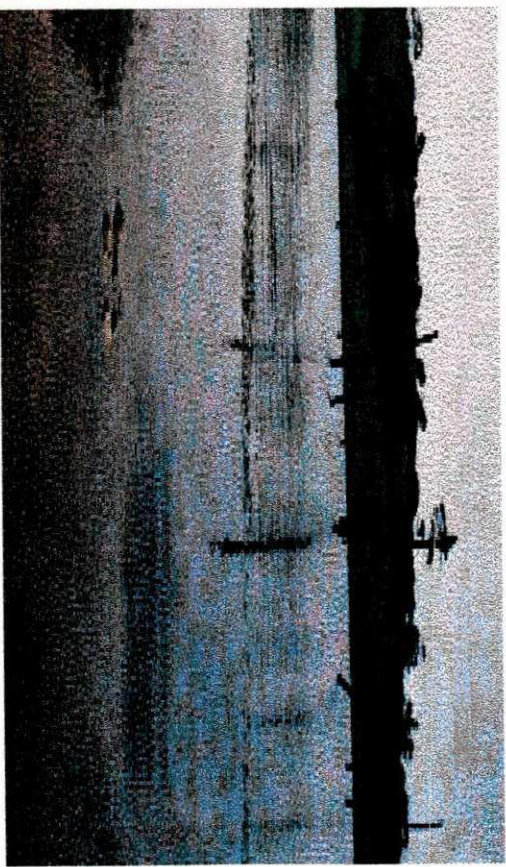
Figura 3.4 - Visualização dos pontos amostrados na Represa São Salvador, Sapé (PB): (a) ponto RS1; (b) ponto RS2; (c) ponto RS3 e (d) ponto RS4



(a)



(b)



(c)

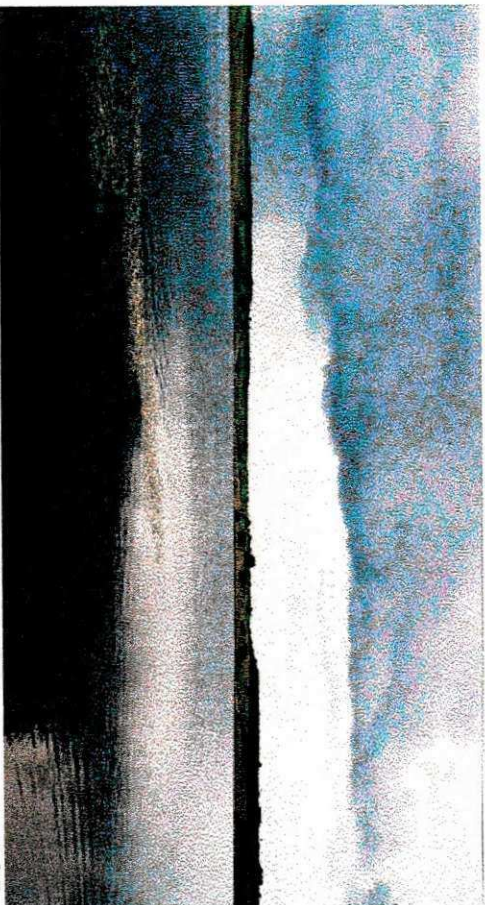


Figura 3.5 - Visualização dos pontos amostrados na Represa São Salvador, Sapé (PB): (a) ponto RS5; (b) ponto RS6 e (c) ponto RS7.

### **3.3.1 - Período de coleta e frequência de amostragem**

O período de amostragem foi iniciado em 26.02 e concluído em 10.12.96, abrangendo um período de chuva (26.02 à 02.07.96) e um período de estiagem (30.09 à 10.12. 96). A frequência de coleta foi quinzenal.

### **3.3.2 - Metodologia de coleta**

As coletas das amostras foram feitas nos primeiros 30 cm da lâmina d'água. Na região litorânea a coleta foi feita de forma manual e com recipientes específicos para cada determinação.

Nos pontos centrais as coletas foram feitas com a ajuda de um balde plástico amarrado a um cordão, e que era lançado de um barco a remo. Este barco transportava todo o material necessário para as coletas.

Para as análises físico-químicas, clorofila (cl "a") e identificação do fitoplâncton, foram usadas garrafas plásticas de 2 L de capacidade perfeitamente limpas, etiquetadas e conservadas em caixa de isopor com gelo a uma temperatura inferior a 10 °C.

Para a determinação de oxigênio dissolvido, fixado no campo, foram utilizados frascos padrões de DBO<sub>5</sub>, que eram mergulhados com muito cuidado para evitar a formação de bolhas.

As variáveis temperatura e condutividade elétrica foram medidas no campo.

## **3.4 - Parâmetros analisados**

### **3.4.1 - Parâmetros físico-químicos**

#### **3.4.1.1 - Temperatura**

A temperatura influencia diretamente sobre o metabolismo dos organismos, os aumentos de temperatura favorecem a rápida decomposição da matéria orgânica. Van T'Hoff, prevê que para a elevação de 10°C em um meio

aquoso, ocorre duplicação da velocidade das reações bioquímicas (SAWYER *et alii*, 1994).

Além disso, existe uma relação inversa entre a temperatura e a solubilidade dos gases presentes no meio aquático. Dentre os gases dissolvidos, o oxigênio é fundamental para os organismos aeróbios responsáveis pela degradação da matéria orgânica. Em consequência, nos países tropicais, onde a temperatura atinge valores acima de 30 °C, as águas superficiais apresentam menor concentração de oxigênio dissolvido que nos países temperados. (ESTEVEZ, 1988; PAYNE, 1986).

A temperatura foi medida utilizando-se um termômetro de mercúrio, marca INCOTHERM, com escala de 0 a 60 °C com precisão de 0,1 °C, o qual era mergulhado na massa de água.

#### **3.4.1.2 - pH**

O pH expressa a concentração do íon hidrogênio presentes em uma solução. Este parâmetro mede as condições ácidas, neutras ou básicas do meio SAWYER *et alii* (1994).

Em águas superficiais sua medição é importante para caracterizar as condições de acidez ou basicidade de uma água. Nestes ambientes, os valores de pH tendem a variar de levemente ácido (5,5 - 6,5 ) até básico (7,5 - 8,5 ). No geral, a maioria dos organismos desenvolve-se em pH em torno neutro (ESTEVEZ, 1988 ; APHA, 1989).

Vários processos metabólicos que ocorrem na água podem interferir nos valores de pH: através da assimilação de CO<sub>2</sub>, durante o processo fotossintético, macrófitas e algas elevam o pH do meio. Por outro lado, os organismos heterótrofos, principalmente bactérias, no processo de decomposição da matéria orgânica, liberam o CO<sub>2</sub> ocorrendo a formação de ácido carbônico e íons hidrogenios que reduzem o pH (PAYNE, 1986; SCHÄFER, 1985).



As medidas de pH foram obtidas através do método potenciométrico, em um aparelho marca ORION RESERCH, modelo SA 210, calibrado com soluções tampões padrões 4 e 9.

#### **3.4.1.3 - Oxigênio dissolvido**

Dentre os gases presentes na água, o oxigênio assume papel fundamental na caracterização dos ecossistemas aquáticos. Em presença de concentrações elevadas de  $O_2$ , haverá predominância de organismos aeróbios, cujo metabolismo produz uma mineralização mais acentuada da matéria orgânica. Na sua ausência, serão predominantes processos anaeróbios com desprendimento de gases mau cheirosos, ficando ainda resíduos orgânicos, embora de menor peso molecular (BRANCO, 1986; VON SPERLING, 1994).

Em termos ecológicos, a repercussão mais nociva da poluição de um corpo d'água por despejos orgânicos é a queda nos níveis de oxigênio causada pela respiração dos organismos aeróbios decompositores envolvidos na estabilização da matéria orgânica (MERCANTE & BICUDO, 1996).

A determinação de oxigênio dissolvido foi feita pelo método de Winkler (modificação azida). Para isso as amostras de água foram coletadas em frascos de  $DBO_5$  e o oxigênio foi fixado no campo com sulfato de manganês e azida sódica. No laboratório foi feita a titulação com tiosulfato de sódio 0,0125N, na presença do amido solúvel como indicador (APHA, 1989).

#### **3.4.1.4 - Condutividade elétrica**

A condutividade elétrica mede a capacidade de uma solução para conduzir a corrente elétrica. A intensidade do fluxo de corrente está relacionada diretamente com a concentração de íons e com a temperatura da amostra. Este parâmetro se associa com a quantidade total de sais, sem identificar os íons contribuintes, podendo fornecer informações sobre a salinidade de uma água com bastante rapidez (MOLLE & CADIER, 1992).

Esta variável foi determinada no campo com um condutivímetro portátil marca CORNING PS 17. No laboratório, este parâmetro era novamente avaliado por um condutivímetro de bancada, para verificação dos valores de campo e detecção de eventuais erros. O condutivímetro de bancada ( marca ANALYSER) era previamente calibrado com solução de cloreto de potássio de concentração conhecida, fornecida pelo fabricante.

#### **3.4.1.5 - Transparência**

A transparência do disco de Secchi é definida como a profundidade média onde este desaparece quando introduzido verticalmente na coluna d'água (BONEY, 1976).

Esse método fornece uma avaliação aproximada da transparência da água e é amplamente usado devido à sua simplicidade. Entretanto, o método apresenta limitações pela influência da refletividade da água, do fluxo de luz, da cor e do material em suspensão (MATHEUS *et alii*, 1989).

Nesta pesquisa, a transparência foi avaliada no campo nos pontos centrais da represa usando o Disco de Secchi com 30 centímetros de diâmetro e fixo a um cordão graduado em centímetros. A observação foi feita após mergulho do disco pelo lado sombreado do barco, com sol às costas do observador e entre as 9:00 e 11:00 horas. A metodologia foi a mesma que a usada por BRANCO (1991).

#### **3.4.1.6 - Demanda bioquímica de oxigênio**

É definida como a quantidade de oxigênio consumido pelas bactérias aeróbias para a biodegradação da matéria orgânica num volume conhecido da amostra. Este bioensaio constitui um elemento importante em todo trabalho que tenha por objetivo a preservação das condições ecológicas dos mananciais e proteção de sua biota. Matéria orgânica de origem doméstica ou industrial lançada em um corpo aquático, pode resultar em sérias depleções de oxigênio dissolvido e choques tóxicos provocando forte impacto ecológico no ambiente aquático. (BRANCO, 1988 ; GOLDEMAN & HORNE, 1983).

Esta variável foi determinada através do método de frascos padrões com incubação a 20 °C durante cinco dias no escuro, segundo recomendações de (APHA *et alii*, 1989).

#### **3.4.1.7 - Nitrogênio amoniacal**

Os compostos de nitrogênio estão presentes em todos ambientes aquáticos, em vários estágios de valência.

O nitrogênio amoniacal é a forma mais reduzida dos compostos de nitrogênio liberada na degradação da matéria orgânica. Esta se encontra solubilizada no meio, na forma de íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) e amônia livre ( $\text{NH}_3$ ), sendo sua distribuição função do pH. Com o pH em torno do neutro, o nitrogênio amoniacal se encontra na forma ionizada, no entanto para valores de pH acima de 9,0 haverá maior quantidade de amônia livre ( $\text{NH}_3$ ) a qual é tóxica, mas tende a se liberar para atmosfera (APHA *et alii*, 1989).

Águas contendo quantidades elevadas de nitrogênio amoniacal podem ser consideradas com poluição recente, e podem representar um perigo à saúde (BRANCO, 1986; MERCANTE & BICUDO, 1996).

O nitrogênio amoniacal foi determinado colorimetricamente pela nesslerização após destilação preliminar.

A leitura foi feita a 450 nm, em espectrofotômetro marca PHARMACIA LKB - modelo NOVASPEC. Estas análises foram feitas no laboratório da Estação de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários ( EXTRABES) - UFPB.

Em todas as outras análises colorimétricas desta pesquisa foi usado um espectofotômetro marca MICRONAL, modelo B382, no Laboratório da Área de Engenharia Sanitária e Ambiental - DEC - UFPB.

#### **3.4.1.8 - Nitrato**

Dentre os compostos de nitrogênio, o nitrato é a forma mais oxidada. A nitrificação biológica ocorre pela transformação do íon amônio em nitrito e

posteriormente em nitrato, pela ação de bactérias aeróbias, dos gêneros *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, (ESTEVES, 1988; PAYNE, 1986)

Por outro lado, pode constituir um dos fatores limitantes à vida dos organismos de água doce, e seu incremento em qualquer água, trás como consequência o fenômeno de eutrofização conduzindo ao crescimento excessivo dos organismos autótrofos (algas e macrófitas) (SCHÄFER, 1985; BRANCO, 1986).

A presença de nitrato está associada à poluição antiga por esgotos e por isso poderia indicar menor risco à saúde pública. Águas de abastecimento com altas concentrações de nitrato têm causado metahemoglobinemia em crianças. Por isso a U.S.P.H.S. a partir de 1962, limitou o conteúdo de nitrato em água potável em 10 mgN/L (APHA *et alii*, 1989; SAWYER *et alii*, 1994).

Esta variável foi estimada pelo método espectrofotométrico com amostras previamente filtradas em filtros de fibra de vidro (marca Whatman – GF/C, 7 cm de diâmetro), com leitura a 420 nm, seguindo o método descrito por RODIER (1975).

#### **3.4.1.9 - Nitrogênio total kjeldahl**

As formas de nitrogênio orgânico são constituídas por moléculas complexas de proteínas, ácidos nucleicos, aminoácidos. O material protéico é gradualmente convertido em substâncias simples, com liberação de compostos nitrogenados simples como  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ , de fácil assimilação pelos organismos autótrofos.

Em corpos de água, a determinação da forma predominante de nitrogênio fornece indicações sobre as características tróficas do ambiente e sobre a maior ou menor disponibilidade deste nutriente. As formas de nitrogênio informam sobre o estágio de poluição, eventualmente ocasionada por algum lançamento de esgoto a montante (GOLDEMAN & HORNE, 1983).

Analiticamente, nitrogênio orgânico + nitrogênio amoniacal podem ser determinados juntos, e é denominado nitrogênio total Kjeldahl. Este parâmetro é

bastante difundido em trabalhos de águas superficiais. Nesta pesquisa foi determinado segundo recomendações (APHA *et alii*, 1989). A leitura foi feita a 450 nm, em espectrofotômetro marca PHARMACIA LKB - modelo NOVASPEC. Esta análise foi feita no laboratório da Estação de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários ( EXTRABES) - UFPB.

#### **3.4.1.10 - Fósforo total**

O fósforo é um importante componente da substância viva, especialmente das núcleo-proteínas, além de estar ligado ao metabolismo respiratório e fotossintético. Todo fósforo presente em águas naturais, na forma iônica, ou complexada, encontra-se na forma de fosfato (LEOPOLDO *et alii*, 1996).

O fósforo é um elemento limitante à vida dos organismos aquáticos e sua redução na massa d'água é de importância fundamental no controle ecológico das algas. Despejos orgânicos, especialmente esgotos domésticos, enriquecem as águas com este elemento (VOLLENWEIDER, 1981).

A concentração limitante de fósforo inorgânico para águas naturais tem sido estabelecida entre 5 e 10 µg/l (SAWER *et alii*, 1994).

O fósforo total foi determinado pelo método do ácido ascórbico após digestão ácida das amostras com persulfato de amônia autoclavadas a 121°C durante 30 minutos, com leitura feita a 880 nm, (APHA *et alii*, 1989).

#### **3.4.1.11 - Ortofosfato solúvel**

Das frações de fósforo presentes no meio aquático, ortofosfato assume maior relevância por ser a forma que se encontra solubilizada, sendo facilmente assimilável pelos organismos autótrofos. No controle da poluição, a principal preocupação é a fertilização das águas superficiais, resultando em crescimento nocivo de algas e plantas aquáticas (ESTEVES, 1988; MERCANTE & BICUDO, 1996).



A concentração desta variável foi obtida através do método do ácido ascórbico (APHA, *et alii*, 1989), em amostras previamente filtradas em filtros de fibras de vidro (marca Whatman - GF/C).

#### 3.4.1.12 - Sulfato

Das formas de enxofre presentes nas águas superficiais, o íon sulfato é o mais freqüente e constitui a principal fonte de enxofre para os produtores primários (ESTEVES, 1988). O enxofre é encontrado nas águas sob a forma de  $\text{CaSO}_4$  (gesso), embora em pequenas quantidades devido à baixa solubilidade. Além da origem mineral, o enxofre pode ser introduzido nas águas de chuva sob forma de  $\text{SO}_4^-$  (SCHÄFER, 1985).

O controle das concentrações de sulfato nos estudos das águas continentais é importante quando estas se destinam ao abastecimento público, visto que altas concentrações (superiores a 250 mg/l) provocam efeitos laxativos (APHA 1989; SCHÄFER, 1985; SAWYER *et alii*, 1994).

O ânion sulfato foi quantificado através do método turbidimétrico recomendado pelo APHA *et alii*, 1989) com leitura a 420 nm.

#### 3.4.1.13 - Sulfeto

O íon sulfeto é a forma mais reduzida do enxofre. É encontrado, com frequência, em águas residuárias com matéria orgânica em decomposição anaeróbia. Nas águas continentais aparece em pequenas quantidades (traços) e sua presença pode ser usada como um indicador de processos anaeróbios, (APHA *et alii*, 1989; ESTEVES, 1988).

O método usado para quantificação desta variável foi do azul de metileno, descrito pela APHA *et alii*, 1989), com leitura em espectrofotômetro a 664 nm.

#### 3.4.1.14 - Alcalinidade

Alcalinidade é capacidade que uma água possui em neutralizar ácidos. É atribuída à presença de carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos, e a distribuição destas três formas na água é função do pH.

As algas usam o dióxido de carbono para sua atividade fotossintética, e essa remoção promove aumento do pH no meio aquático. Esta elevação interfere nas formas de alcalinidade principalmente de bicarbonato e carbonato. Por outro lado, nas horas de escuridão as algas produzem mais dióxido de carbono devido ao processo respiratório. O CO<sub>2</sub> produzido tem efeito oposto e tende a reduzir o pH. Variações diárias das formas de alcalinidade devido à fotossíntese e respiração são comuns nas águas superficiais (APHA *et alii*, 1989; PAYNE, 1986; SAWYER *et alii* 1994).

#### 3.4.1.15 - Dureza

A dureza é uma característica conferida à água pela presença de sais de metais alcalino-terrosos (cálcio e magnésio principalmente). Estes íons são capazes de reagir com sabão para formar precipitados e com certos ânions presentes na água formando uma crosta. O cálcio é o cátion mais abundante nas águas, porque a chuva dissolve o calcáreo e este libera o CaCO<sub>3</sub>, (APHA *et alii*, 1995; OLIVEIRA, 1987). Uma água dura se caracteriza por não formar espuma dificultando o banho, lavagem de roupas utensílios domésticos, resultando em maior gasto de sabão (APHA *et alii*, 1989).

A dureza foi determinada pelo método do EDTA, descrito no (APHA *et alii*, 1989).

#### 3.4.2 - Variáveis biológicas

Neste trabalho, as variáveis biológicas se referem à quantificação da biomassa fitoplanctônica (clorofila "a") e à identificação de gêneros de algas.

### 3.4.2.1 - Clorofila "a" (cl "a")

A concentração de clorofila 'a' é um parâmetro utilizado para estimar a biomassa de algas. É bastante difundido por ser um método que oferece rapidez, simplicidade, reproduzibilidade e baixo custo (RAI, 1980).

MATHEUS *et alii* (1989) ressaltam que além de ser um método muito fácil para medir o estado de eutrofização, as medidas da concentração de clorofila "a" estão diretamente relacionadas com a quantidade de fitoplâncton presente.

Para determinação deste parâmetro foi utilizado a técnica de extração a quente com metanol 100 %, descrita por JONES (1979).

### 3.4.2.2 - Diversidade de algas

O conhecimento das comunidades e de suas variações aquáticas permitem identificar alterações da qualidade da água, inclusive depois do desaparecimento do agente poluidor (XAVIER, 1985; VON SPERLING, 1994).

A avaliação do grau de eutrofização através de microrganismos, está baseada na estrutura das comunidades e no conhecimento de espécies ou grupos indicadores (ODUM, 1971).

A identificação do fitoplâncton, sua distribuição e sua variação espaço-temporal relacionada com fatores ambientais são objeto de numerosos estudos referidos à tipologia de ambientes aquáticos continentais (BRANCO & ROCHA, 1977; CEBALLOS, 1995; WETZEL, 1981).

Sua identificação é importante porque estes organismos podem modificar o pH, a alcalinidade, a cor, sabor e a turbidez da água e até entupir filtros em estações de tratamento de águas. As algas constituem importante fator para a classificação quanto ao estado trófico, e também como organismos indicadores do grau de poluição orgânica (PALMER, 1969).

A identificação foi feita a nível de gênero. Foram usados volumes de 50 ml das amostras, preservadas com formaldeído a 35% e centrifugadas 1500 rpm durante 5 minutos.

As algas foram identificadas recolhendo-se 1 ml do sedimento das amostras que foram colocadas entre lâmina e lamínula de vidro. O conjunto foi observado em microscópio óptico comum. Foram usadas chaves dicotômicas de identificação (BICUDO & BICUDO, 1969; PRESCOT, 1970).

### **3.5. - Análise de dados**

#### **3.5.1 - Análise estatística**

Para cada ponto de coleta foram determinados valores médios, medianos, máximos e mínimos associados as variáveis físico-químicas e biológicas. Estes parâmetros foram avaliados para cada época climática. Para ambas as variáveis foram feitas médias aritméticas.

Devido à grande variação dos valores individuais, para a análise estatística subsequente foi adotada a mediana como parâmetro, por ser uma medida de tendência central menos afetada que a média pelos valores extremos.

As análises estatísticas foram realizadas com assessoria do Departamento de Matemática e Estatística do CCT - UFPb, CAMPUS II. Foi usado o utilitário SPSS for Windows, 5.0 (NORUSIS, 1992).

## **4.0 ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS**

A Figura 4.1 apresenta as variação temporal da precipitação pluviométrica no município de Sapé e o volume acumulado no Açude São Salvador ao longo do período de janeiro- dezembro de 1996. A distribuição das chuvas permitiu separar o período de chuvas (fevereiro a julho) e de estiagem (setembro a dezembro).

### **4.1- Parâmetros físico-químicos do riacho São Salvador**

As Tabelas 4.1 e 4.2 mostram os valores médios, máximos mínimos, medianas e números de dados amostrais dos parâmetros físico-químicos e clorofila "a" do Riacho no período de chuva (26.02 - 02.07.96) e de estiagem (30.09 - 10.12.96) respectivamente.

As Figuras 4.2, 4.2.a, 4.3, 4.3.a, 4.4, e 4.4.a, mostram as variações temporais dos valores médios desses parâmetros no mesmo riacho.

#### **4.1.1- Temperatura**

A temperatura é importante no estudo dos ambientes aquáticos pois está relacionada com outros parâmetros de qualidade, tais como concentração dos gases na massa de água, taxa metabólica e viscosidade e portanto com velocidade de sedimentação das partículas. Segundo SCHÄFER (1985), temperaturas médias variando entre 25,0 °C - 31,0 °C, aceleram o metabolismo dos organismos aquáticos aumentando o consumo de oxigênio necessário à respiração aeróbia.

De acordo com BRANCO (1986), certos tipos de algas, especialmente os Phyla Cyanophyta e Bacillariophyta, são beneficiadas com temperaturas elevadas similares às registradas no riacho São Salvador entre (25,0 °C - 30,0 °C).

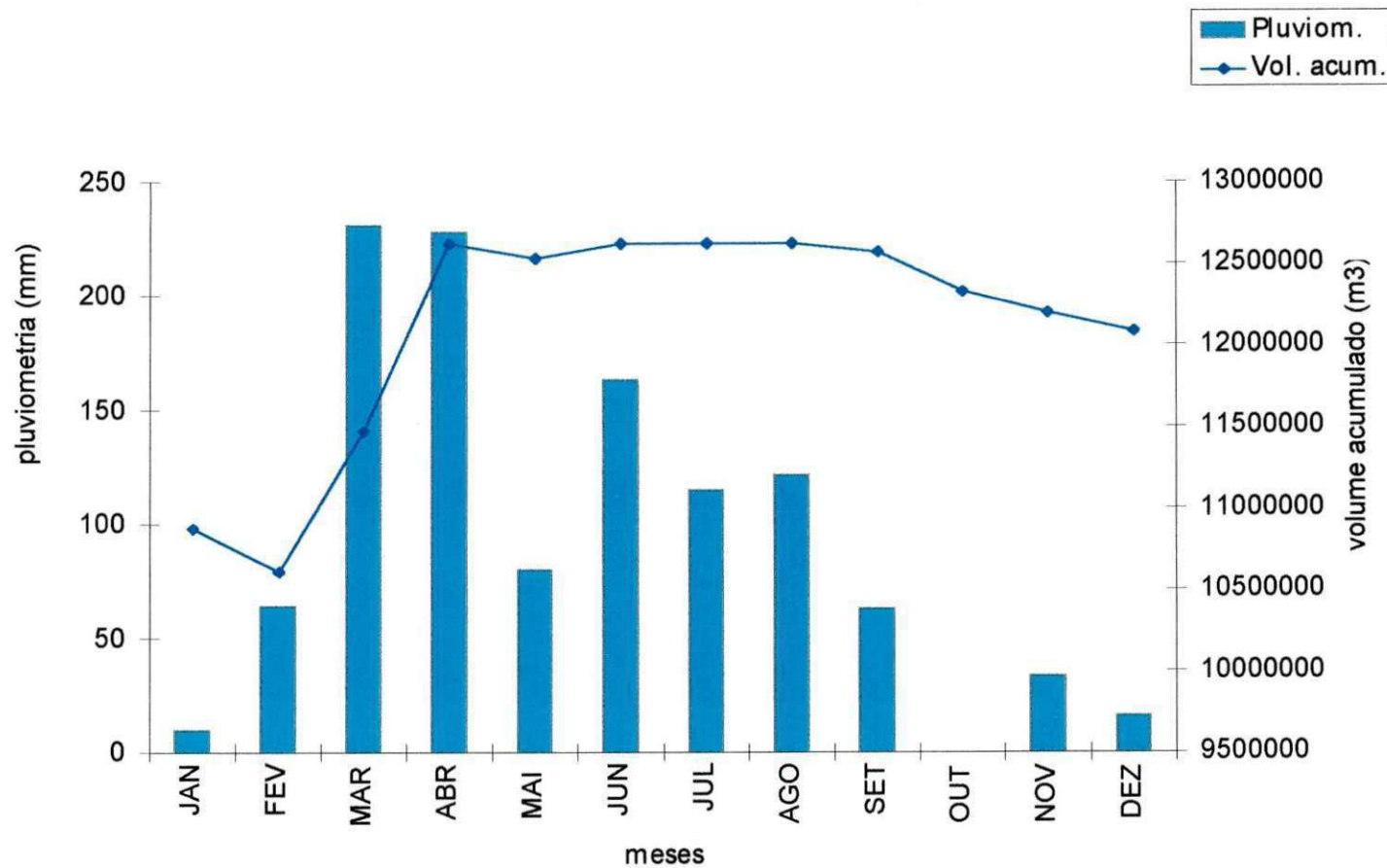


Figura 4.1 - Pluviometria da cidade de Sapé e volume acumulado na Represa São Salvador (PB), no período de janeiro a dezembro de 1996.

Nos três pontos amostrados a temperatura média não teve variações acentuadas durante todo o período pesquisado. Na época chuvosa, o valor mínimo médio foi de 26,4 °C (SS1 e SS2) e o máximo médio foi de 26,6 °C (SS2). Na época de estiagem estes valores variaram de 26,5 °C (SS1) à 27,2 °C (SS2), evidenciando uma pequena amplitude térmica (0,8 °C) entre o inverno (chuvas) e o verão (estiagem). O horário de coleta, sempre entre 9 e 11 horas e na mesma seqüência de pontos deve ter contribuído para a homogeneidade térmica.

Temperaturas uniformes, do ar e da massa de água, são típicas de regiões tropicais como o Nordeste brasileiro, que apresenta ao longo de todo o ano e para um mesmo horário, ou para horários mais ou menos próximos, valores muito semelhantes (KLEEREKOPER, 1944). Com base nessas características, ESTEVES (1988) sugere que para regiões tropicais faça-se referência a variações “temporais” de temperatura (assim como de outros parâmetros) em vez de variações “sazonais”. Este fato pode ser constatado nas Figuras 4.2, 4.3 e 4.4, onde a variação temporal mostra que a temperatura mostrou-se praticamente constante ao longo do ciclo hidrológico para os três pontos.

De fato, na região Nordeste a principal diferença sazonal não é a temperatura e sim a precipitação pluviométrica, a qual divide o ano ou o ciclo hidrológico em duas grandes épocas: a de estiagem e a de chuvas.

Na Figura 4.1, observa-se que durante o período de levantamento de dados a precipitação pluviométrica variou de 70 a 230 mm nos meses de fevereiro a julho caracterizando os seis meses de chuva. A partir de setembro e até dezembro, houve uma considerável queda, com valores oscilando de a 10 a 60 mm correspondendo aos meses de seca.

Em Sapé as chuvas não influenciaram significativamente nos valores de temperatura, levando a crer que a homogeneidade durante a pesquisa esteve diretamente relacionada com os horários de coletas.

A temperatura apresentou correlação negativa com oxigênio dissolvido ( $\alpha = 0,05$ ;  $r = 0,99$ ), indicando a relação inversa dos gases com a temperatura.

#### 4.1.2 - Potencial hidrogeniônico

O pH é influenciado pelas reações físico-químicas e biológicas que ocorrem na massa de água. Essas reações poderão modificá-lo em função dos processos metabólicos predominantes no ambiente. Durante a respiração aeróbia de degradação da matéria orgânica, predominará um pH ácido ou levemente ácido pela liberação de  $\text{CO}_2$ . Por outro lado, a predominância de processos fotossintéticos será responsável por pH básico pelo consumo de  $\text{CO}_2$  (PAYNE, 1986). O equilíbrio do pH próximo ao neutro é importante do ponto vista ecológico, visto que os organismos são sensíveis às grandes variações deste parâmetro. Entretanto, as algas, apesar de exigirem limites estreitos de pH, são capazes de produzirem valores extremos, resultando em prejuízos para a própria espécie (BRANCO, 1986; MOSS, 1973 a).

ESTEVES (1988), cita valores entre 6 e 9 como a faixa ideal de pH para o desenvolvimento da biota aquática. Nas Figuras 4.2, 4.3, e 4.4 pode ser observado que o pH não sofreu variações acentuadas, apresentando valores sempre em torno do neutro. Portanto, faixas de pH como as observadas no riacho São Salvador são apropriadas para o desenvolvimento da maioria dos organismos vivos, visto que os valores médios nos três pontos de coleta estiveram próximos à neutralidade durante todo o período. Na época de chuva, variaram de um valor médio mínimo de 7,1 (SS1) a um máximo de 7,3 (SS). No período de estiagem a uniformidade foi mantida.

Estes valores de pH foram muito próximos aos encontrados por NECCHI *et alii* (1996) no córrego Barra Funda em São Paulo, nas estações de primavera e verão no período diurno e foram associados com a fotossíntese. Porém, no sistema flúvio - lacustre São Salvador, os valores médios de pH podem ter tido também o efeito do intemperismo das rochas calcáreas ( $\text{CaCO}_3$ ) abundantes na região Nordeste (LEPRUN, 1983).

Com relação ao uso destas águas para irrigação, o pH médio do Riacho São Salvador está dentro da faixa ( 6,5 – 8,4 ) citada por AYERS e WESTCOT



(1991) como apropriada. Isto é importante pois o riacho é usado para irrigação irrestrita.

#### 4.1.3 - Condutividade elétrica

A condutividade elétrica de uma solução é a capacidade que esta possui para conduzir corrente elétrica. Esta varia com o número e tipo de íons contidos na solução (SAWYER, *et alii* 1994). De acordo com APHA *et alii*, 1989) águas com condutividade acima de 1500  $\mu\text{mhos/cm}$  são consideradas salinas.

Os valores médios de condutividade elétrica no riacho não ultrapassaram este valor. No período chuvoso, os valores flutuaram entre um médio mínimo de 875  $\mu\text{mhos/cm}$  (SS2) a um médio máximo de 922  $\mu\text{mhos/cm}$  (SS). Na estiagem os valores estiveram compreendidos entre 686  $\mu\text{mhos/cm}$  (SS1) e 748  $\mu\text{mhos/cm}$  (SS2). A condutividade foi consistentemente mais elevada na época chuvosa, provavelmente pela entrada de sais alóctones, desde a bacia de drenagem e a descarga de esgotos parcialmente tratados provenientes da ETE de Sapé.

Os valores médios mais altos corresponderam justamente aos pontos SS (922  $\mu\text{mhos/cm}$ ) seguido de SS2 (748  $\mu\text{mhos/cm}$ ), demonstrando que este trecho do riacho foi o mais afetado pelos sais oriundos do efluente da ETE de Sapé.

Com relação ao seu uso na irrigação, os valores deste parâmetro foram inferiores aos citados por AYERS e WESTCOT (1991) como limitantes à irrigação irrestrita (1000 – 2700  $\mu\text{mhos/cm}$ ) e portanto podem ser usadas sem restrições

As Figuras 4.2, 4.3 e 4.4 mostram as variações temporais da condutividade no riacho São Salvador. Foi observado que esta variável apresentou valores mais elevados na época das chuvas, evidenciando o aporte de sais da bacia de drenagem, através do escoamento superficial.

#### 4.1.4 - Oxigênio dissolvido

No período chuvoso, as concentrações médias de oxigênio dissolvido variaram de um médio mínimo de 1,7 mg/L (21,0% de saturação) em SS1 a um médio máximo de 5,3 mg/L (65,4% de saturação) em SS. Este comportamento se repetiu na estiagem, embora com concentrações mais elevadas (2,4 mg/L - 30,0% de saturação em SS1; 6,5 mg/l - 80,0% de saturação em SS). A menor concentração média de oxigênio dissolvido em SS1 nas duas épocas, pode dever-se às características particulares do local, com águas bastante paradas e com muita vegetação submersa e flutuante. A primeira, ao entrar em decomposição consome oxigênio, reduzindo as concentrações locais deste gás. De forma simultânea, a presença de vegetação flutuante dificulta a penetração da luz solar, reduzindo a geração oxigênio de origem fotossintética. Também atenua o efeito dos ventos, que, através da agitação mecânica da superfície da água, permite a entrada de oxigênio proveniente da atmosfera (ESTEVEZ, 1986; VON SPERLING, 1995). As Figuras 4.2, 4.3 e 4.4 mostram variação espaço temporal de oxigênio dissolvido no riacho e, de fato, o sombreamento da vegetação flutuante e a ausência de turbulência interferiu nos teores de oxigênio dissolvido em SS1.

No ponto SS houve maior correnteza e, conseqüentemente, maior aeração mecânica, contribuindo para uma maior concentração de oxigênio dissolvido nesse local. Também neste ponto houve a introdução de algas provenientes da lagoa facultativa da ETE de Sapé que chegaram com seu efluente. CEBALLOS *et alii* (1995) determinaram nesse efluentes valores de oxigênio dissolvido de 6,3 mg/L e de 640 µg/L de clorofila "a". Efetivamente, dentre os três pontos analisados, em SS houve a maior concentração de biomassa algal.

O ponto SS2, a jusante cerca de 600 metros de SS, apresentou o efeito da descarga do efluente da ETE. Houve um decaimento das concentrações médias de oxigênio dissolvido de 6,5 mg/L (80,0% de saturação) em SS para 3,3 mg/L (41,0% de saturação) em SS<sub>2</sub>. Essa diminuição pode ser resultante da

biodegradação da matéria orgânica aportada com os esgotos, sob ação dos organismos aeróbios (BRANCO, 1986). Contribuíram também com os valores mais baixos de oxigênio dissolvido as elevadas temperaturas da água ( $SS_2 > SS$ ).

Apesar de uma parte da bacia do riacho São Salvador ser cultivada por cana de açúcar, essa cultura assim como os outros tipos de descargas aparentemente não chegaram a provocar quedas acentuadas de oxigênio.

#### 4.1.5 - DBO<sub>5</sub>

Os valores médios de DBO<sub>5</sub> foram bastante baixos e uniformes nos três pontos do riacho nas duas épocas: todas as amostras tiveram valores iguais e inferiores ao limite de detecção do teste, de 2 mg/L (APHA, 1989). As Figuras 4.2, 4.3 e 4.4 apresentam as variações temporais deste parâmetro, e mostra que houve um aumento nas concentrações na época de chuvas.

Esses valores indicam que a água possui baixos teores de matéria orgânica biodegradável, provavelmente devido às altas taxas metabólicas de decomposição e assimilação dos organismos, sob o estímulo das temperaturas elevadas. Parte dessas altas taxas de assimilação poderia estar representada pela grande biomassa de macrófitas presentes neste riacho.

#### 4.1.6 - Nitrogênio amoniacal

Segundo SAWYER *et alii* (1994) altas concentrações de nitrogênio amoniacal se associam com descargas de efluentes de esgotos domésticos, constituindo portanto, indicação de despejos orgânicos recentes.

O nitrogênio amoniacal pode apresentar-se como  $NH_3$  e  $NH_4^+$ . Ambas as formas estão em equilíbrio e a predominância de uma ou outra depende do pH: para valores em torno do neutro (7,0 - 8,0) predomina a forma  $NH_4^+$  e acima de 9 a forma  $NH_3$ , não ionizada. Este último pode ser tóxico para peixes e algas em concentrações acima de 0,25 mgN/L (ESTEVEZ, 1988). A amônia ionizada ( $NH_4^+$ ), não é tóxica para a biota aquática e o fitoplâncton o consome

preferencialmente por vantagens energéticas, tornando desnecessária a redução obrigatória do nitrato a amônio no interior da célula (ODUM,1971). As Figuras 4.2. , 4.3 e 4.4, mostram a variação temporal das concentrações de nitrogênio amoniacal, evidenciando os maiores valores nos pontos de maior despejo orgânico de origem doméstica, com valores mais elevados na época de estiagem evidenciando as concentrações destes sais com evaporação.

O riacho São Salvador teve valores de pH entre 7,1 e 7,3 propiciando condições favoráveis para a formação de  $\text{NH}_4^+$ , beneficiando os organismos deste ambiente, sobretudo algas e macrófitas. As concentrações de nitrogênio amoniacal apresentaram flutuações acentuadas. Na época de chuva oscilaram entre 0,0 mg N/L (SS1) e 0,30 mg N/L (SS). No período de estiagem, novamente não foi detectado no ponto SS1 (0,0 mgN/L), porém nos outros dois os valores médios variaram de 0,85 mgN/L (SS2) a 0,94 mg N/L (SS). Os menores valores registrados na época chuvosa podem estar associados à diluição. Os valores mais elevados na estiagem em SS e SS<sub>2</sub> seriam consequência da menor diluição e dos efeitos da biodegradação dos despejos do efluente final da ETE de Sapé. O qual e tinha um valor médio de amônia de 50,6 mg N/L (CEBALLOS *et alii* 1995).

VOLLENWEIDER (1968) *apud* ESTEVES (1988) considera uma faixa de 0,0 - 0,3 mg N/L de nitrogênio amoniacal para ambientes oligotrófico e de 0,3 a 2 mg N/L para mesoeutróficos. As concentrações observadas no riacho classificam- no nesta última categoria.

Uma consequência ecológica resultante das altas concentrações de nitrogênio amoniacal em corpos aquáticos refere-se`a dinâmica do oxigênio dissolvido uma vez que para oxidar 1,0 mg de  $\text{NH}_4^+$  são necessários 4,3 mg de oxigênio (GOLDMAN & HORNE,1983; MERCANTE & BICUDO 1996). Este fenômeno poderia explicar a ausência de nitrogênio amoniacal no ponto SS1, visto que este ponto teve pouca correnteza e substratos sólidos, condições favoráveis para a nitrificação (ESTEVES, 1988).

A variação temporal não mostrou grandes oscilações, a amônia manteve-se

abaixo de 1,7 mg/L nos três pontos de coleta, esta variação está apresentada nas Figuras 4.2, 4.3 e 4.5.

O N-amoniaco apresentou, na época chuvosa, correlação significativa e negativa com NKT ( $\alpha = 0,01$ ;  $r = 0,99$ ), esta correlação evidencia a transformação do N-orgânico em amoniaco através do processo de amonificação.

#### 4.1.7 - Nitrato

Nas Figuras 4.2, 4.3 e 4.4 mostram as variações temporais de nitrato. Foi observado um aumento nos níveis de nitrato no ponto SS2 na época de estiagem, nos demais pontos (SS1 e SS), os valores mais elevados foram registrados na época de chuva.

As concentrações médias deste parâmetro na época chuvosa foram praticamente iguais nos três pontos, apresentando o menor valor médio em SS1 (0,30 mgN/L) e o maior em SS2 (0,38 mgN/L). Na estiagem, os valores foram bastante irregulares, entre 0,06 mgN/L (SS1) e 1,65 mgN/L (SS2). A maior concentração de nitrato em SS2, na estiagem, provavelmente está relacionado com as contribuições de fertilizantes advindos de hortas das margens, irrigadas com água do próprio riacho e que retorna enriquecida com compostos nitrogenados. Por outro lado, as concentrações de nitrato, a partir do ponto SS, estiveram influenciadas pela descarga do efluente da ETE de Sapé, o qual apresentou concentrações médias entre 0,9 e 2,0 mg N/L (CEBALLOS *et alii* 1995).

DE OLIVEIRA (1990), estudando a porção inferior do rio Paraíba, registrou valores mais elevados de nitrato no período de chuvas e os atribuiu ao aporte da bacia de drenagem, aos esgotos domésticos e ao vinhoto proveniente das usinas próximas ao rio.

Segundo VOLLENWEIDER (1968) *apud* (ESTEVES, 1988), 1 mg/L de nitrato é o valor limite entre os níveis oligotrófico e mesotrófico em regiões temperadas que, se mantidas, podem retardar a eutrofização. No ponto SS2

predominaram valores acima de 1,0 mg/L, os quais propiciaram condições de eutrofização. GOLDMAN & HORNE (1983) observam que a concentração limite para o crescimento de algas é de 0,1 mg/L. Neste caso o riacho tem condições excelentes para eventuais florações do fitoplâncton, assim como para o crescimento de macrófitas.

#### **4.1.8 - Nitrogênio kjeldahl total**

Denomina-se nitrogênio kjeldahl (NKT) a soma do nitrogênio orgânico e o nitrogênio amoniacal. Segundo APHA *et alii*, 1995) em águas naturais as concentrações de NKT variam de centenas de microgramas até alguns miligramas. Toda água superficial apresenta concentrações pequenas e variadas desta forma de nitrogênio e sua determinação é importante por ser uma fonte de nutrientes e por estar relacionado com a eutrofização. As Figuras 4.2, 4.3 e 4.4 mostram a variação temporal deste parâmetro, revelando um leve aumento na época chuvosa estando associado com as contribuições da bacia de drenagem.

Valores altos de NKT são encontrados nos esgotos domésticos, em torno de 20 mg/L ou em ambientes em processo de eutrofização (APHA, 1995).

Na época de chuva, no riacho São Salvador, os valores médios de NTK variaram de um mínimo de 0,95 mgN/L (SS1) à um máximo de 1,38 mgN/L (SS2). Na estiagem o menor valor foi de 0,58 mgN/L (SS1) e o maior de 1,77 mgN/L (SS2). O incremento no ponto SS2 nos dois períodos pode ser associado com a descarga do efluente da ETE de Sapé (PB), a montante deste local.

#### **4.1.9 - Fósforo total**

O fósforo total abrange todas as formas de fósforo presentes no meio aquático, incluindo o fósforo orgânico imobilizado nos organismos que através do ciclo biogeoquímico fica disponível para outros seres vivos (BROOK, 1978). O fósforo é um componente essencial para os seres vivo (DNA, RNA,

fosfolipídeos, proteínas, etc.) e é assimilado na forma iônica pelos organismos autótrofos. As Figuras 4.2.a, 4.3.a, 4.4.a, mostram um aumento nos teores de fósforo no período chuvoso evidenciando as influências das atividades desenvolvidas na bacia e que, na época de chuva, é introduzido no ambiente aquático.

No riacho os níveis médios de fósforo total foram elevados. Na época de chuva oscilaram de um mínimo de 0,73 mgP/L (SS1) a um máximo de 0,98 mgP/L (SS2). Na estiagem houve redução destes níveis: de 0,30 mgP/L (SS1) a 0,44 mgP/L (SS2). Esta redução pode estar associada com a precipitação química de algumas formas de fósforo e/ou assimilação biológica, pelas algas e macrófitas (PAYNE, 1986). Os maiores teores na época de chuva podem dever-se ao escoamento superficial, que carrega material alóctone (principalmente fertilizantes).

Os valores elevados em SS2 estão relacionados com a contribuição do efluente final da ETE de Sapé, com concentrações de fósforo total entre 6,8 a 10,3 mgN/l (CEBALLOS *et alii* 1995). Entretanto, houve um decaimento considerável ao longo do percurso do efluente até sua descarga no riacho e pela diluição até valores inferiores a 1,0 mgN/L.

VOLLENWEIDER (1968) *apud* ESTEVES (1988) e DOBSON (1981) recomendam valores limites de 10 µg/L para ambientes oligotróficos, e se forem mantidos retardam a eutrofização. Considerando este parâmetro, o riacho São Salvador pode ser classificado como hipereutrófico (> 0,90 mg/L) segundo ambos autores.

#### **4.1.10 - Ortofosfato solúvel**

Os valores médios de ortofosfato no período chuvoso variaram de 0,06 mgP/L (SS1) a 0,14 mgP/L (SS2). Na estiagem houve uma queda em todos os pontos, de um médio mínimo de 0,06 mgP/L (SS1) a um máximo médio de 0,09 mgP/L (SS2). O aumento registrado nas chuvas pode ser atribuído aos adubos

químicos (NPK) e naturais (esterco de gado) que são arrastados pelas águas que escoam das áreas agrícolas próximas ao riacho.

#### 4.1.11 - Sulfato

O sulfato é uma das formas de enxofre disponível para os produtores primários, que o utilizam na síntese de proteínas (ESTEVES, 1988).

Na época de chuvas, as concentrações médias de sulfato variaram de um mínimo de 0,62 mgS/L (SS2) até um máximo de 3,5 mgS/L (SS1). Na estiagem houve redução desses valores, entre 0,16 mgS/L (SS2) até 0,31 mgS/L (SS1). Aparentemente, não houve fortes contribuições da bacia de drenagem. As contribuições dos efluentes da ETE de Sapé também parecem ter sido extremamente reduzidas ao longo do percurso desse efluente até atingir o riacho e pela diluição, visto que FERREIRA *et alii* (1993) determinaram no efluente valores de 10,4 mgS/L.

No riacho, os valores médios estiveram bem abaixo do limite máximo de 250 mg/l recomendado para água de abastecimento segundo a Organização Mundial de Saúde (GAGLIANONE, 1987) e o CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA 20/86) para águas classe 1.

As Figuras 4.2.a, 4.3.a e 4.4.a mostram a variação temporal deste parâmetro, foi registrado concentrações bem reduzidas, evidenciando que esta água não recebeu contribuições de sulfato nem de formações geológicas nem das descargas dos esgotos domésticos.

#### 4.1.12 - Sulfeto

As concentrações de sulfeto foram baixas em todos os pontos de coleta. Os valores médios na época de chuva variaram de 0,9 µgS/L (SS2) a 2,7 µg S/L (SS1). Na estiagem houve um leve aumento, de 1,56 µgS/L (SS2) a 3,53 µgS/L (SS1). Os baixos valores indicam praticamente ausência deste íon na lâmina d'água, provavelmente pela boa oxigenação.



FERREIRA *et alii* (1993), registraram no efluente da ETE de Sapé um valor médio de sulfeto de 0,8 mgS/L. No entanto, no ponto de lançamento no riacho São Salvador, as concentrações médias não ultrapassaram 1,6 µgS/L, sugerindo que grande parte de sulfeto se perdeu ao longo do percurso. Segundo vários autores, a remoção deste composto pode ser atribuída a mecanismos químicos e bioquímicos, que vão desde à volatilização (H<sub>2</sub>S) até a precipitação formando sulfetos metálicos (ANDERSON, 1978; MARA & PEARSON, 1986). Estes processos merecem maiores estudos no ecossistema aqui analisado.

As Figuras 4.2.a, 4.3.a e 4.4.a apresentam a variação temporal do sulfeto, onde foram registrados apenas concentrações na forma de traços, ambiente oxigenado.

#### 4.1.13 - Alcalinidade

A alcalinidade não apresentou variação importantes nos três pontos ao longo de todo período. Os valores médios ficaram entre 108 mgCaCO<sub>3</sub>/L (SS1) e 118 mgCaCO<sub>3</sub>/l (SS) nas épocas de seca e chuva, respectivamente. Estes valores correspondem a alcalinidades médias, visto que águas com alcalinidades baixas apresentam concentrações em torno de 20 mg CaCO<sub>3</sub> /L (APHA. 1995). As Figuras 4.2.a, 4.3.a e 4.4.a mostram a variação temporal da alcalinidade e observa-se que houve variações com relação ao ponto e a época estudada, evidenciando as influências das chuvas e das atividades antrópicas desenvolvidas em cada ponto.

WRIGHT (1934), pesquisando diversos rios nos estados de Pernambuco e Paraíba registrou valores semelhantes, e observou que nas coletas realizadas após fortes chuvas, concentrações de 194 mg CaCO<sub>3</sub>/L diminuíram até 34 mg CaCO<sub>3</sub>/L, evidenciando a diluição dos sais pelas chuvas.

#### 4.1.14 - Dureza

As concentrações médias foram bastante aproximadas: no período chuvoso flutuaram de 96,9 mgCaCO<sub>3</sub>/L (SS2) a 100 mgCaCO<sub>3</sub>/L (SS). Na estiagem houve uma leve redução, apresentando o menor valor médio (86,9mg CaCO<sub>3</sub>/L) em SS1 e o maior (91,7 mgCaCO<sub>3</sub>/L) em SS2. Os maiores valores no período de chuva, provavelmente devem-se aos materiais alóctones que são carregados desde a bacia de drenagem. As Figuras 4.2.a, 4.3.a e 4.4.a apresentam as variações temporais da dureza. Verifica-se que as concentrações foram praticamente constantes.

SAWYER *et alii* (1994), classificam as águas em: brandas (0 - 75 mg CaCO<sub>3</sub> /L); moderadamente duras (75 - 150 mgCaCO<sub>3</sub>/L); duras (150 -300 mgCaCO<sub>3</sub>/L). Baseado nesta informação, a água do riacho São Salvador foi classificada como moderadamente dura.

## 4.2 - Parâmetros biológicos do riacho São Salvador

### 4.2.1 - Clorofila “a”

A concentração de clorofila “a” está associada com a biomassa de algas e fornece informações sobre as relações tróficas e os níveis de eutrofização nos ecossistemas aquáticos (ODUM, 1971). Nas Figuras 4.2.a, 4.3.a e 4.4.a, observa-se que a clorofila “a “ apresentou maiores concentrações na época de chuva, revelando que houve introdução de algas exógenas e de nutrientes que favorecem o desenvolvimento do fitoplâncton.

No período chuvoso, as concentrações médias de clorofila “a” oscilaram entre 11,0 µg/L (SS1) e 4,9 µg/L (SS2). Na estiagem, os valores foram praticamente constantes e relativamente baixos, com um médio mínimo de 4,4 µg/L (SS1) e um médio máximo de 5,1µg/L (SS). Os valores levemente superiores na chuva podem estar relacionados à maior disponibilidade de nutrientes assim como com a introdução de algas exógenas desde a lagoa

facultativa da ETE de Sapé. Esse efluente apresentou valores de Cl “a” variando entre 400 - 900  $\mu\text{g/L}$  (CEBALLOS *et alii* 1995). Entretanto, os valores de clorofila “a” no riacho foram bastante baixos, evidenciando perda da biomassa algal durante o percurso do efluente da ETE até a sua descarga em SS.

#### 4.2.2 - Diversidade de algas

As algas são organismos importantes para o balanço ecológico de um ambiente aquático não apenas pelo fato de fornecerem oxigênio para os organismos aeróbios aquáticos e terrestres, mas, também por servirem de alimento para bactérias, protozoários, insetos e peixes (ROCHA, 1992). As características intrínsecas de cada ambiente promovem o desenvolvimento de gêneros específicos, que variam desde organismos sensíveis até bastante resistentes à poluições causadas pelas atividades humanas. Desta forma, alguns gêneros são beneficiados favorecendo a seleção, tornando-se naquele ambiente um “organismo indicador” (BRANCO, 1984).

A Tabela 4.5 mostra o total dos gêneros de algas identificados no riacho São Salvador no período de chuva (26/02 à 02/07) e de estiagem (30/09 a 10/12 de 1996). Foi observado a presença de 19 gêneros com maior riqueza no Phylum Bacillariophyta com 10 representantes. A maior diversidade correspondeu à época de chuvas e foi associada com os nutrientes introduzidos pelo escoamento superficial.

A Figura 4.12 mostra os gêneros identificados com frequência  $\geq 50\%$  no riacho São Salvador nos períodos de chuva (março – julho) e estiagem (setembro – dezembro de 1996). Nos três pontos de coleta foram identificados de 7 a 10 gêneros de algas pertencentes a quatro Phyla: Cyanophyta (2 gêneros), Euglenophyta (2 gêneros), Chlorophyta (1 gênero) e Bacillariophyta (5 gêneros).

No período de chuva foram identificados 7 gêneros: *Anabaena* spp e *Oscillatoria* spp (Cyanophyta); *Trachelomonas* spp (Euglenophyta); *Closterium* spp (Chlorophyta) e *Cyclotella* spp, *Navicula* spp e *Synedra* spp

(Bacillariophyta).

Os gêneros *Oscillatoria* spp e *Navicula* spp, foram os de maior frequência de aparecimento nesta época. Segundo BRANCO (1964; 1986), estas algas são cosmopolitas e típicas de ambientes poluídos. Na classificação de PALMER (1969), *Oscillatoria* spp ocupou o segundo lugar dentre os gêneros de algas resistentes à poluição. Já *Navicula* spp, recebeu o sétimo lugar, podendo ser encontrado espécies típicas de águas limpas e outras mais tolerantes à presença de matéria orgânica em decomposição. Nesta pesquisa a identificação de algas foi feita a nível de gêneros, e a presença dos dois gêneros anteriores sugerem condições de alerta indicando poluição orgânica.

No período de estiagem, foram identificados 10 gêneros: *Anabaena* spp e *Oscillatoria* spp (Cyanophyta); *Euglena* spp e *Trachelomonas* spp (Euglenophyta); *Closterium* spp (Chlorophyta); *Cyclotella* spp, *Cymbella* spp *Gomphonema* spp, *Navicula* spp e *Synedra* spp (Bacillariophyta).

Novamente os gêneros *Oscillatoria* spp e *Navicula* spp predominaram nesta época, evidenciando que não foram afetadas pelas mudanças climáticas. Entretanto apareceram três gêneros exclusivos de estiagem: *Euglena* spp, *Cymbella* spp e *Gomphonema* spp. Provavelmente a menor vazão e a menor turbulência na estiagem favoreceram aparecimento destas algas.

De acordo com BRANCO (1986), *Euglena* spp é típica de ambientes ricos em matéria orgânica e em processo de eutrofização. PALMER (1969) também observou o mesmo comportamento, sendo que a *Euglena* spp ocupa o primeiro lugar no sistema de classificação usada por esse autor. Segundo XAVIER (1985), algumas espécies de *Euglena* na presença de matéria orgânica, podem perder seus pigmentos e agir como organismos heterótrofos, podendo então suportar as novas condições do ambiente. (PRINGSHEIM, 1985, citado por XAVIER, 1985), ressaltou que muitas espécies de *Euglena* são abundantes em águas poluídas com altos teores de amônia, e que suas amplitudes ecológicas permitem utilizá-las como indicadoras da condição sanitária da água. XAVIER (1985) estudando os

lagos das Fontes do Ipiranga (SP), registrou desaparecimentos de *Euglena* após fortes chuvas e ressaltou que a chuva pode ser um fator ecológico importante no estudo do fitoplâncton, uma vez que a quantidade de sólidos em suspensão (argila, silte, areia etc.) aumenta, levando muitos organismos para o fundo do lago. Provavelmente as chuvas podem ter influenciado no desaparecimento desta algas no riacho São Salvador. XAVIER (1985) analisando o fitoplâncton de lagos em São Paulo observou que em pH ácido, (abaixo de 5,8) ocasionaram o desaparecimento de grande parte das *Euglenas* spp. BRANCO (1964), encontrou Euglenofíceas pigmentadas em ambientes com elevadas concentrações de fósforo, e concluiu que estas algas preferem ambientes com valores elevados de fosfato. Também destacou que teores de nitrogênio e fósforo, de 0,30 mg/l e 0,01 mg/L respectivamente, são suficientes para desencadear a floração. Estes valores estão próximos aos observados no riacho São Salvador, gerando uma situação de alerta e necessitando de maiores estudos do fitoplâncton relacionados com os nutrientes e das fontes fornecedoras deste nutriente.

De acordo com BRANCO (1986), algumas espécies de *Cymbella* spp são características de água limpas. No sistema indicador de PALMER (1969) esta alga se encontra em 39º lugar evidenciando sua baixa resistência a poluição orgânica. CEBALLOS (1995) encontrou também este gênero em um açude pouco poluído da Paraíba e classificado como oligomesotrófico.

De acordo com BRANCO (1986), a maioria das espécies de *Gomphonema* spp são típicas de ambientes ricos em despejos orgânicos. Este gênero recebeu o 14º lugar no sistema indicador de PALMER (1969).

Parece ser uma regra geral que a turbulência dos rios é um importante fator ecológico na sucessão fitoplanctônica. Vários autores constataram redução de Cyanophyta nos sistemas fluviais (STEINBERG & HARTMANN, 1988). ROUND (1981), salientou que a predominância de diatomáceas em pequenos cursos d'água e pobres em nutrientes deve-se a existência de sílica que, por não ser utilizada pelos outros organismos do fitoplâncton fica totalmente disponível

para o crescimento exclusivo destas algas. Esta sílica se origina do intemperismo das rochas e da percolação da água que lava o solo rico neste nutriente (ARAÚJO, 1992). De fato, o riacho São Salvador apresentou maior diversidade deste Phylum, levando a crer que a correnteza promove um contato maior entre leito (solo) e água introduzindo mais facilmente a sílica para o ambiente, beneficiando as diatomáceas. Por outro lado, neste trabalho não foi determinado a concentração de sílica, dificultando qualquer informação a respeito do uso deste nutriente por parte do fitoplâncton. É importante mencionar que estas algas possuem características epifíticas e epilíticas e por isso os rios são mais favoráveis ao seu desenvolvimento. Segundo WETZEL (1981), as cianofíceas predominam em águas lânticas, com temperaturas altas e ricas em nutrientes, e portanto típicas de ambientes eutróficos. De fato, foi observado neste presente trabalho um nível menor de diversidade destas algas em relação as diatomáceas, evidenciando que ambientes turbulentos como os rios não são favoráveis ao desenvolvimento das cianofíceas.

Com relação aos pontos de coleta, foi observado que a maior diversidade em SS1 com 10 gêneros, está associada com à sua localização a montante da descarga dos esgotos e a menor turbulência uma vez que possui águas com características lânticas (suave correnteza), proporcionando condições favoráveis para o desenvolvimento destes organismos. ODUM (1971), observou que o plâncton presente em cursos de água tem sua origem em lagos situados a montante ou em águas represadas associadas ao rio. Neste estudo o ponto SS1 teve esta função. Os gêneros com maior abundância foram *Oscillatoria* spp, *Anabaena* spp e *Navicula* spp (Figura 4.12). Estas algas são características de águas poluídas, destacando a *Navicula* spp que é um gênero comopolita e indiferente a poluição por esgotos (BRANCO, 1963; 1986). Na classificação de PALMER (1969) estes gêneros ocupam, respectivamente, 2º, 22º, e 7º lugar dentre os gêneros resistentes à poluição.

Segundo (BRANCO (1986) e ROUND (1981), *Anabaena* spp causa odor

de capim, rabanetes e mofo, e ao se decompor produz odor séptico, é uma alga típica de ambientes com altos teores de nutrientes e podem algumas vezes ser encontradas em ambientes ricos em despejos orgânicos. Esta alga também está presente em lagos e lagoas brasileiras em estágios crescentes de eutrofização, como as represas Broa, Billings (SP) e Lago Paranoá (DF) (CALIJURI, 1989; ROCHA & BRANCO, 1985). O gênero *Oscillatoria* spp também indica ambiente com poluição orgânica e em processo de eutrofização (BRANCO, 1986).

O ponto SS com fortes descargas poluidoras (agrícolas e domésticas), registrou nove representantes. Estes despejos, em parte não provocaram grandes alterações na comunidade fitoplanctônica, uma vez que foi observado o desaparecimento apenas de um gênero (*Cymbella* spp). Porém, a ausência deste gênero também pode ser valiosa no sentido de indicar sua baixa tolerância à poluição orgânica (PALMER, 1969), visto que se encontra em 39º lugar na classificação deste autor.

O ponto SS2, caracterizado como ponto de mistura apresentou um total de sete gêneros, registrou a menor diversidade evidenciando que a turbulência e os despejos afetaram o número de gêneros com o desaparecimento de *Anabaena* spp, *Euglena* spp e *Cymbella* spp.

No riacho São Salvador foram considerados fatores importantes na redução do números de gêneros de algas: a turbulência, as condições climáticas de seca e chuvas, as contribuições da bacia de drenagem e do efluente da ETE de Sapé.

Os gêneros *Euglena* spp, *Oscillatoria* spp e *Navicula* spp indicaram poluição orgânica. O gênero *Cymbella* spp mostrou-se o mais sensível à poluição visto que só apareceu no ponto menos impactado.

A distribuição espaço temporal das algas no riacho São Salvador nos dois períodos mostrou maior abundância do Phylum Bacillariophyta nos dois períodos. As algas responderam espacial e temporalmente aos impactos

ambientais, evidenciando sua importância como bioindicadores de poluição orgânica.

### **4.3. Parâmetros físico-químicos na represa São Salvador**

As Tabelas 4.3 e 4.4 mostram os valores médios, mínimos, máximos, medianas e números de dados dos parâmetros físico-químicos e clorofila "a" obtidos na represa São Salvador no período de chuva (26.02 - 02.07.96) e estiagem (30.09 - 10.12.96), respectivamente.

As Figuras de 4.5. até 4.11.a apresentam as variações temporais dos valores médios dos parâmetros físico-químicos e biológicos nos 7 (sete) pontos da represa São Salvador.

#### **4.3.1 - Temperatura**

As temperaturas médias das amostras foram bastantes uniformes, variando de um valor médio mínimo de 25,5 °C a um máximo de 29,3 °C. No período de chuva os valores flutuaram de 25,5 °C (RS3) a 29,2 °C (RS6 e RS7) e na estiagem entre 28,6 °C (RS5) e 29,3 °C (RS1 e RS2). Estes valores foram mais altos que no riacho devido ao caráter lântico desta água. A pequena amplitude térmica foi decorrente das condições climáticas regionais, onde a temperatura do ar variou entre 21,0 °C e 31,0 °C (SILVA *et alii*, 1987). As Figuras 4.5, 4.6, 4.7, 4.7, 4.8, 4.9, 4.10, e 4.11, mostram a variação temporal da temperatura, pode ser observado que praticamente não houve variações deste parâmetro ao longo do período estudado, revelando que efetivamente nesta região o ambiente aquático tem um padrão térmico homogêneo.

O clima do semi-árido brasileiro é um dos mais complexos do mundo, em função das perturbações na circulação dos ventos (zona de interconvergência tropical- SILVA *et alii* 1987), responsáveis pelas chuvas. Em função disso, a



precipitação pluviométrica apresenta grandes oscilações, com secas prolongadas, enquanto a temperatura mostra certa homogeneidade em toda a região (25 e 30 °C).

A homogeneidade da temperatura na massa água foi similar à observada por DUARTE *et alii* (1997), em três lagoas naturais no Rio Grande do Norte. Nestas, foram registradas temperaturas entre 27 e 31°C, as quais são típicas de regiões tropicais. Admite-se que estas amplitudes térmicas não afetam os processos metabólicos que influenciam na qualidade físico-química e biológica das lagoas.

Trabalhos realizados por ARAÚJO (1992) e CEBALLOS (1995), em açudes do semi-árido no Estado da Paraíba, durante dois ciclos anuais, também registraram pouca amplitude térmica (de 2 a 4 °C) nesta região, coincidindo com as observações pioneiras de WRIGHT (1934) e de MELO & CHACON (1976), no açude de Bodocongó e Soledade (PB).

Em lagos tropicais, a temperatura, está sempre acima dos valores limitantes ao crescimento das algas. Portanto não tem efeito tão significativo sobre a variação temporal do fitoplâncton, como ocorre em lagos temperados. Segundo ESTEVES (1988) nos lagos tropicais a variação temporal do fitoplâncton é controlada pela disponibilidade de nutrientes e pela radiação subaquática.

A estabilidade térmica provoca influências profundas na dinâmica de nutrientes de uma represa, sendo a mais importante a formação de uma camada superficial quente de menor densidade (epilímnio) que impede o fluxo de nutrientes do hipolímnio para a zona eufótica (ESTEVES *et alii*, 1985). Provavelmente este fenômeno ocorreu na represa São Salvador uma vez que houve decréscimo de alguns nutrientes na época de estiagem, especialmente fósforo total, ortofosfato solúvel e nitrato podendo estar associado à precipitação, e consumo na coluna de água.

#### 4.3.2 - Potencial hidrogeniônico

Os valores médio de pH em ambas épocas foram homogêneos e tendentes para o básico. Na época de chuva apresentaram um valor médio mínimo de 7,5 (RS3) e um máximo de 7,9 (RS1) nas margens e de 7,2 (RS4) à 7,8 (RS6) no centro da represa. Na estiagem, o pH levemente superior e se manteve uniforme: nas margens teve valores entre um médio mínimo de 8,0 (RS3 e RS5) à um médio máximo de 8,4 (RS1 e RS2) e nos pontos centrais de 7,7 (RS4) a 8,1 (RS6).

Os maiores valores de pH foram observados na estiagem, provavelmente pela concentração de carbonatos e bicarbonatos com a evaporação e com a atividade fotossintética (ESTEVES, 1988; LEPRUN, 1983). Na fotossíntese, os organismos clorofilados ao fixarem o CO<sub>2</sub> dos bicarbonatos (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>), liberam íons hidroxilas (OH<sup>-</sup>), com a conseqüente elevação do pH (PAYNE, 1986).

Vários autores registraram no açudes nordestinos, especialmente durante o período de estiagem, pH superiores a 8,0 (CEBALLOS *et alii*, 1997; MELO & CHACON, 1976; ORDOG, 1988; WATANABE, 1989; WRIGHT, 1937). Para estes autores, valores mais baixos de pH (7,5) na chuva são decorrentes de diluição dos carbonatos. ESTEVES (1988), alerta para os balanços hídricos negativos ocorridos nos açudes nordestinos, com evaporação superior a precipitação. Este fenômeno promove concentrações dos sais, aumentando as concentrações dos carbonatos e bicarbonatos presentes no meio, com conseqüente elevação do pH. DINIZ (1994), por ocasião de secas prolongadas, registrou em alguns açudes temporários valores superiores a 9,0. As Figuras 4.5, 4.6, 4.7, 4.8, 4.9, 4.10 e 4.11 mostram as variações temporais do pH. Nota-se que este parâmetro praticamente não variou, gerando um meio propício para desenvolvimento dos organismos.

O pH médio registrado na represa também é considerado ideal para o crescimento das algas. Este e as temperaturas elevadas estimulam o aparecimento de algas azuis (PALMER, 1969). DROUET *et alii* (1938), estudando o fitoplâncton de corpos aquáticos nordestinos registraram abundantes cianofíceas

em açudes com pH acima de 8,0.

Houve correlação significativa positiva entre pH e OD ( $\alpha = 0,01$ ;  $r = 0,896$ ), clorofila "a" ( $\alpha = 0,05$ ;  $r = 0,903$ ), alcalinidade ( $\alpha = 0,05$ ;  $r = 0,822$ ), condutividade ( $\alpha = 0,05$ ;  $r = 0,809$ ) e com dureza ( $\alpha = 0,05$ ;  $r = 0,865$ ) na época das chuvas. Estas correlações expressam os efeitos sinérgicos entre fotossíntese e pH, assim como a relação entre evaporação/concentração de bicarbonatos e aumento do pH, explicitados anteriormente. A correlação negativa entre pH e ortofosfato poderia estar associada com a assimilação fotossintética de nutrientes (menor ortofosfato solúvel na massa de água e maior pH em consequência da própria fotossíntese).

#### 4.3.3 - Condutividade elétrica

A condutividade elétrica é um dos parâmetros básicos nos estudos limnológicos uma vez que indica a concentração total de íons presentes em uma água. Segundo GENTIL (1984), a condutividade não indica a natureza das substâncias presentes, mas as alterações das concentrações dos íons em solução. As Figuras 4.5, 4.6, 4.7, 4.8, 4.9, 4.10 e 4.11 apresentam as variações temporais da condutividade, mostrando um leve aumento na época de chuva, associado às contribuições da bacia de drenagem.

Os valores médios de condutividade não apresentaram variações acentuadas em todo o período amostrado (704 – 794  $\mu\text{mhos/cm}$ ), sendo semelhantes nas margens e no centro da represa. Na época chuvosa, o valor mínimo foi de 752  $\mu\text{mhos/cm}$  (RS2 e RS3) e o máximo foi de 794  $\mu\text{mhos/cm}$  (RS4). Na época de estiagem os valores médios estiveram compreendidos entre 675  $\mu\text{mhos/cm}$  (RS4) e 732  $\mu\text{mhos/cm}$  (RS5).

CEBALLOS *et alii* (1997), estudando as características físico-químicas de treze açudes paraibanos encontraram em 31% deles, valores inferiores a 850  $\mu\text{mhos/cm}$ , valores estes compreendidos na faixa observada no açude São

Salvador.

WATANABE *et alii* (1989) registraram aumentos de condutividade elétrica em 8 açudes da Paraíba, desde o litoral para o interior do Estado, os quais foram associados com a formação geológica e com a diminuição dos índices pluviométricos, resultando em maiores concentrações dos sais e conseqüentemente em aumento da condutividade.

Aumentos da condutividade elétrica durante as chuvas foram observados por MERCANTE & BICUDO (1996) no açude Jacaré em Moji Guaçu (SP) e foram atribuídos ao aporte de material alóctone desde a bacia hidrográfica, através do escoamento superficial.

A bacia de drenagem da represa São Salvador deve ter contribuído com o leve aumento dos sais na estação chuvosa, uma vez que nela se desenvolvem atividades agrícolas que usam fertilizantes químicos.

Houve correlação significativa positiva, na época de chuva, com dureza ( $\alpha = 0,05$ ;  $r = 0,843$ ), indicando associação deste parâmetro com os sais de cálcio e magnésio arrastados desde a bacia de drenagem. A correlação significativa e positiva com pH ( $\alpha = 0,05$ ;  $r = 0,809$ ), estariam relacionados com os íons que são liberados nos processos metabólicos responsáveis pelos aumentos de pH, como a própria fotossíntese. A correlação negativa com ortofosfato ( $\alpha = 0,05$ ;  $r = 0,769$ ) está associada com os decréscimos deste íon, seja pela eventual assimilação fotossintética, seja por precipitação.

#### **4.3.4 - Transparência**

De acordo com ODUM (1971), a penetração da luz na água é limitada por materiais em suspensão, que restringem a profundidade da zona iluminada. Quando a turbidez é devida ao fitoplâncton, a medida de transparência (penetração da luz) pode ser um bom índice de produtividade. Também, a transparência tem sido amplamente utilizada como indicativa do grau de trofia em ambientes em processos de eutrofização (CARLSON, 1977; VON

SPERLING, 1994).

A transparência foi avaliada apenas no período chuvoso e nos pontos centrais da represa (RS4, RS6 RS7). O ponto RS4, localizado no delta de entrada, registrou o menor valor médio: 0,96 m; o maior foi em RS6, de 2,25 m. Este resultado evidencia a maior concentração do material em suspensão em RS4, proveniente do riacho afluente. Pode ter contribuído com a turbidez a maior mistura da água na época chuvosa, deixando em suspensão material do fundo e diminuindo a transparência. O ponto RS6, situado na parte central da represa, está mais distante dos efeitos perturbadores das margens o que se manifesta numa maior transparência.

VIANA (1995), na represa Várzea das Flores (MG), observou que na época das chuvas havia redução da transparência, associada ao material alóctone carregado para o corpo aquático. A autora verificou que esse fenômeno era mais acentuado nos pontos próximos das margens.

Na represa São Salvador a maior transparência foi medida nos pontos centrais. ROCHA (1976), na represa Guarapiranga (SP), registrou também a maior transparência nas proximidades da barragem (captação da água para a companhia de água), e associado com a maior profundidade destes pontos e sua distância da costa.

Apesar da grande utilidade do disco de Secchi para medir transparência da água, a interpretação dos resultados apresenta algumas limitações: na avaliação do nível de eutrofização destaca-se a interferência de partículas não biogênicas, como argilas e siltes (BRANCO, 1986) e, nestes casos, não se pode associar transparência com produtividade.

#### **4.3.5 - Oxigênio dissolvido**

No período chuvoso os valores médios variaram entre 4,9 mg/L (60,0% de saturação - RS3) e 6,5 mg/L (83,8% de saturação - RS1) nas margens, e entre 3,8 mg/L (49,0% de saturação - RS4) e 5,4 mg/L (70,0% de saturação - RS6) no

centro. Na estiagem, os valores foram de 5,9 mg/L (75,6% de saturação - RS5) e 7,3 mg/L (95,0% de saturação - RS1 e RS2) nas margens, e de 4,8 mg/L (62,0% de saturação - RS4) a 6,0 mg/L (77,0% de saturação - RS6 e RS7), no centro. As Figuras 4.5, 4.6, 4.7, 4.8, 4.9, 4.10, e 4.11 mostram as variações temporais do oxigênio dissolvido, e pode ser verificado um aumento nas concentrações deste parâmetro na época de estiagem, associado com a produção fotossintética.

Os menores valores em RS3 e RS4 relacionaram-se com as intensas atividades antrópicas nestes locais: hortas, banhistas, lavagem de veículos, pesca e criação de gado. Esse aporte de matéria orgânica aumenta o consumo de oxigênio dissolvido por parte dos organismos aeróbios responsáveis pela sua biodegradação (BRANCO, 1986). Valores próximos a 60% de saturação foram também registrados por BRANCO (1991), no lago Paranoá (Distrito Federal), em pontos que apresentavam descargas da Estação de Tratamento de Esgotos Sul (ETE Sul), e relacionaram com o consumo pelos organismos heterótrofos aeróbios na estabilização dos despejos.

As baixas concentrações de oxigênio dissolvido nos pontos RS3 e RS4 podem ter sido também favorecidas pelo sombreamento causado pelas macrófitas em grande parte da massa d'água, atenuando o efeito dos ventos e da chuva na oxigenação local, assim como dificultando a penetração da luz e com isso a fotossíntese. A influência das macrófitas como inibidores da fotossíntese e em consequência da concentração de oxigênio dissolvido, também foi verificada por BEYRUTH (1989) em um lago marginal do rio Embu - Mirim e por WATANABE (1981) na represa do Broa, ambos em São Paulo.

Por outro lado, os pontos RS1 e RS2, sem cobertura de macrófitas apresentaram na estiagem os maiores valores médios de oxigênio dissolvido (95,0% de saturação). Constatou-se nestes pontos abundância de algas, que contribuíram para a elevação do oxigênio dissolvido. Podem ter influenciado também a ação mecânica dos ventos, visto que ambos pontos estão em áreas sem proteção. Por outro lado, a coleta foi feita nos primeiros 30 cm da coluna d'água,

onde a difusão do oxigênio molecular é mais intensa.

Apesar de que os valores superiores de clorofila “a” ocorreram na época de chuva, a produção fotossintética não compensou as perdas de oxigênio detectadas nesta estação. Efetivamente, os maiores valores de oxigênio dissolvido ocorreram na estiagem, com menores concentrações de clorofila “a”. Comportamento semelhante foi obtido por NORDI (1981) em tanques alimentados com água da represa do Lobo (SP): valores acima da saturação (116% a 125% ) em presença de baixas concentrações de clorofila “a”(2,9 a 3,8 µg/L).

Valores entre 90% e 100% de saturação foram registrados por ESTEVES (1985), na represa Três Marias, no estado de Minas Gerais, com características oligotróficas e também com baixos teores de clorofila”a”.

Um outro fator que pode ter contribuído com o oxigênio dissolvido na represa São Salvador é a grande massa de *Elodea canadensis* spp que se localiza entre a superfície e até a 4 metros de profundidade. Provavelmente, a produção fotossintética desta macrófita aumentou os teores de oxigênio dissolvido e esta produção não pode ser avaliada através das determinações de clorofila “a” que foram feitas nesta pesquisa, destinadas apenas a quantificar a biomassa do fitoplâncton.

O oxigênio dissolvido teve correlação significativa e positiva, na época de chuva, com clorofila “a” ( $\alpha = 0,05$ ;  $r = 0,831$ ) evidenciando o oxigênio produzido pela biomassa algal que apresentou valores superiores nesta época.

#### **4.3.6 - Demanda bioquímica de oxigênio**

As concentrações médias de  $DBO_5$  em todos os pontos da represa se apresentaram inferiores ao limite de detecção da técnica (<2,0 mg/L), descrita em (APHA *et alii*, 1995), dificultando sua análise e comparação de dados. Valores inferiores a 3mg/L são próprios de corpos aquáticos classe especial e classe 1, destinadas a abastecimento, segundo o CONAMA (1986). As Figuras

4.5, 4.6, 4.7, 4.8, 4.9, 4.10 e 4.11 mostram as variações temporais deste parâmetro e foi observado um padrão homogêneo para ambos períodos.

Valores de  $DBO_5 \leq 2\text{mg/L}$ , foram observados por vários pesquisadores em açudes nordestinos pouco impactados e classificados como oligotróficos ou mesotróficos (DUARTE *et alii* 1997; CEBALLOS, 1995; ROCHA, 1976).

A correlação positiva e significativa de  $DBO_5$  com fósforo ( $\alpha = 0,05$ ;  $r = 0,846$ ), na chuva, apesar dos valores bastante baixos de  $DBO_5$ , estaria indicando a origem orgânica e biodegradável dos materiais responsáveis pelos teores de fósforo total, assim como um aporte conjunto externo de matéria orgânica e fósforo total.

#### **4.3.7 - Nitrogênio amoniacal**

As concentrações médias de nitrogênio amoniacal na represa São Salvador permitiram agrupar os pontos em conjuntos com valores semelhantes. Esta distribuição permitiu obter informações pontuais de algumas fontes poluidoras: os pontos das margens, mais impactados e os centrais, menos poluídos.

Na época chuvosa, os níveis médios de amônia nas margens variaram de 0,05 mg N/l (RS3) a 0,10 mg N/l (RS1). No centro, foi detectado 0,05 mgN/L apenas em (RS4). Na estiagem o valor médio mínimo foi de 0,01 mgN/L (RS4) e o máximo de 0,06 mg N/L (RS3), não foi detectado nos demais pontos.

As maiores concentrações de N - amoniacal registradas nos pontos RS1, RS3 e RS4 estão relacionadas com o aporte de matéria orgânica recentes lançadas neste locais, que ao ser biodegradado libera formas de nitrogênio para o meio.

Os baixos valores de N- amoniacal podem estar associados ao consumo desta forma de nitrogênio por parte do fitoplâncton por questões energéticas tornando desnecessária a redução obrigatória do nitrato a amônio no interior da célula (HARRIS, 1986; SCHAFFER, 1985). Segundo GHENETAL (1972), *apud* WETZEL (1975), a concentração de 0,30 mg/L de oxigênio dissolvido é a mínima necessária ao processo de nitrificação, contudo a represa de São Salvador



apresentou valores entre 3,8 a 7,3 mg/L de oxigênio dissolvido e portanto condições favoráveis para a nitrificação. NOGUEIRA & MATSUMURA-TUNDISI (1996), pesquisando a dinâmica das populações fitoplanctônicas na represa de Monjolinho, São Carlos, registram a diminuição na concentração das formas nitrogenadas (amônia e nitrato), na época de maior desenvolvimento do fitoplâncton. Observaram que a diminuição de nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) deu início antes do decréscimo do nitrato sugerindo que o fitoplâncton dessa represa consumiu preferencialmente esta forma de nitrogênio. Concentrações de N-amoniacal próximas as observadas na represa São Salvador foram encontradas por ARAÚJO (1992), no açude de Boqueirão (PB), no período de chuva (médias entre 0,001e 0,02 mgN/L), cuja água apresentou características oligotróficas.

De acordo com VOLLENWEIDER (1968) apud ESTEVES (1988) em lagos de países temperados a concentração limite de nitrogênio amoniacal para ambientes oligotróficos é de 0,0 - 0,30 mgN/L e nos mesotróficos é de 0,30 - 2,0 mg N/L . De acordo com estes padrões, a represa aqui estudada apresentaria características predominantes de ambiente oligotrófico.

#### **4.3.8 - Nitrato**

Semelhante ao que ocorreu com nitrogênio amoniacal, as concentrações médias de nitrato evidenciaram zonas de diferentes níveis de poluição. As Figuras 4.5, 4.6, 4.7, 4.8, 4.9, 4.10 e 4.11 mostram as variações temporais deste parâmetro. Verificou-se maiores concentrações nas épocas de chuva evidenciando as contribuições da bacia de drenagem.

As flutuações deste parâmetro na época de chuva variaram de um mínimo de 0,10 mgN/L (RS1 e RS5) à um máximo de 0,22 mgN/L (RS3) nas margens e de 0,13 mgN/L (RS6) a 0,22 mgN/L (RS4) no centro. Na estiagem houve decréscimo, apresentando nas margens um valor mínimo de 0,04 mgN/L (RS3) e um máximo de 0,12 mgN/L (RS2) e nos pontos centrais entre 0,03 mgN/L (RS6)

e 0,06 mgN/L (RS4). Os pontos RS3 e RS4 apresentaram as maiores quedas de concentrações em relação à chuva, sugerindo que houve redução no aporte oriundo da bacia de drenagem e podendo ainda estar associado à absorção pelo fitoplâncton quando se esgotaram as reservas do N-amoniacal. Segundo ESTEVES (1988), ecossistemas aquáticos de regiões tropicais possuem de modo geral, baixas concentrações de nutrientes dissolvidos devido ao seu rápido consumo. O comportamento observado na represa de São Salvador coincide com as observações de VIANA (1995), na represa Várzea das Flores (MG), também obteve concentrações de nitrato de 0,142 a 0,287 mg N/L), com os valores elevados na época de maiores precipitações pluviométricas, e que foram associados com a carga orgânica arrastada pelas chuvas para o corpo aquático. NOGUEIRA & MATSUMURA - TUNDISI (1996) estudando a represa do Mojolinho (SP) registraram reduções nos níveis de nitrato na época de estiagem, e o autor assinalou que esse decréscimo foi devido a sua incorporação à biomassa algal. Comportamento semelhante ao observado na represa São Salvador. As faixas dos teores de nitrato observados na represa de São Salvador estão abaixo do limite de 1 mg N/L, considerado como limite para ambientes entre oligotróficos e mesotróficos segundo VOLLENWEIDER (1968) *apud* ESTEVES (1988). De fato, as concentrações de nitrato permitiram dividir a represa de São Salvador em regiões mais impactadas e menos impactadas, produzindo níveis de trofia variando de oligo para mesotrófico. Os locais mais impactados foram os próximos ao delta de entrada do riacho, às hortas e ao balneário.

#### **4.3.9 - Nitrogênio kjeldahl**

Os níveis médios de NKT na época de chuva não apresentaram diferenças acentuadas entre os diferentes locais. Nos pontos das margens os valores oscilaram de 0,75 mg N/L (RS1) a 1,03 mg N/L (RS3) e nos centrais de 0,78 mg N/L (RS6) a 0,99 mg N/L (RS4). Na estiagem, foi observado que as concentrações médias de NKT foram ligeiramente inferiores aos da época de

chuva. Nas margens, o nível variou de um mínimo de 0,66 mg N/L (RS1) a um máximo de 0,77 mg N/L (RS5) e os pontos centrais variaram de 0,52 mg N/L (RS4) a 0,75 mg N/L (RS6). As Figuras 4.5, 4.6, 4.7, 4.8, 4.9, 4.10 e 4.11 apresentam a variação temporal de NKT, apresentando praticamente um mesmo padrão para as duas épocas.

Os maiores valores na época chuvosa podem estar relacionados com as contribuições da bacia de drenagem através do escoamento superficial. Uma outra fonte pode ser o lodo do fundo ou a própria massa de *Elodea canadensis* submersa, que são misturados por efeito da agitação da massa de água com as chuvas.

ESTEVEES (1985), estudando a represa Três Marias (MG) observou aumentos na concentração de nitrogênio orgânico total na época de chuva, decorrentes dos materiais alóctones ricos em nutrientes. Este autor encontrou concentração de nitrogênio orgânico total entre 0,034 e 0,186 mg N/L e concluiu que esta represa tinha características oligotróficas. Na represa São Salvador os valores foram mais altos, indicando características mesotróficas.

#### **4.3.10 - Fósforo total**

O fósforo tem sido apontado como o principal responsável pela eutrofização artificial. O aporte contínuo pode comprometer o estado trófico de muitos lagos e represas, estimulando a eutrofização (SALAS & MARTINO, 1991). Por isso, o controle dos níveis de fósforo dos efluentes domésticos e dos fertilizantes usados nas áreas rurais, tem sido o mecanismo utilizado em todo o mundo para retardar este processo, embora não sempre com sucesso (AZEVEDO NETTO, 1988). Devido ao efeito eutrofizante do fósforo nas águas continentais, a concentração de fósforo total é considerada como parâmetro essencial para a classificação trófica de ambientes aquáticos (CARLSON, 1977).

Na represa de São Salvador houve grandes flutuações deste parâmetro. Na

época de chuva, o valor médio mínimo foi de 0,34 mg P/L (RS2) e o valor médio máximo de 0,80 mg P/L (RS5) nas margens e de 1,12 mg P/L (RS7) a 1,60 mgP/L (RS6) nos pontos centrais. Na estiagem, as concentrações médias variaram de 0,04 mg P/L (RS1 e RS3) a 0,10 mg P/L (RS2) nas margens, e flutuaram de 0,04 mg P/L (RS6) a 0,06 mg P/L (RS7) no centro da represa.

Os maiores teores de fósforo na época chuvosa podem estar associados às contribuições externas provenientes das áreas agrícolas, que também aumentaram a biomassa. HARRIS (1986), ressalta que o aporte externo de fósforo pode exceder às necessidades do fitoplâncton e, nesse caso, teores elevados podem ser encontrados nas águas superficiais. Por outro lado, há uma fonte interna de fósforo gerada no próprio reservatório a partir da vegetação submersa e estudos ao longo da coluna de água são necessários para avaliar essa contribuição. Por outro lado, com as chuvas pode ocorrer maior revolvimento das camadas inferiores da água atingindo camadas onde se encontram grandes massas de *Elodea canadensis* e lodo. Com a mistura, formas de fósforo que estavam no hipolímnio podem ser liberados para a coluna d'água, explicando as concentrações elevadas de fósforo total observadas no centro da represa. Segundo WETZEL (1983), o sedimento é o principal reservatório de fósforo nos lagos e o maior responsável pela ciclagem desse elemento para a coluna d'água.

A acentuada redução de fósforo observada na estiagem foi associada com os ciclos biogeoquímicos, assimilação biológica e precipitação química. O tempo de detenção pode ser considerado um fator relevante quando comparado com a época chuvosa e que teria contribuído para que ocorressem esses fenômenos. PONTES (1980) e DABÉS (1990), observaram para o Lago D. Helvécio e a represa do Pontal (MG) aumentos nas concentrações de fósforo nos meses que houve maior circulação e mistura na coluna d'água. VIANA (1995), na represa Várzea das Flores (MG), observou concentrações mais elevadas de fósforo total na estação chuvosa e associou com aporte de esgotos domésticos e industriais. CALIJURI (1989), nos reservatórios Barra Bonita e Broa (SP), observou

aumentos de fósforo no período de maior precipitação pluviométrica. Comportamento semelhante foi observado por CEBALLOS (1995), em três açudes nordestinos, com maiores concentrações na épocas chuvas e foram relacionados com cargas externas arrastados para os açudes.

As Figuras 4.5.a, 4.6.a, 4.7.a, 4.8.a, 4.9.a, 4.10.a e 4.11.a mostram as variações temporais do fósforo, foi observado um forte redução das concentrações na época de estigem, estando associado com ciclos biogeoquímicos e assimilação por parte do fitoplâncton.

VOLLEWEIDER (1981), recomenda um limite 10  $\mu\text{gP/L}$  para classificar ambientes aquáticos oligotróficos. Com base nesta informação, as concentrações na represa São Salvador sugerem níveis elevados de trofia em compartimentos pontuais, os que apresentaram características hipereutróficas na chuva e eutróficas na estiagem.

#### **4.3.11 - Ortofosfato solúvel**

O ortofosfato solúvel é a forma de fósforo mais prontamente disponível para os organismos fotossintéticos. As concentrações de ortofosfato na água dependem bastante da densidade e da atividade do fitoplâncton, que durante a fotossíntese assimila grandes quantidades (HARRIS, 1986). No geral, atribui-se a diminuição de nutrientes à precipitação, à estocagem no hipolímnio e ao consumo na coluna de água, processos estes relacionados com a temperatura (ESTEVES, 1988; ODUM, 1971; MARGALEF, 1986). Os decréscimos de alguns nutrientes na estiagem, especialmente fósforo total, ortofosfato solúvel nitrato observados na represa São Salvador podem associar-se a todos estes fatores, sob a influência do maior tempo de detenção hidráulica neste período e à maior quiescência da água.

Em lagos tropicais, a temperatura elevada acentua o metabolismo dos organismos, fazendo com que o ortofosfato (assim como os nitratos e amônia) seja assimilado rapidamente, implicando em baixas concentração deste composto

(OHLE, 1958; BRANCO, 1991).

As Figuras 4.5.a, 4.6 a, 4.7.a, 4.8.a, 4.9.a, 4.10.a e 4.11.a mostram as variações temporais deste parâmetro, evidenciando que as águas superficiais tropicais apresentam baixos teores de ortofosfato associados com acelerada assimilação por parte do fitoplâncton.

Na represa São Salvador este parâmetro apresentou concentrações relativamente baixas. Na época chuvosa os valores oscilaram de um mínimo de 0,01 mgP/L (RS1 e RS2) a um máximo de 0,03 mg P/L (RS3) nas margens e de 0,02 mgP/L (RS6 e RS7) a 0,06 mgP/L (RS4) nos pontos centrais. Na estiagem, os valores oscilaram entre de 0,03 mgP/L (RS1 e RS3) a 0,02 mgP/L (RS2 e RS5) nas margens e de 0,03 mgP/L (RS7) a 0,01 mgP/L (RS4 e RS7) no centro da represa.

Valores bem baixos (0,0 - 0,01 mgP/L) foram encontrados por CEBALLOS (1995), no Açude de Boqueirão (PB), e foram relacionados com a diluição, assimilação biológica e precipitação química. GENTIL (1984) registrou concentrações também baixas nas represas Barra Bonita, Capivara e Jaguará, (SP), e as relacionaram com a permanente oxigenação e à complexação do fósforo com sais de ferro e de alumínio.

Os resultados da represa São Salvador foram próximos a aqueles encontrados por LEOPOLDO *et alii* (1996), no reservatório da usina Ibitinga (SP), com valores de ortofosfato variando entre 0,0 e 50 µgP/L), classificado como oligotrófico.

#### **4.3.12 - Sulfato**

Os valores deste parâmetro não apresentaram grandes diferenças entre a época de chuva e a de estiagem. Na época de chuva este parâmetro variaram de um valor médio mínimo de 0,60 mgS/L (RS5) a um máximo de 1,98 mgS/L (RS3) nas margens e de 0,22 mgS/L (RS6) a 1,0 mgS/L (RS4) nos pontos centrais. Na estiagem, os níveis de sulfato oscilaram de 0,32 mgS/l (RS5) a 0,87



mgS/L (RS1) nas margens e de 0,22 mgS/L (RS6) a 2,10 mgS/L (RS7) no centro da represa.

Estas baixas concentrações de sulfato podem ser resultantes de um solo pobre em sulfato (formação geológica) e ausência deste ânion nas águas de chuvas. As análises das amostras de água de chuva (amostras coletadas na estação meteorológica da EMEPA- Sapé) mostraram ausência de  $\text{SO}_4^-$ .

De fato, baixos teores de sulfato em águas superficiais foram observadas por outros autores, (BEYRUTH, 1989; CALIJURI, 1989; GENTIL, 1984), todos em represa da região sudeste. As Figuras 4.5.a, 4.6. a, 4.7.a, 4.8.a, 4.9.a, 4.10.a e 4.11.a, mostram as variações temporais de sulfato, revelando os baixos teores nestes ambientes.

O enxofre raramente atua como fator limitante na produção de ecossistemas lacustres. Somente alguns lagos tropicais, localizados na região amazônica e na África ( lagos George e Vitória) têm sido apontados como ambientes em que o enxofre pode atuar como fator limitante (ESTEVES, 1988).

#### 4.3.13 - Sulfeto

O gás sulfídrico é extremamente tóxico para os organismos aquáticos especialmente para os peixes. Este composto atinge diretamente a hemoglobina reagindo com o centro ativo das moléculas e forma um complexo (sulfohemoglobina) que impede a assimilação do oxigênio. Assim, peixes e outros organismos morrem por asfixia (ESTEVES, 1986; GLOYNA & ESPINO, 1969; MARA & PEARSON, 1986).

Na represa de São Salvador, os níveis de sulfeto foram baixos e quase sempre iguais a zero durante todo período de amostragem. No período chuvoso, flutuaram de 0,72  $\mu\text{gS/L}$  (RS5) a 2,5  $\mu\text{gS/L}$  (RS2) nas margens e de 0,42  $\mu\text{gS/L}$  (RS7) a 1,24  $\mu\text{gS/L}$  (RS4) nos pontos centrais. Na estiagem, as concentrações continuaram baixas variando de um mínimo médio de 0,45  $\mu\text{gS/L}$  (RS5) a um máximo médio de 2,8  $\mu\text{gS/L}$  (RS2) nas margens e de 0,50  $\mu\text{gS/L}$  (RS4) a

1,50  $\mu\text{gS/L}$  (RS6) nos pontos centrais da represa.

As Figuras 4.5.a, 4.6.a, 4.7.a, 4.8.a, 4.9.a, 4.10.a e 4.11.a mostram as variações temporais deste parâmetro o qual teve o mesmo comportamento observado no riacho.

Na formação de reservatórios sobre grandes florestas, logo após a inundação podem ser observadas altas concentrações de gás sulfídrico desde o hipolimnio até o epilimnio (ESTEVES, 1988). Entretanto, este não foi detectado nas águas da represa São Salvador, inundada sem desmatamento prévio. Caso compostos de sulfeto estivessem sendo gerados no hipolimnio, estes não atingiram as camadas superiores onde o sulfeto esteve praticamente ausente. Uma investigação ao longo da coluna d'água poderá produzir dados mais significativos, uma vez que os compostos de sulfeto são formados por processos anaeróbios realizados no fundo do corpo aquático ou pela redução do sulfato em uma região iluminada ou não, porém anóxica (ATLAS & BARTA, 1981), o que não foi o caso dos primeiros 30 cm da lâmina d'água onde foram coletadas das amostras.

O sulfeto, embora em concentrações muito baixas, apresentou correlação significativa positiva na chuva com a nitrogênio orgânico kjeldahl de ( $\alpha = 0,050$ ;  $r = 0,784$ ) sugerindo uma origem comum seja o revolvimento do lodo do fundo e as massas de macrófitas submersas em decomposição, seja um aporte exógeno ou ambos.

#### **4.3.14 - Alcalinidade**

Os valores de alcalinidade foram bastante uniformes ao longo de todo o período de amostragem não apresentando diferenças acentuadas entre os pontos das margens e do centro da represa nem entre época de chuva e de estiagem.

As Figuras 4.5.a, 4.6. a, 4.7.a, 4.8.a, 4.9.a, 4.10.a e 4.11.a apresentam as variações temporais da alcalinidade, evidenciando um padrão homogêneo idêntico ao riacho recebendo a mesma abordagem na represa revelando um

ambiente com bom tamponamento.

As concentrações médias variaram de 96,6 mgCaCO<sub>3</sub>/L (RS2) a 103,0 mgCaCO<sub>3</sub>/L (RS6) para época de chuva e na estiagem, entre 86,6 mgCaCO<sub>3</sub>/L (RS6) e 106,2 mgCaCO<sub>3</sub>/L (RS4). Esse padrão homogêneo de alcalinidade observado na represa sugere para esta água um bom poder de tamponamento, visto que tanto as contribuições dos sais da bacia de drenagem quanto os eventos biogeoquímicos e climatológicos não chegaram a influenciar nos valores desta variável durante o período pesquisado.

Resultado similar foi obtido por MERCANTE & BICUDO (1996) no Açude de Jacaré em Mogi Guaçu (SP), onde não foi observado qualquer padrão sazonal de flutuação da alcalinidade, nem ocorreram diferenças consideráveis entre os valores das estações de chuva e seca.

Os estudos de WRIGHT (1934) e MELO & CHACON (1976) em açudes nordestinos mostraram que os principais ânions participantes da condutividade e alcalinidade são bicarbonatos seguidos de carbonatos de cálcio. Estes pesquisadores encontraram valores mais baixos na época de chuva atribuídos à diluição.

De acordo com (APHA *et alii*, 1995), água com alcalinidade abaixo 20 mgCaCO<sub>3</sub> /L são consideradas baixas e significam baixa capacidade de tamponadora. Com base nesta informação a água da represa de São Salvador é considerada de alcalinidade alta pois os valores estavam acima 100 mgCaCO<sub>3</sub>/L).

A alcalinidade apresentou correlação significativa negativa na chuva com a condutividade ( $\alpha = 0,05$ ;  $r = 0,841$ ) e com a dureza de ( $\alpha = 0,01$ ;  $r = 0,95$ ), que se podem associar com consumo de CO<sub>2</sub>. Foram positivas as correlações com clorofila "a" de ( $\alpha = 0,05$ ;  $r = 0,838$ ); com OD ( $\alpha = 0,05$ ;  $r = 0,773$ ) e com pH ( $\alpha = 0,05$ ;  $r = 0,822$ ), todas estas associadas com a fotossíntese. Na estiagem houve uma correlação significativa negativa com ortofosfato ( $\alpha = 0,05$   $r = 0,803$ ). Estas correlações foram associadas com o consumo de CO<sub>2</sub> e nutrientes e aumentos de pH no processo fotossintético. Segundo SCHÄFER (1985), em

ambientes eutróficos a elevação do pH tende a aumentar as concentrações de bicarbonatos e vice-versa.

#### 4.3.15 - Dureza

Águas duras são aquelas que requerem grande quantidade de sabão para produzir espuma. A dureza é causada por cátions metálicos divalentes principalmente cálcio e magnésio. Esses cátions podem reagir com alguns ânions como bicarbonatos e carbonatos que são os mais abundantes nas águas superficiais, além dos sulfatos, cloretos, nitratos e silicatos (APHA *et alii*, 1995).

A dureza de uma água varia de acordo com a região. Em geral, as águas superficiais são mais brandas do que águas subterrâneas. A dureza reflete a natureza da formação geológica que através do contato com a água, propicia a solubilização dos íons presentes na rocha (SAWYER *et alii*, 1994).

Os valores médios de dureza na represa de São Salvador, foram uniformes nas duas estações de coletas e não apresentaram diferenças acentuadas entre margem e centro da represa. No período chuvoso, variou de um mínimo médio de 83,6 mgCaCO<sub>3</sub>/L (RS3) à um máximo médio de 91,2 mgCaCO<sub>3</sub>/L (RS1 e RS5). Na estiagem os valores médios estiveram compreendidos entre 87,6 mgCaCO<sub>3</sub>/L (RS5) e 90,5 mgCaCO<sub>3</sub>/L (RS4). Baseado na classificação SAWYER *et alii* (1994) esta água foi considerada moderadamente dura.

No estado da Paraíba predominam as rochas calcáreas que ocorrem como pacotes de gnaisses e xistos na região central. Estas formações geológicas produzem águas duras ou moderadamente duras típicas desta região (LEPRUN, 1983; GOVERNO DO ESTADO DA PARAÍBA, 1985).

As Figuras 4.5.a, 4.6.a, 4.7.a, 4.8.a, 4.9.a, 4.10.a e 4.11.a mostram as variações temporais para dureza, evidenciando que, como no riacho, não foram registradas flutuações acentuadas, mostrando que as concentrações foram praticamente iguais nos dois períodos.

#### 4.4 - Parâmetros biológicos da represa São Salvador

##### 4.4.1 - Clorofila "a"

A clorofila "a" é o parâmetro mais usado para indicar os teores de biomassa de algas (MARGALEF, 1986) e é importante para classificação trófica de ambientes aquáticos.

As Figuras 4.5.a, 4.6 a, 4.7.a, 4.8.a, 4.9.a, 4.10.a e 4.11.a mostram as variações temporais para clorofila "a". Houve um aumento na época chuvosa e associada com contribuições de algas exógenas, mais nutrientes que estimulam o desenvolvimento das algas.

Os valores médios de clorofila "a" na época de chuva foram maiores na zona litorânea, variando de um mínimo médio de 14,5 µg/L (RS2) a um máximo médio de 17,1 µg/L (RS5). Na zona limnética os níveis médios oscilaram de 9,3 µg/L (RS4) a 17,0 µg/L (RS7). Na estiagem o menor valor médio foi de 7,4 µg/L (RS3) e o maior médio de 10,0 µg/L (RS2) nas margens; no centro o mínimo médio foi de 6,0 µg/L (RS4) e o máximo médio foi de 9,4 µg/L (RS7). Embora não tenha sido registradas diferenças acentuadas de clorofila "a" entre margem e centro, as maiores concentrações foram observadas na época das chuvas, associadas com a introdução de algas exógenas.

DINIZ (1995) analisando a biomassa presente em açudes nordestinos também registrou maiores valores de clorofila "a" na época chuvosa, relacionados com a entrada de nutrientes que favoreceram o crescimento das algas. CEBALLOS (1995), trabalhando no Açude de Boqueirão (PB), obteve o mesmo comportamento e associou esses aumentos com a introdução de algas exógenas arrastadas pelos afluentes. A autora considerou também a diminuição de luminosidade no inverno, que teria favorecido a concentração do fitoplâncton nas camadas superficiais da água onde eram feitas as coletas.

Usando como referência os valores de CARLSON (1977), as concentrações

de clorofila “a” na represa de São Salvador sugerem características mesotróficas para ambas as épocas.

A clorofila “a” apresentou correlação significativa positiva na chuva com a alcalinidade ( $\alpha = 0,05$ ;  $r = 0,838$ ), dureza ( $\alpha = 0,05$ ;  $r = 0,899$ ), OD ( $\alpha = 0,05$ ;  $r = 0,852$ ) e pH ( $\alpha = 0,05$ ;  $r = 0,903$ ). Todas estas correlações expressam as modificações da qualidade físico-química da água relacionadas com a fotossíntese (consumo de  $\text{CO}_2$ , liberação de  $\text{OH}^-$ , formação de bicarbonatos e carbonatos).

#### 4.4.2 - Diversidade das algas

Na região Nordeste registros sobre a diversidade das algas em ambientes aquáticos sob diferentes condições tróficas são escassos e necessitam de estudos detalhados.

A coexistência de vários gêneros de algas em um mesmo ambiente aquático, está relacionado com as variações dos fatores físicos, químicos e biológicos do meio (WETZEL, 1983).

Com a intenção de associar a diversidade de gêneros com o estado trófico da represa São Salvador, foram identificados os gêneros de algas presentes e analisada a frequência de aparecimento de gêneros específicos, que poderiam funcionar como indicadores da eutrofização.

A Tabela 4.6 mostra os gêneros de algas identificados nos períodos de chuva (fevereiro - julho) e estiagem (setembro - dezembro de 1996). Foram identificados entre 15 e 27 gêneros. A represa apresentou uma composição uniforme, não sendo observado uma diferença acentuada da diversidade entre margem e centro. Os gêneros foram distribuídos nos seguintes Phyla: Cyanophyta (4 a 7 gêneros), Euglenophyta (1 a 3 gêneros), Chlorophyta (5 a 11 gêneros) e Bacillariophyta (4 a 9 gêneros). De um modo geral, a represa registrou maior diversidade na época chuvosa, variando de 20 a 27 gêneros em contraste com a estiagem que apresentou entre 15 a 22 gêneros. Este resultado pode estar



associado à introdução de nutrientes da bacia de drenagem, que propiciou condições favoráveis para o surgimento destes organismos e ainda algas exógenas que são arrastadas pelo escoamento superficial.

A Figura 4.13 apresenta os gêneros identificados com frequência de aparecimento  $\geq 50\%$  nos mesmos períodos. Dentro deste contexto, na represa São Salvador foram observados de 9 a 15 gêneros de algas pertencentes a quatro Phyla: Cyanophyta (6 gêneros), Euglenophyta (1 gênero), Chlorophyta (4 gêneros) e Bacillariophyta (5 gêneros).

No período de chuva foram identificados 11 gêneros: *Anabaena* spp, *Cylindrospermum* spp, *Oscillatoria* spp e *Rhaphidiopsis* spp (Cyanophyta); *Trachelomonas* spp (Euglenophyta); *Oocystis* spp e *Staurastrum* spp (Chlorophyta) e *Cyclotella* spp, *Melosira* spp, *Navicula* spp e *Synedra* spp (Bacillariophyta).

Os gêneros de maior frequência nesta época foram: *Oscillatoria* spp, *Trachelomonas* spp, *Cyclotella* spp, *Melosira* spp e *Navicula* spp. Segundo o sistema indicador de PALMER (1969), estes gêneros ocupam os 2º, 26º, 15º, 13º e 7º lugares respectivamente. *Oscillatoria* spp e *Navicula* spp são cosmopolitas e típicas de águas poluídas e em processo de eutrofização (BRANCO, 1986). LEWIN (1953) citado por ARAÚJO (1992), considera que *Navicula* spp apresenta heterotrofia, sendo capaz de crescer na escuridão utilizando provavelmente glicina e glucose como fonte de carbono. Este gênero foi abundante em açudes da Paraíba considerados eutróficos e hipereutróficos. Em contraste com o açude com características oligotróficas e considerado de águas limpas onde este gênero apresentou baixa frequência (ARAÚJO, 1992; CEBALLOS, 1995).

Segundo FOTT (1971), os gêneros *Melosira* spp e *Cyclotella* spp esta última exclusiva de chuva, são encontradas em águas limpas oligotróficas. ROUND (1973) também coincide com este resultado e cita *Melosira* spp como típica de águas pobres em nutrientes. No entanto, alerta para fato de que estas

algas podem ser estimuladas por níveis médios de poluição orgânica. CALIJURI (1969) estudando corpos aquáticos artificiais em São Paulo, registrou abundância de *Melosira* spp na represa do Broa (SP) ambiente considerado oligomesotrófico. Segundo a classificação de KOLKWITZ *et alii*, MARSSON & LIEBMANN (1959) citada por BRANCO (1978), considera *Cyclotella* spp como típica de ambiente oligotrófico.

O gênero *Trachelomonas* é freqüente em ambientes ricos em nutrientes particularmente onde as concentrações de nitrogênio e fósforo são altas (ROUND, 1973). Provavelmente, este fato deve ter contribuído para o crescimento desta alga na represa São Salvador, uma vez que os nutrientes apresentaram valores elevados de nutrientes (Tabelas 4.4 e 4.5). Estas algas vivem em meios tendendo a neutros ou levemente ácidos e águas salobras não permitem seu desenvolvimento (XAVIER, 1985). A represa São Salvador apresentou valores de pH entre neutro e alcalino, não impedindo o crescimento de *Trachelomonas* spp visto que registrou frequência elevada. Em lagos de fontes no Parque do Ipiranga (SP), XAVIER (1985) encontrou *Trachelomonas* spp em ambientes pobres em matéria orgânica e citando o trabalho de CARDOSO (1982), revelou que este autor caracteriza o ambiente em que vivem *Trachelomonas* como de poluição média, não fornecendo informações sobre as características físico-químicas do ambiente estudado.

Na estiagem foram identificados 15 gêneros (Figura 4.13) com a seguinte distribuição: *Anabaena* spp, *Aphanizomenon* spp, *Cylindrospermum* spp, *Oscillatoria* spp, *Raphidiopsis* spp, *Spirulina* spp (Cyanophyta), *Trachelomonas* spp (Euglenophyta), *Chlorella* spp, *Micractinium* spp, *Oocystis* spp, *Staurastrum* spp (Chlorophyta) e *Melosira* spp, *Navicula* spp, *Surirella* spp e *Synedra* spp (Bacillariophyta). Foram gêneros exclusivos de seca: *Aphanizomenon* spp, *Micractinium* spp, *Surirella* spp *Spirulina* spp. Com exceção de *Aphanizomenon* spp que não foi classificado no trabalho de PALMER (1969), os demais gêneros ocupam os 17º, 35º e 37º lugares respectivamente,

confirmando a tendência destas algas habitarem em águas limpas. Segundo BRANCO (1986) o gênero *Aphanizomenon* spp está presente em ambientes hipereutróficos, e ao se decompor causam odor séptico. Os gêneros mais abundantes da época de seca: *Oscillatoria* spp, *Trachelomonas* spp, *Micractinium* spp, *Surirella* spp e *Synedra* spp. As características das algas *Oscillatoria* spp e *Trachelomonas* spp foram analisadas anteriormente no riacho São Salvador. De acordo com BRANCO (1986) *Micractinium* spp é uma alga de superfície e pode suportar poluição acentuada. CEBALLOS (1995), estudando açudes nordestinos, registrou o gênero *Micractinium* spp, com maior abundância no açude com águas consideradas limpas ou em locais com ausência de fontes poluidoras. Algumas espécies de diatomáceas, como *Surirella* spp podem ser encontradas em águas salobras. Porém outras espécies são típicas de águas limpas (BRANCO, 1986). De fato, na classificação de PALMER (1969), mostrou-se sensível à poluição orgânica, uma vez que se encontra 31º lugar. Por outro lado, a presença de *Synedra* spp nas águas de mananciais provoca obstrução nos filtros das ETAs, além de produzir odor de capim, tornando sua presença indesejável na água destinada para consumo humano. Esse gênero pode ser encontrado também em águas poluídas (BRANCO 1986). Esta avaliação foi confirmada por PALMER (1969), pois esta alga ocupa 9º lugar quanto a sua tolerância à poluição orgânica. A presença deste gênero com elevada nas águas da represa, sinaliza a possibilidade de ocorrência de problemas futuros de sabor e odor desta água, destinada ao abastecimento humano.

A composição fitoplanctônica da represa como um todo (Figura 4.13) mostrou a predominância de representantes dos Phyla Cyanophyta e Bacillariophyta, o grupo das diatomáceas não mostrou uma uniformidade com gêneros presentes na época na chuva e ausentes na estiagem e vice-versa. BEYRUTH (1989) estudando um lago marginal em São Paulo, observou que as diatomáceas foi o grupo sanitário de algas mais afetado pelos fatores físico-químicos, evidenciado pela redução do número de gêneros. Também registrou

diminuição na densidade deste Phylum nos locais com sombreamento provocado pelas macrófitas flutuantes. CHELLAPA (1990) pesquisando o lago Jundiá (RS), observou que em condições oligotróficas, a comunidade fitoplanctônica foi dominada por algas verdes e diatomáceas. A contínua introdução de agrofertilizantes neste corpo aquático provocou mudanças na composição das algas. Verificou-se desaparecimento de muitos gêneros de algas e as cianofíceas passaram a predominar neste ambiente, que após dois anos de estudo já apresentava características eutróficas.

Segundo BRANCO (1986), as cianofíceas são algas muito freqüentes em lagos eutróficos tropicais. Isto deve-se a preferência que as algas deste grupo têm por águas quentes ricas em nutrientes (HUTCHINSON, 1967). ROCHA e BRANCO (1985) destacaram o desenvolvimento de cianofíceas na represa Billings (SP) atribuído ao aporte contínuo de nitrogênio e fósforo. Os autores salientam que essas algas são as menos exigentes com relação à concentração de CO<sub>2</sub>. As águas tropicais apresentam temperaturas e pH elevados, submetidas a intensa radiação solar, abundante matéria orgânica e longos períodos de detenção hidráulica, condições estas ideais para o desenvolvimento de cianofíceas (GANAPATTI, 1960), e que terminam causando alterações da qualidade da água do manancial (sabor e odor, produção de toxinas) e a colmatação dos filtros das ETAS (BRANCO, 1986).

De acordo com LEWIS (1978) as algas, dentre elas as diatomáceas, habitam em locais com disponibilidade de nutrientes e luz. Fatores que estiveram presentes na represa São Salvador durante todo o período estudado, sugerindo que estas condições são importantes para estas algas. CEBALLOS (1995) estudando açudes da Paraíba, registrou predominância deste Phylum no açude com características oligotróficas.

A distribuição e composição fitoplanctônica mostrou a compartimentalização da represa em três regiões: uma próxima à entrada do rio e definida pelos pontos RS4 e RS3, com menor diversidade (12 gêneros),

caracterizada pelas mudanças de águas lóxicas para lânticas, e associadas com as atividades antrópicas desenvolvidas nestes locais caracterizados pelos altos valores de nutrientes. A segunda região, localizada na parte central da represa (RS6 e RS7), encontra-se mais protegida dos eventos que ocorrem na zona litorânea, favorecendo o crescimento das algas, apresentando maior diversidade (15 gêneros). A terceira região, próxima à captação, localizadas nas margens, caracterizadas pelos pontos RS1, RS2 e RS5, também registraram 15 gêneros com pouca atividade antrópica.

Os gêneros predominantes nos pontos RS3 e RS4 foram: *Oscillatoria* spp, *Trachelomonas* spp e *Navicula* spp . O gênero *Oscillatoria* spp, foi o mais abundante com um padrão homogêneo, não apresentando diferença entre seca e chuva. Segundo BRANCO (1986) e PALMER (1969), esse gênero indica poluição e é comum em ambientes eutróficos. Destaca-se a importância da matéria orgânica cuja presença favorece seu desenvolvimento. O gênero *Navicula* spp foi mais abundante na época de chuva evidenciando a contribuição dos nutrientes trazidos da bacia de drenagem que beneficiam o desenvolvimento desta alga. O gênero *Trachelomonas* spp apresentou uma frequência praticamente igual na chuva e na estiagem, isto leva à crer que esta alga mostrou-se indiferente aos fatores climáticos nestes locais amostrados.

A região central da represa (RS6 e RS7), registrou a maior diversidade, com 14 e 15 gêneros respectivamente. Os gêneros predominantes neste grupo de pontos foram: *Oscillatoria* spp *Trachelomonas* spp (idêntica à região anterior) e *Melosira* spp. Esta última alga se encontra em 13º lugar no sistema indicador de PALMER (1969), pode habitar ambientes poluídos com matéria orgânica. São algas de superfície e causam obstrução de filtros de ETAs (BRANCO, 1986). DI BERNADO (1996), estudando o florescimento de algas em águas superficiais destinadas ao consumo humano (São Paulo), registrou predominância do gênero *Melosira* spp e este foi o principal responsável pelo entupimento dos filtros de

areia na Estação.

A região próxima à barragem (RS1 e RS2 ) teve distribuição e composição fitoplanctônica semelhante à região central da represa com 14 e 15 gêneros respectivamente. Os gêneros mais abundantes desta época foram: *Oscillatoria* (idêntica aos outros pontos), *Surirella* e *Synedra*. Os fatores que permitem o desenvolvimento destas algas foram descritos anteriormente.

A distribuição e composição das algas na represa São Salvador, de fato, sinalizaram a presença de regiões impactadas e protegidas, demonstrando a sensibilidade destes organismos à presença de poluição que, neste estudo, foi de origem orgânica (agrícola e efluente de esgoto doméstico). Pode-se concluir que a região dos pontos RS3 e RS4 se revelou área mais influenciada por fatores antrópicos, visto que a distribuição fitoplanctônica foi bastante irregular nas duas estações climáticas analisadas.

Já a área central (RS6 e RS7) e as margens (RS1, RS2 e RS5), com menores atividades antrópicas, registraram maior diversidade e um padrão homogêneo na presença dos gêneros na chuva e estiagem. Segundo MARGALEF (1983), estes organismos atuam como sensores refinados das propriedades ambientais e refletem melhor qualquer variação da dinâmica do ecossistema.

As variações acentuadas de temperatura e a duração do fotoperíodo em regiões temperadas e polares são os fatores que mais influem no desenvolvimento do fitoplâncton. Nas regiões tropicais, a luz e a temperatura são relativamente constante durante o ano, assim as variações sazonais do fitoplâncton dependem fundamentalmente das estações climáticas de chuvas ou seca e da ação dos ventos (DI BERNADO, 1995).

Para lagos e represas tropicais rasos, geralmente sujeitos a muita turbulência, torna-se difícil o reconhecimento dos fatores mais importantes na determinação das variações temporais (HINO, 1979). Para represa São Salvador sugere como fatores principais a precipitação total, predação seletiva e a reciclagem de nutrientes que, neste ecossistema, está associado à turbulência da



coluna d'água. A maior diversidade ocorreu no período de estiagem, provavelmente devido às melhores condições de radiação subaquáticas.

A represa, como um todo, apresentou a predominância dos gêneros *Oscillatoria* spp e *Anabaena* spp (Figura 4.13) indicando ambiente com características eutróficas e ricos em matéria orgânica. O gêneros *Cyclotella* spp (exclusivo de chuva) e *Surirella* spp (exclusivo de seca), são gêneros menos tolerantes à poluição e que habitam principalmente ambientes oligotróficos.

A represa São Salvador apresentou gêneros exclusivos de estiagem (*Aphanizomenon* spp, *Spirulina* spp, *Micractinum* spp e *Surirella* spp) e outros representantes específicos na chuva (*Cyclotella* spp). A diversidade variou em função das modificações provocadas por fatores climáticos, em consequência, ocorre maior ou menor disponibilidade nutrientes de acordo com estação, e estas variações geram flutuações nos parâmetros físico-químicos que favorecem o aparecimento de um gênero em detrimento de outro. Neste trabalho este fenômeno foi constatado pela presença de gêneros exclusivos de chuva e outros exclusivos de estiagem.

#### **4.5 - Classificação do nível trófico da represa São Salvador**

A profusão de parâmetros que são analisados na caracterização limnológica de lagos e represas muitas vezes torna o trabalho de análise bastante exaustivo. Com o intuito de facilitar a sua interpretação, podem-se usar “índices” que resumem em um único ou em poucos valores o conjunto de informações.

O Índice do Estado Trófico (IET) de CARLSON (1977) (Tabela 4.7) permite uma avaliação limnológica bastante aproximada do nível de enriquecimento nutricional de um corpo aquático e abrange apenas três parâmetros, (transparência, clorofila “a” e fósforo total). Segundo VON SPERLING (1994) trata-se de uma forma simples de analisar um conceito multidimensional que envolve critérios de oxigenação, de transparência, de nutrientes eutrofizantes e de biomassa.



nutrientes eutrofizantes e de biomassa.

As Tabelas 4.8 e 4.8.a apresentam os resultados do IET de CARLSON (1977), para os diferentes pontos de coleta da represa de São Salvador para o período de chuva e estiagem respectivamente.

Foi observado que o mesmo ponto apresentou diferentes níveis de eutrofia, segundo o parâmetro considerado. Houve diferenças bastante acentuadas entre os diferentes pontos para uma mesma época climática.

Na época de chuva as elevadas concentrações de fósforo foram as principais responsáveis pelos altos níveis de eutrofia, onde 70% da represa se apresentou hipereutrófica em relação a este parâmetro. Entretanto, quanto a clorofila “a”, 100% da represa foi classificada como mesotrófica. A análise global dos IET para os três parâmetros considerados classificou a represa como eutrófica.

Na estiagem os valores de clorofila permaneceram semelhantes aos da época anterior (100% da represa), não havendo portanto, alterações do IET em relação a este parâmetro. Quanto ao fósforo total, o IET evidenciou a redução das concentrações desta variável, passando de hipereutrófico (chuva), para eutrófico na estiagem. A classificação global da represa nesta época foi meso-eutrófico.

DUARTE *et alii* (1997), estudando três lagoas naturais no Rio Grande do Norte aplicaram IET de CARLSON (1977), obtiveram um gradiente decrescente de eutrofização, desde a Lagoa Extremóz e Jiquí, avaliadas como eutróficas, até a de Bonfim com predominância de características oligotróficas. Em função da localização do ponto de amostragem e do parâmetro considerado, as lagoas tiveram fortes variações nas características limnológicas semelhantes às observadas neste trabalho. Apesar dessas diferenças as três lagoas foram facilmente avaliadas comparativamente através do IET. CEBALLOS (1995), utilizou o IET (CARLSON, 1977) em açudes da Paraíba, e os açudes urbanos com altos níveis de nutrientes e clorofila “a” foram, segundo este índice, como eutrófico e hipereutrófico e para o açude rural com baixas concentrações de

nutrientes e clorofila “a” como oligotrófico. Idêntica situação foi observada por CALIJURI (1989), ao estudar duas represas em São Paulo, também usou o IET de CARLSON (1977), e encontrou diferentes categorias tróficas para estes corpos aquáticos, recebendo a classificação oligotrófica a represa Broa, que apresentou baixas concentrações de nutrientes e clorofila “a” e Barra Bonita com mais impacto ambiental provenientes de esgotos domésticos, foi classificada como eutrófica.

A Figuras 4.14.a e 4.14.b mostram a variação espacial-temporal do IET médio para cada ponto de amostragem. Observa-se para época de chuva que a clorofila “a” não apresentou muita flutuação espacial, porém, o fósforo total registrou teores elevados. De maneira geral, a represa foi classificada como eutrófica para clorofila “a” e hipereutrófica para o fósforo total para esta estação. Na estiagem, houve uma redução nos teores de fósforo mostrando uma atenuação nas curvas, evidenciando a ausência das perturbações causadas pelas chuvas. Nestas figuras foi plotado a curva de IET médio para cada ponto. Esta visualização gráfica do nível de trofia se apresentou como uma forma simples e prática de acompanhar a evolução trófica do corpo aquático. Verifica-se que ao longo de todo o período chuvoso manteve-se em condições hipereutrófica, devido os elevados valores de fósforo durante esta estação. Enquanto na estiagem o IET médio classificou a represa como eutrófica.

É importante observar que a representação gráfica do IET médio aumentou o nível de trofia da represa quando comparados com os apresentados nas Tabelas 4.8 e 4.8.a.

O IET de CARLSON (1977), apresenta diferenças quanto às classificações tróficas de outros pesquisadores. A Tabela 4.9. fornece valores de vários nutrientes (amônia, nitrato, fósforo total e clorofila “a”) para diferentes estados tróficos de lagos de regiões temperadas, segundo vários autores.

Para analisar comparativamente os resultados de classificação trófica de CARLSON (1977) na represa São Salvador com as classificações destes autores

cada parâmetro em primeiro lugar para os pontos da margens em seguida os pontos centrais. Posteriormente foi feita a classificação global da represa como um todo, usando o estado de trofia que predominou entre os vários autores.

A Tabela 4.10 fornece valores de vários nutrientes (amônia, nitrato, fósforo total e clorofila "a") para diferentes estados tróficos de lagos de regiões temperadas, segundo vários autores.

**Tabela 4.9 - Tipologia de lagos para regiões temperadas segundo vários autores.**

Estado trófico	Fósforo total µg/L	Clorofila "a" µg/L	N-amoniacoal mg/L	Nitrato mg/L
<b>VOLLENWEIDER (1968) apud ESTEVES (1988)</b>				
Ultraoligotrófico	< 5			
Oligotrófico			0,0 - 0,3	0,0 - 1,0
Oligomesotrófico	5 - 10			
Mesotrófico			0,3 - 2,0	1,0 - 5,0
Mesoeutrófico	10 - 30			
Eutrófico			2,0 - 15	5,0 - 50
Eupolitrófico	30 - 100			
Politrófico	> 100			
<b>DOBSON (1981)</b>				
Ultraoligotrófico	0 - 3,3	0 - 0,7		
Oligotrófico	3,3 - 10	0,7 - 2		
Mesotrófico	10 - 30	2 - 6		
Eutrófico	30 - 90	6 - 18		
Hipereutrófico	> 90	>18		
<b>OECD* (TUNDISI <i>et alii</i>, 1988)</b>				
Ultraoligotrófico	< 4	<1 <2,5		
Oligotrófico	< 10	<2,5 <80		
Mesotrófico	10 - 35	2,5-8 8-25		
Eutrófico	35 - 100	8-25 25-75		
Hipereutrófico	> 100	>25 >7		
<b>IET** (CARLSON, 1977), modificado por KRATZER &amp; BREZONIK (1981)</b>				
Ultraoligotrófico	< 3	< 0,34		
Oligotrófico	3 - 12	0,34 - 2,6		
Mesotrófico	12 - 24	2,6 - 6,4		
Eutrófico	24 - 48	6,4 - 20		
Hipereutrófico	> 48	> 20		
<b>ROSICH <i>et alii</i> (1968) apud CULLEN &amp; SMALLS (1981)</b>				
Oligotrófico	5	0,3 - 3,0		
Mesotrófico	5 - 30	2,0 - 15		
Eutrófico	30 - 1000	10 - 500		
*OECD: concentração média de fósforo total; concentração média anual e concentração máxima de clorofila "a" na zona eutrófica.				
** IET: fósforo total e clorofila "a" determinados em amostras de superfícies.				

(Adaptada de Ceballos, 1995)

Observa-se que há superposição dos valores para os diferentes níveis segundo os diferentes autores. Aplicando-se estas classificações para os dados da presente pesquisa, os pontos da represa ficam classificados segundo mostra a Tabela 4.10:

**Tabela 4.10 Tipologia da represa São Salvador (PB)**

Período	Chuva				Estiagem			
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg/L	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/L	PT mg/L	Cl "a" µg/L	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg/L	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> Mg/L	PT mg/L	Cl "a" µg/L
Pontos da margem RS1, RS2, RS3 e RS5								
valor médio	0,05	0,13	0,59	14,13	0,01	0,08	0,07	8,55
Classificação segundo:								
VOLLENWEIDER (1968)	oligo	oligo	poli	-	oligo	oligo	eutro	-
DOBSON (1981)	-	-	hiper	eutro	-	-	eutro	eutro
OECD (TUNDISI <i>et alii</i> , 1988)	-	-	hiper	eutro	-	-	eutro	eutro
IET CARLSON (1977)	-	-	hiper	eutro	-	-	eutro	meso
ROSICH <i>et alii</i> (1978)	-	-	eutro	meso	-	-	eutro	meso
Pontos da centro RS4, RS6 e RS7								
valor médio	0,02	0,16	1,42	14,0	0,00	0,04	0,05	7,7
Classificação segundo:								
VOLLENWEIDER (1968)	oligo	oligo	poli	-	oligo	oligo	eupoli	-
DOBSON (1981)	-	-	hiper	eutro	-	-	eutro	eutro
OECD (Tundisi <i>et alii</i> , 1988)	-	-	hiper	meso	-	-	eutro	meso
IET CARLSON, (1977)	-	-	hiper	eutro	-	-	eutro	meso
ROSICH <i>et alii</i> (1978)	-	-	eutro	meso	-	-	eutro	meso
Todos os pontos	oligo	oligo	hiper	mesoeu	oligo	oligo	eutro	mesoeu
oligo: oligotrófico; meso: mesotrófico; eutro: eutrófico; hiper: hipereutrófico; poli: politrófico								

Tabela 4.1 - Valores médios, mínimos, máximos, medianas e número de dados dos parâmetros físico-químicos e biológicos do riacho São Salvador (PB): período de chuva - 26 de fevereiro à 02 de julho de 1996.

Parâm. Ponto	T °C	pH	Cc µmho/cm	OD mg/L	DBO5 mg/L	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg/L	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/L	NKT mg/L	OF mg/L	PT mg/L	SO <sub>4</sub> <sup>=</sup> mg/L	S <sup>=</sup> µg/L	ALC. mgCACO <sub>3</sub> /L	DUR. mgCACO <sub>3</sub> /L	Cl "a" µg/L
SSI	26.4	7,1	920	1,7	2	0,00	0,30	0,95	0,06	0,73	3,53	2,7	113,0	198,20	18,2
	24,0 - 28,5	6,7 - 7,6	670 - 1317	0,3 - 2,8	0,7 - 2,8	0,00 - 0,00	0,20 - 0,83	0,75 - 1,13	0,02 - 0,10	0,07 - 2,27	0,0 - 6,9	1,6 - 4,1	75,0 - 170,0	72,2 - 138,7	0,0 - 18,4
	27,0	7,3	827	1,2	2,2	0,00	0,22	1,55	0,04	0,11	0,4	2,85	75,0	72,3	10,1
	8	8	8	8	8	4	7	4	8	7	5	4	3	3	8
SS	26,4	7,3	922	5,3	2	0,30	0,31	1,39	0,10	0,98	3,2	1,88	118,0	100,0	4,9
	21,0 - 29,0	7,0 - 7,7	464 - 1397	4,2 - 6,1	0,9 - 2,5	0,00 - 0,79	0,18 - 0,57	1,18 - 1,56	0,04 - 0,24	0,09 - 2,80	0,2 - 11,3	0,0 - 3,6	90,0 - 160,0	72,2 - 140,6	1,2 - 9,3
	27,5	7,3	744	4,4	1,5	0,61	0,57	0,94	0,10	0,47	0,75	1,3	90,0	72,2	5,3
	8	8	8	8	8	4	7	4	8	8	4	5	3	3	8
SS <sub>2</sub>	26,6	7,2	875	4,5	2,1	0,22	0,38	1,38	0,14	0,98	0,62	0,9	113,0	96,9	5,7
	25,0 - 29,0	6,9 - 7,5	466 - 1415	3,1 - 5,9	0,9 - 2,2	0,00 - 0,42	0,20 - 0,83	1,22 - 1,77	0,54 - 0,25	0,11 - 2,60	0,0 - 1,6	0,0 - 2,2	75,0 - 165,0	74,1 - 133,0	0,6 - 21,8
	29,0	7,2	1020	3,7	1,8	0,31	0,20	1,26	0,12	0,19	0,0	0,70	75,0	74,1	3,9
	7	7	7	7	7	4	7	4	7	7	5	4	3	3	7

Tabela 4.2 - Valores médios, mínimos, máximos, medianas e número de dados dos parâmetros físico-químicos e biológicos do riacho São Salvador (PB): período de período estiagem - 30 de setembro à 10 de dezembro de 1996.

Parâm. Ponto	T °C	pH	Cc µmho/cm	OD mg/L	DBO <sub>5</sub> mg/L	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg/L	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/L	NKT mg/L	OF mg/L	PT mg/L	SO <sub>4</sub> <sup>=</sup> mg/L	S <sup>=</sup> µg/L	ALC. mgCACO <sub>3</sub> /L	DUR. mgCACO <sub>3</sub> /L	Cl "a" µg/L
SSI	26,5	7,1	686	2,4	1,1	0,00	0,06	0,58	0,06	0,30	0,31	3,5	108,4	86,9	4,4
	25,0 - 29,0	6,8 - 7,6	547 - 808	1,9 - 3,3	0,2 - 2,0	0,00 - 0,00	0,00 - 0,15	0,22 - 0,8	0,00 - 0,09	0,04 - 1,79	0,00 - 1,00	2,8 - 4,0	90,0 - 143,0	78,0 - 106,4	0,0 - 12,7
	29	7,2	547	2,5	1,4	0,00	0,05	0,58	0,14	0,04	0,00	3,8	95,0	70,3	0,0
	7	7	7	7	7	4	7	4	7	7	7	3	7	7	4
SS	26,8	7,55	732	6,5	1,3	0,94	0,22	1,55	0,09	0,31	0,21	2,7	114,0	89,7	5,1
	26,0 - 29,0	7,6 - 7,8	600 - 861	5,6 - 7,0	0,4 - 1,9	0,02 - 1,28	0,01 - 0,73	0,79 - 2,02	0,02 - 1,44	0,06 - 1,18	0,17 - 0,50	1,0 - 4,1	100,0 - 143,0	81,7 - 102,6	3,1 - 12,5
	28,0	7,8	600	7,0	2,0	0,77	0,01	1,51	0,02	0,16	0,00	3,2	100,0	81,7	0,0
	7	7	7	7	7	4	7	4	7	7	7	3	7	7	4
SS <sub>2</sub>	27,2	7,4	748	3,3	1,6	0,85	1,65	1,77	0,09	0,44	0,16	1,5	113,0	91,7	4,7
	25,0 - 29,0	7,3 - 7,7	595 - 945	1,7 - 5,9	0,7 - 2,4	0,16 - 1,73	0,03 - 3,32	0,89 - 2,47	0,03 - 0,11	0,05 - 1,35	0,00 - 0,60	1,2 - 2,0	100,0 - 154,0	81,7 - 104,5	1,5 - 14,5
	29,0	7,5	595	2,4	4,2	0,34	2,60	1,12	0,08	0,05	0,510	2,00	105,0	81,7	0,0
	7	7	7	7	7	4	7	4	7	7	7	3	7	7	4

média
Mínimo - máximo
mediana
nº de dados

Tabela 4.3 - Valores médios, mínimos, máximos, medianas e números de dados dos parâmetros físico-químicos e biológicos da Represa São Salvador (PB): período de chuva - 26 de fevereiro à 02 de julho de 1996.

Parâm. Ponto	T °C	pH	Ce µmho/cm	OD mg/L	DBO <sub>5</sub> mg/L	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg/L	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/L	NKT mg/L	OF mg/L	PT mg/L	SO <sub>4</sub> <sup>-</sup> mg/L	S <sup>-</sup> µg/L	ALC. mgCaCO <sub>3</sub> /L	DUR. mgCaCO <sub>3</sub> /L	Cl "a" µg/L
RS <sub>1</sub>	28,9	7,9	754	6,5	1,3	0,10	0,10	0,75	0,01	0,68	0,32	1,78	98,3	91,2	16,35
	25,0 - 30,5	7,2 - 8,5	677 - 835	5,4 - 6,9	0,3 - 1,6	0,00 - 0,70	0,03 - 0,29	0,63 - 0,90	0,00 - 0,05	0,05 - 1,50	0,0 - 0,90	0,40 - 5,0	90,0 - 11,0	85,5 - 95,0	1,80 - 51,4
	29,5 8	7,6 8	724 8	5,9 8	0,9 8	0,00 4	0,12 7	0,74 4	0,04 8	0,41 8	0,45 4	0,45 5	90,0 3	85,5 3	17,16 8
RS <sub>2</sub>	28,7	7,7	752	6	1,6	0,00	0,11	0,91	0,01	0,34	0,55	2,50	96,6	88,0	14,51
	26,0 - 31,0	7,0 - 8,2	689 - 774	4,4 - 7,9	0,4 - 2,1	0,00 - 0,00	0,05 - 0,22	0,78 - 1,07	0,00 - 0,03	0,01 - 1,03	0,40 - 1,80	1,30 - 5,3	90,0 - 100,0	85,5 - 93,1	2,34 - 35,1
	28,2 8	7,7 8	732 8	6,0 8	0,9 8	0,00 4	0,10 7	0,90 4	0,02 8	0,07 7	0,90 4	2,80 5	90,0 3	85,5 3	27,00 8
RS <sub>3</sub>	25,5	7,5	752	4,9	1,8	0,05	0,22	1,03	0,03	0,54	1,98	1,76	100,0	83,6	8,63
	25,0 - 31,5	7,2 - 8,2	537 - 942	2,5 - 6,5	0,1 - 2,4	0,00 - 0,19	0,09 - 0,59	0,77 - 1,52	0,05 - 0,07	0,01 - 1,38	0,0 - 6,30	0,0 - 6,10	75,0 - 115,0	70,3 - 96,9	5,10 - 23,4
	28,0 7	7,4 8	672 8	4,3 8	1,4 8	0,00 4	0,10 7	0,81 4	0,05 8	0,08 7	0,00 4	0,50 5	75,0 3	70,3 3	9,36 7
RS <sub>4</sub>	28,7	7,2	794	3,8	2	0,05	0,22	0,99	0,06	1,54	1,00	1,24	98,3	84,2	9,39
	25,0 - 31,0	7,1 - 7,4	600 - 1103	2,0 - 7,5	0,7 - 2,1	0,00 - 0,19	0,11 - 0,48	0,74 - 1,6	0,02 - 0,15	0,00 - 3,87	0,0 - 3,30	0,1 - 3,00	80,0 - 110,0	72,2 - 95,0	0,0 - 20,3
	28,0 7	7,2 8	703 8	2,7 8	1,2 8	0,00 4	0,12 7	0,75 4	0,06 8	0,16 7	0,00 4	0,80 5	80,0 3	72,2 3	5,90 8
RS <sub>5</sub>	29,3	7,8	773	5,5	1,5	0,00	0,10	0,77	0,02	0,80	0,00	0,72	101,0	91,2	17,10
	26,0 - 31,5	7,5 - 8,1	698 - 875	4,6 - 6,2	0,2 - 1,3	0,00 - 0,00	0,05 - 0,15	0,64 - 1,01	0,00 - 0,04	0,09 - 2,90	0,00 - 0,00	0,0 - 1,60	95,0 - 110,0	87,4 - 98,8	8,5 - 32,2
	29,0 7	7,8 8	766 8	5,9 8	0,9 8	0,00 4	0,09 7	0,72 4	0,03 8	0,09 7	0 4	1,20 5	95,0 3	87,4 3	22,50 8
RS <sub>6</sub>	29,2	7,8	768	5,4	1,5	0,00	0,13	0,78	0,02	1,60	0,22	0,46	103,0	88,0	15,11
	26,0 - 30,5	7,5 - 7,9	710 - 806	4,9 - 6,9	0,6 - 1,5	0,00 - 0,00	0,09 - 0,17	0,76 - 0,86	0,00 - 0,07	0,06 - 6,20	0,00 - 0,90	0,0 - 1,70	90,0 - 115,0	83,6 - 95,0	6,00 - 26,0
	29,0 7	7,8 8	771 8	5,8 8	0,9 8	0,00 4	0,09 7	0,76 4	0,04 8	0,07 7	0,45 4	0,40 5	90,0 3	83,6 3	18,77 8
RS <sub>7</sub>	29,2	7,7	772	5,1	1,7	0,00	0,14	0,83	0,02	1,12	0,47	0,42	101,0	87,4	17,00
	26,0 - 30,5	7,1 - 7,9	704 - 849	4,5 - 5,6	0,5 - 3,6	0,00 - 0,00	0,08 - 0,24	0,67 - 1,02	0,00 - 0,08	0,03 - 4,30	0,00 - 1,00	0,0 - 1,00	90,0 - 115,0	83,6 - 91,2	7,80 - 28,5
	29,0 7	7,7 8	788 8	5,2 8	1,9 8	0,00 4	0,08 7	0,81 4	0,01 8	2,16 6	0,50 5	1,00 6	90,0 3	87,4 3	22,60 8

média  
mínimo - máximo  
mediana  
n° de dados

Tabela 4.4 - Valores médios, mínimos, máximos, medianas e número de dados dos parâmetros físico-químicos e biológico da Represa São Salvador (PB): período estiagem 30 de setembro à 10 de dezembro de 1996.

Parâmetro Ponto	T	pH	Ce	OD	DBO <sub>5</sub>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NKT	OF	PT	SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	S <sup>-</sup>	ALC.	DUR.	Cl "a"
	°C		µmho/cm	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	µg/L	mgCaCO <sub>3</sub> /L	mgCaCO <sub>3</sub> /L	µg/L
RS <sub>1</sub>	29,3	8,4	707	7,3	1,0	0,00	0,10	0,66	0,03	0,04	0,87	0,66	100,0	89,2	8,00
	28,0 -31,0	7,4 - 9,4	552 -781	6,4 -8,5	0,4 -1,8	0,00 -0,01	0,00 -0,25	0,42 -0,76	0,00 -0,07	0,00 -0,17	0,00 -2,00	0,00 -2,00	80,0 -115,0	83,0 -106,4	0,78 -18,60
	28,0	8,4	630	6,5	1,8	0,00	0,01	0,72	0,06	0,04	0,00	2,00	80,0	87,4	6,36
	7	7	7	6	7	4	7	4	7	7	7	3	6	7	4
RS <sub>2</sub>	29,3	8,4	727	7,2	0,9	0,00	0,12	0,73	0,02	0,10	0,34	2,80	98,0	88,1	10,00
	28 -31	8,2 - 8,7	612 -787	6,3 -8,2	0,4 -2,2	0,00 -0,00	0,00 -0,48	0,47 -0,94	0,00 -0,05	0,01 -0,05	0,00 -1,00	1,2 -4,35	90,0 -115,0	83,0 -95,0	1,56 -15,60
	29	8,3	612	6,4	2,2	0,0	0,00	0,77	0,02	0,02	0,30	4,35	90,0	91,2	11,80
	7	7	7	6	7	4	7	4	7	7	7	3	6	7	4
RS <sub>3</sub>	28,8	8,0	715	6	0,9	0,06	0,04	0,73	0,03	0,04	0,69	1,56	105,6	90,4	7,40
	27,0 -30,0	7,3 - 8,2	615 -782	5,3 -7,2	0,3 -2,2	0,00 -0,22	0,00 -0,10	0,23 -1,16	0,00 -0,08	0,01 -0,13	0,00 -1,00	0,2 -2,70	95,0 -115,5	83,6 -98,8	3,12 -13,00
	29,2	7,9	615	5,5	2,2	0,08	0,10	0,71	0,03	0,01	1,00	0,16	95,0	91,2	6,85
	6	7	7	7	7	4	7	4	7	7	7	3	6	7	4
RS <sub>4</sub>	28,8	7,7	675	4,8	1,1	0,01	0,06	0,52	0,01	0,05	0,20	0,50	106,2	90,5	6,00
	28,0 -29,0	8,1 -7,6	463 -798	3,6 -6,4	0,2 -1,7	0,00 -0,01	0,00 -0,17	0,10 -0,85	0,00 -0,05	0,03 -0,18	0,0 -0,50	0,0 -1,00	97,0 -115,0	85,5 -97,0	1,17 -10,4
	29,0	7,7	590	4,1	1,0	0,00	0,05	0,79	0,00	0,02	0,00	1,00	100,0	88,3	6,25
	5	6	6	6	6	4	6	4	6	6	6	2	6	6	4
RS <sub>5</sub>	28,6	8,0	732	5,9	1,0	0,00	0,07	0,77	0,02	0,07	0,32	0,45	105,0	87,7	8,8
	28,0 -29,0	7,9 -8,2	608 -775	5,8 -7,4	0,2 -1,7	0,00 -0,00	0,00 -0,24	0,63 -0,96	0,00 -0,05	0,02 -0,16	0,00 -0,80	0,0 -1,17	97,0 -121,0	83,6 -97,0	1,56 -13,00
	29,0	8,0	667	6,0	0,2	0,00	0,02	0,71	0,02	0,05	0,80	0,00	100,0	85,5	11,70
	5	6	6	6	5	4	6	4	6	6	4	3	6	6	4
RS <sub>6</sub>	28,8	8,1	717	6,0	1,0	0,00	0,03	0,75	0,01	0,04	0,02	1,50	86,6	87,6	7,90
	28,0 -29,5	7,8 -8,2	625 -780	5,0 -7,4	0,3 -1,7	0,00 -0,00	0,00 -0,10	0,55 -0,96	0,00 -0,04	0,00 -0,11	0,00 -0,60	0,0 -2,13	95,0 -115,5	81,7 -93,0	0,00 -13,70
	29,0	8,1	675	5,8	1,0	0,00	0,01	0,83	0,02	0,03	0,00	1,50	95,0	87,4	8,95
	5	6	6	6	6	4	6	4	6	6	6	2	6	6	4
RS <sub>7</sub>	28,2	8,0	711	5,9	1,0	0,00	0,04	0,70	0,03	0,06	2,10	0,66	102,0	89,3	9,40
	27,0 -29,0	8,0 - 8,1	612 -775	5,1 -6,9	0,3 -1,5	0,00 -0,00	0,00 -0,21	0,49 -0,74	0,00 -0,07	0,00 -0,23	0,00 -8,50	0,1 -1,70	95,0 -115,0	87,4 -96,9	1,04 -18,20
	27,0	8,0	665	5,9	0,3	0,00	0,00	0,79	0,04	0,00	0,8	1,70	95,0	88,35	9,20
	5	6	6	6	5	4	6	4	6	6	6	3	6	5	4

média  
mínimo - máximo  
mediana  
n° de dados



**Tabela. 4.5 - Número de gêneros de algas identificados no riacho São Salvador (PB) nos períodos de chuva ( março a julho) e de estiagem (setembro- dezembro de 1996).**

Período	SS1		SS		SS2	
	ch	es	ch	es	ch	es
<b>Nº de amostras</b>	<b>8</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>7</b>
<b>CYANOPHYTA</b>						
<i>Anabaena spp</i>	+	+	+	+	+	-
<i>Oscillatoria spp</i>	+	+	+	+	+	+
<i>Rhaphidiopsis spp</i>	+	-	+	+	-	-
<i>Spirulina spp</i>	+	-	+	-	-	+
<b>Nº total de gêneros</b>	<b>4</b>	<b>2</b>	<b>4</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>2</b>
<b>EUGLENOPHYTA</b>						
<i>Euglena spp</i>	+	+	+	+	+	+
<i>Phacus spp</i>	+	-	+	-	+	-
<i>Trachelomonas spp</i>	+	+	+	+	+	+
<b>Nº total de gêneros</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>2</b>
<b>CHLOROPHYTA</b>						
<i>Ankistrodesmus spp</i>	-	-	+	-	+	-
<i>Chlamydomonas spp</i>	+	-	-	-	+	-
<i>Chorella spp</i>	-	+	-	+	+	-
<i>Closterium spp</i>	+	+	+	+	+	+
<i>Oocystis spp</i>	+	+	+	+	+	-
<i>Spirogyra spp</i>	-	-	-	+	+	+
<b>Nº total de gêneros</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>6</b>	<b>2</b>
<b>BACILLARIOPHYTA</b>						
<i>Bacillaria spp</i>	-	-	+	-	-	-
<i>Cocconeis spp</i>	-	-	-	+	+	+
<i>Cyclotella spp</i>	+	+	+	+	+	+
<i>Cymbella spp</i>	-	+	+	+	+	+
<i>Frustulia spp</i>	+	-	+	-	+	-
<i>Gomphonema spp</i>	-	+	+	+	+	+
<i>Gyrosigma spp</i>	-	+	+	-	-	+
<i>Meridion spp</i>	-	-	-	-	-	+
<i>Melosira spp</i>	+	-	-	-	-	-
<i>Navicula spp</i>	+	+	+	+	+	+
<i>Pinularia spp</i>	+	+	+	+	+	+
<i>Surirella spp</i>	-	-	-	+	-	+
<i>Synedra spp</i>	+	+	+	+	+	+
<b>No total de gêneros</b>	<b>7</b>	<b>7</b>	<b>9</b>	<b>8</b>	<b>8</b>	<b>10</b>

**CHUVA** \_\_\_\_\_  
**ESTIAGEM** \_\_\_\_\_

Tabela 4.6 – Número de gêneros de algas identificados na represa São Salvador (PB) nos períodos de chuva (março – julho) e de estiagem (setembro – dezembro de 1996).

Período	RS <sub>1</sub>		RS <sub>2</sub>		RS <sub>3</sub>		RS <sub>4</sub>		RS <sub>5</sub>		RS <sub>6</sub>		RS <sub>7</sub>	
	ch	es	ch	es	ch	es	ch	es	ch	es	ch	es	ch	es
No de amostras	8	7	8	7	8	7	8	7	8	7	8	7	8	7
<b>CYANOPHYTA</b>														
<i>Anabaena</i> spp	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Aphanizomenon</i> spp	+	+	+	+	-	-	-	-	+	+	-	+	-	+
<i>Cylindrospermum</i> spp	+	+	+	+	-	+	+	+	-	+	+	+	+	+
<i>Gomphosphaeria</i> spp	+	-	+	+	-	+	+	-	-	+	+	-	+	-
<i>Merismopédia</i> spp	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Oscillatoria</i> spp	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Rhaphidiopsis</i> spp	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+
<i>Spirulina</i> spp	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	-	+
Nº de gêneros	6	7	7	7	3	6	6	4	5	7	5	6	5	7
<b>EUGLENOPHYTA</b>														
<i>Euglena</i> spp	+	-	-	-	+	-	+	-	-	-	+	+	+	-
<i>Phacus</i> spp	+	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trachelomonas</i> spp	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Nº de gêneros	3	1	1	1	3	1	3	1	1	1	2	2	2	1
<b>CHLOROPHYTA</b>														
<i>Ankistrodesmus</i> spp	+	+	+	-	-	-	+	+	+	+	+	+	-	+
<i>Chlamydomonas</i> spp	-	-	-	-	-	+	+	-	+	+	+	+	+	-
<i>Chlorella</i> spp	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	-	+	+
<i>Closterium</i> spp	+	-	+	+	+	-	+	-	+	-	-	-	+	-
<i>Dictyosphaerium</i> spp	-	-	+	-	+	-	-	-	+	-	-	-	+	-
<i>Eudorina</i> spp	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	+
<i>Micractinium</i> spp	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Oocystis</i> spp	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Staurastrum</i> spp	+	-	+	-	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+
<i>Pandorina</i> spp	+	-	+	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-
<i>Snedesmus</i> spp	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Spirogyra</i> spp	-	+	-	-	-	-	+	+	+	-	-	-	-	-
<i>Starastrum</i> spp	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Nº de gêneros	7	6	9	5	8	6	9	5	11	7	8	6	8	7
<b>BACILLARIOPHYT</b>														
<i>Cyclotella</i> spp	+	-	+	+	+	+	+	-	+	-	+	-	+	+
<i>Cymbella</i> spp	-	-	-	+	+	-	+	+	+	+	+	+	-	+
<i>Diatoma</i> spp	-	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Frustulia</i> spp	-	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gomphonema</i> spp	+	+	-	+	+	-	+	-	+	-	-	-	-	-
<i>Melosira</i> spp	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+
<i>Navicula</i> spp	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Pinularia</i> spp	-	-	+	+	+	-	+	+	+	+	-	+	-	+
<i>Surirella</i> spp	-	+	-	+	-	+	-	+	-	+	+	+	-	+
<i>Synedra</i> spp	-	+	+	+	+	+	+	+	-	+	-	+	+	+
No gêneros	4	5	5	8	9	5	9	5	6	6	5	6	4	7
Nº total de gêneros	20	19	22	21	23	18	27	15	23	21	20	20	19	22

Chuva \_\_\_\_\_  
Estiagem \_\_\_\_\_

**Tabela 4.7 – Índice do estado trófico (IET) e parâmetros associados (CARLSON, 1977)**

IET	Disco de Secchi (m)	PT (µg/L)	Cl "a" (µg/L)	Classificação
0	64	0,75	0,04	Ultra-oligotrófico
10	32	1,5	0,12	
20	16	3	0,34	
30	8	6	0,94	Oligotrófico
40	4	12	2,6	
50	2	24	6,4	Mesotrófico
60	1	48	20	Eutrófico
70	0,5	96	56	Hipereutrófico
80	0,25	192	154	
90	0,12	384	427	
100	0,062	768	1183	

**Tabela 4.8. Valores médios dos parâmetros transparência , clorofila “a” e fósforo total nos pontos amostrados. Classificação do Índice de estado trófico da represa de São Salvador (PB) no período de chuva (26 de fevereiro à 02 de julho de 1996).**

Parâm.	Transp. (m)	IET	Nível Trófico	Cl “a” (µ/L)	IET	Nível Trófico	PT (µ/L)	IET	Nível Trófico	CLASSIFICAÇÃO FINAL DO PONTO
RS1	-	-	-	14,22	56,7	meso	685	98,3	hiperutro	eutrófico
RS2	-	-	-	13,45	55,2	meso	399	58,26	mesotrófico	mesotrófico
RS3	-	-	-	10,54	53,6	meso	462	58,50	mesotrófico	mesotrófico
RS4	0,96	63,14	eutro	11,22	54,5	meso	1987	113,7	hipereutro	eutrófico
RS5	-	-	-	16,18	57,8	meso	763	99,98	hipereutro	eutrófico
RS6	1,76	52,0	eutro	13,68	56,1	meso	1947	112,6	hipereutro	eutrófico
RS7	2,10	48,0	meso	16,38	58,1	meso	1073	104,22	hipereutro	eutrófico
Classif. Represa			eutro			meso			hipereutro	eutrófico

- Não foi determinado ou o disco de Secchi chegava até o fundo por se tratar de pontos das margens.

**Tabela 4.8.a Valores médios dos parâmetros clorofila “a” e fósforo total nos pontos amostrados. Classificação do Índice de Estado Trófico da represa de São Salvador (PB) no período de estiagem (30 de setembro à 10 de dezembro de 1996).**

Parâm.	Cl “a” (µ/L)	IET	Nível Trófico	PT (µ/L)	IET	Nível Trófico	CLASSIFICAÇÃO FINAL
RS1	8,2	51,2	meso	44,7	59,0	eutrófico	meso-eutrófico
RS2	10,3	53,4	meso	94,0	69,7	eutrófico	meso-eutrófico
RS3	14,1	56,5	meso	44,5	59,0	eutrófico	meso-eutrófico
RS4	7,2	50,0	meso	49,0	60,3	eutrófico	meso-eutrófico
RS5	12,3	55,1	meso	71,7	65,8	eutrófico	meso-eutrófico
RS6	7,8	51,0	meso	41,7	57,9	eutrófico	meso-eutrófico
RS7	8,6	51,6	meso	64,3	64,2	eutrófico	meso-eutrófico
Classif. Represa			meso			eutrófico	meso-eutrófico

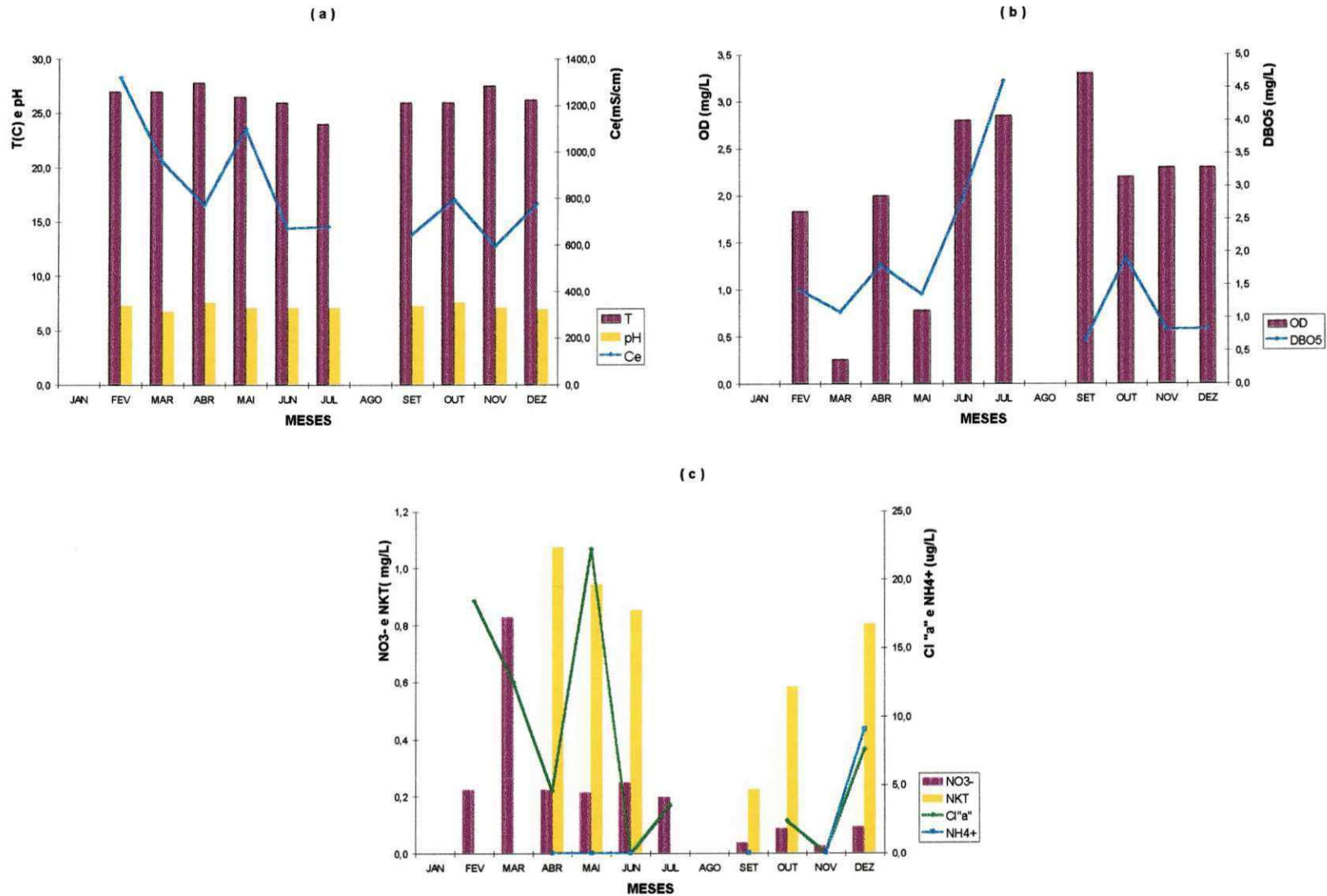


Figura 4.2 - Variação temporal de: T, pH e Ce (a); OD e DBO<sub>5</sub> (b); (c) NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NKT, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e Cl<sup>a</sup> no ponto SS1 do riacho São Salvador (Sapé - PB) no período de fevereiro a julho e de setembro a dezembro de 1996.



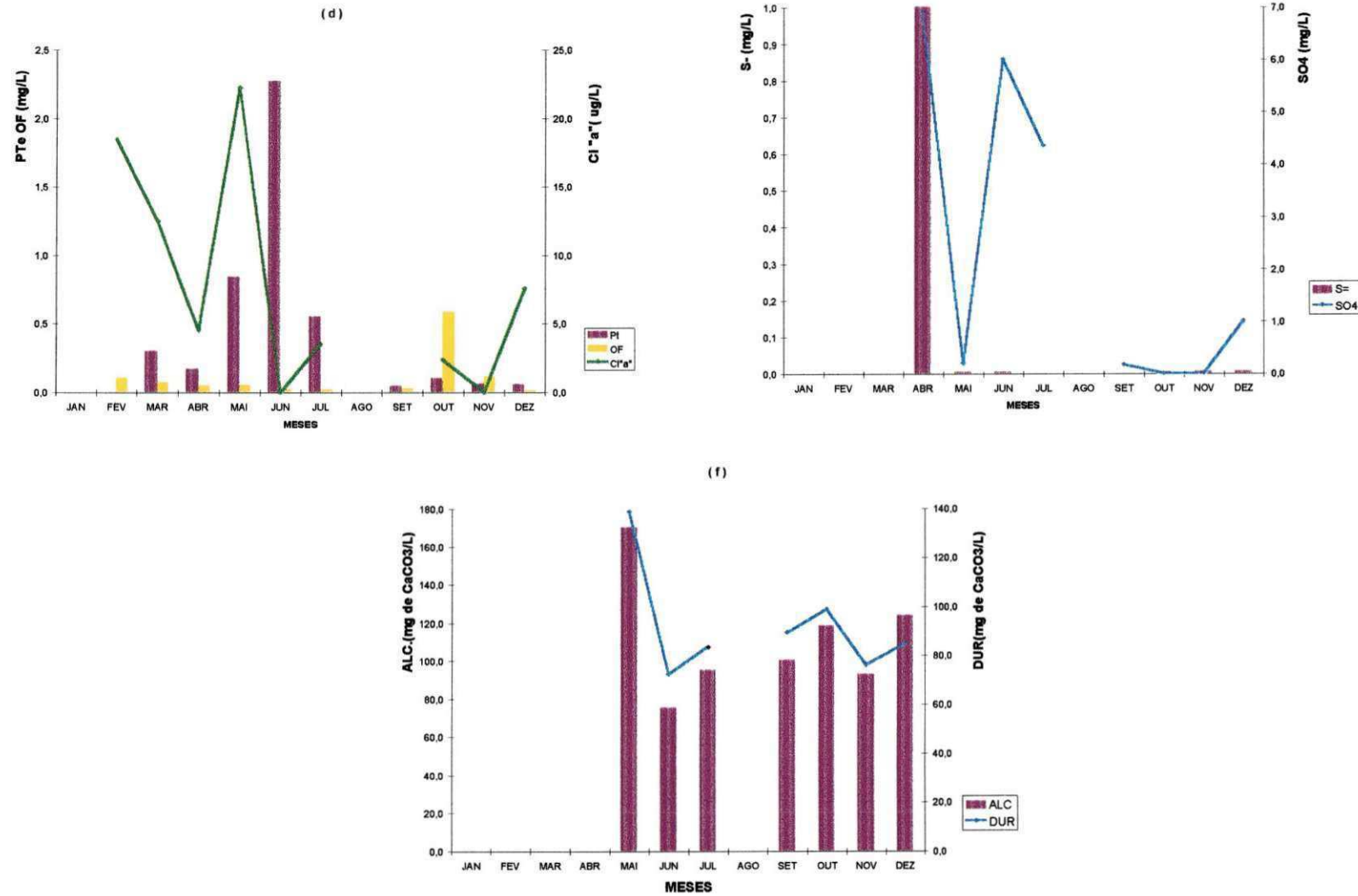


Figura 4.2.a - Variação temporal de: PT, OF e Cl<sup>-a</sup> (d); SO<sub>4</sub><sup>=</sup>, S<sup>=</sup> (e); ALC e DUR (f) no ponto SS1 do riacho São Salvador (Sapé - PB) no período de fevereiro a julho e de setembro a dezembro de 1996.

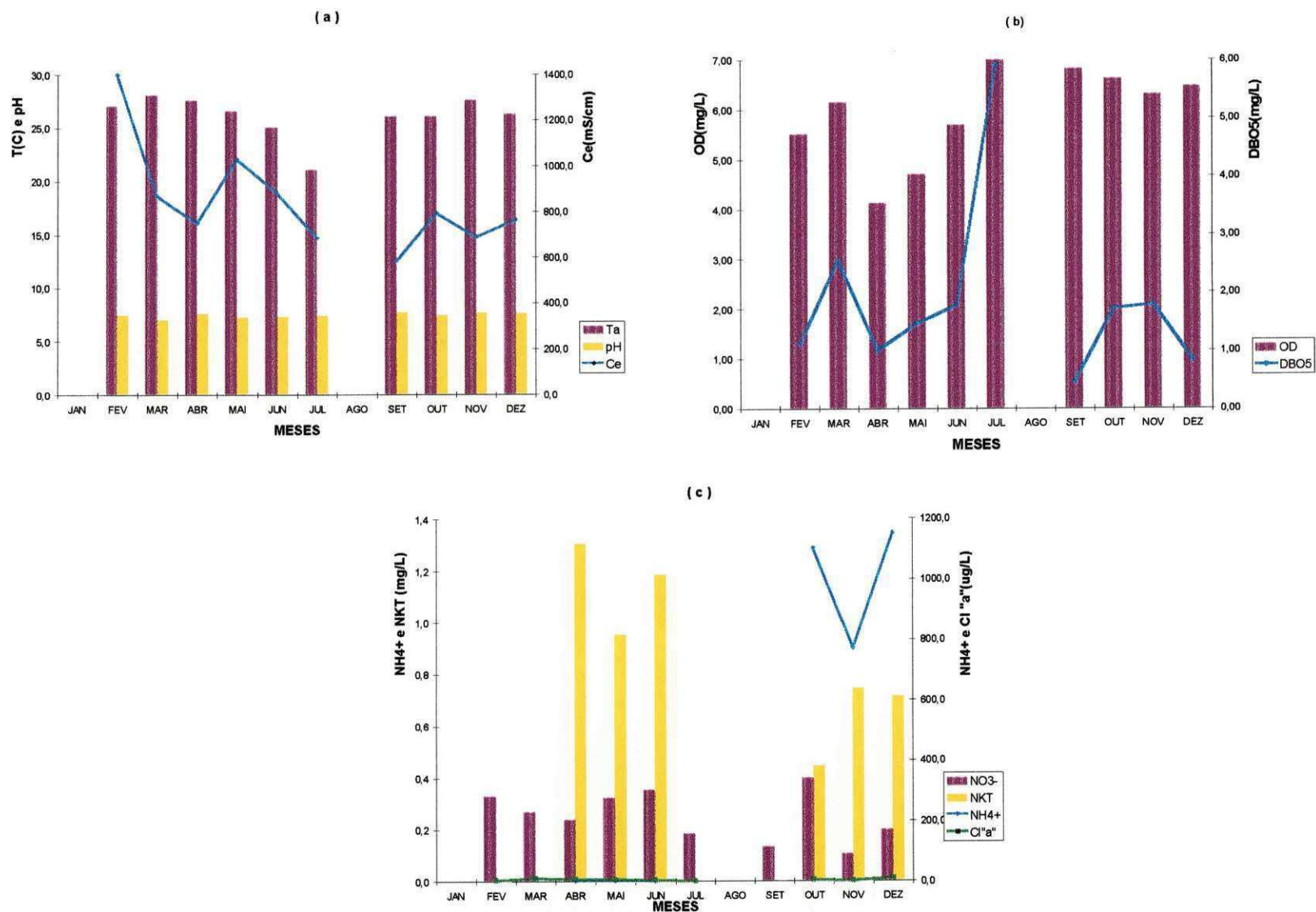


Figura 4.3 - Variação temporal de: T, pH e Ce (a); OD e DBO<sub>5</sub> (b); NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NKT, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e Cl<sup>-</sup>a (c) no ponto SS do riacho São Salvador (Sapé - PB) no período de fevereiro a julho e de setembro a dezembro de 1996.



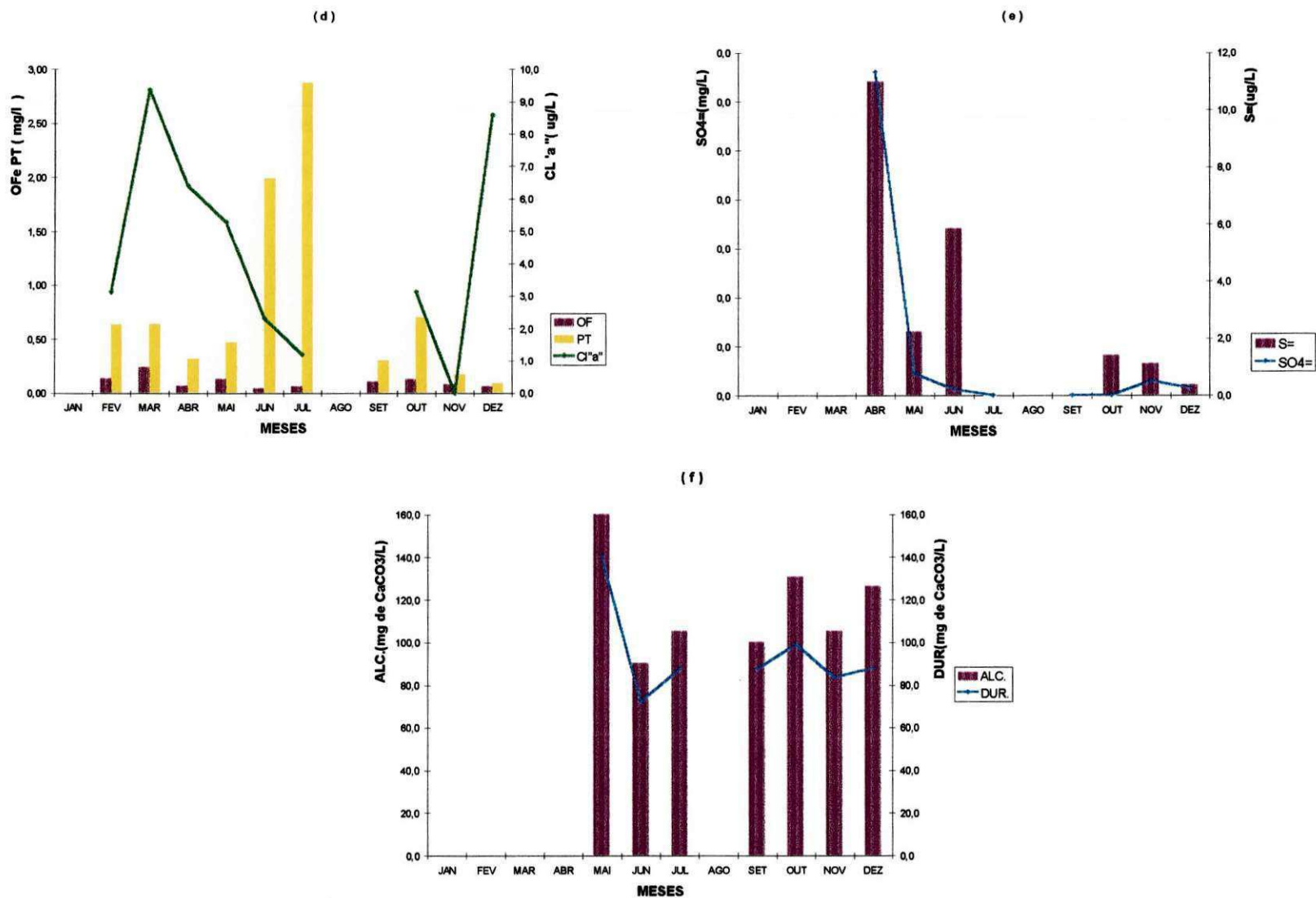


Figura 4.3.a. - Variação temporal de: PT, OF e Cl<sup>-</sup> (c); SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, S<sup>2-</sup> (e); ALC. E DUR. (f) no ponto SS do riacho São Salvador (Sapé - PB) no período de fevereiro a julho e de setembro a dezembro de 1996.

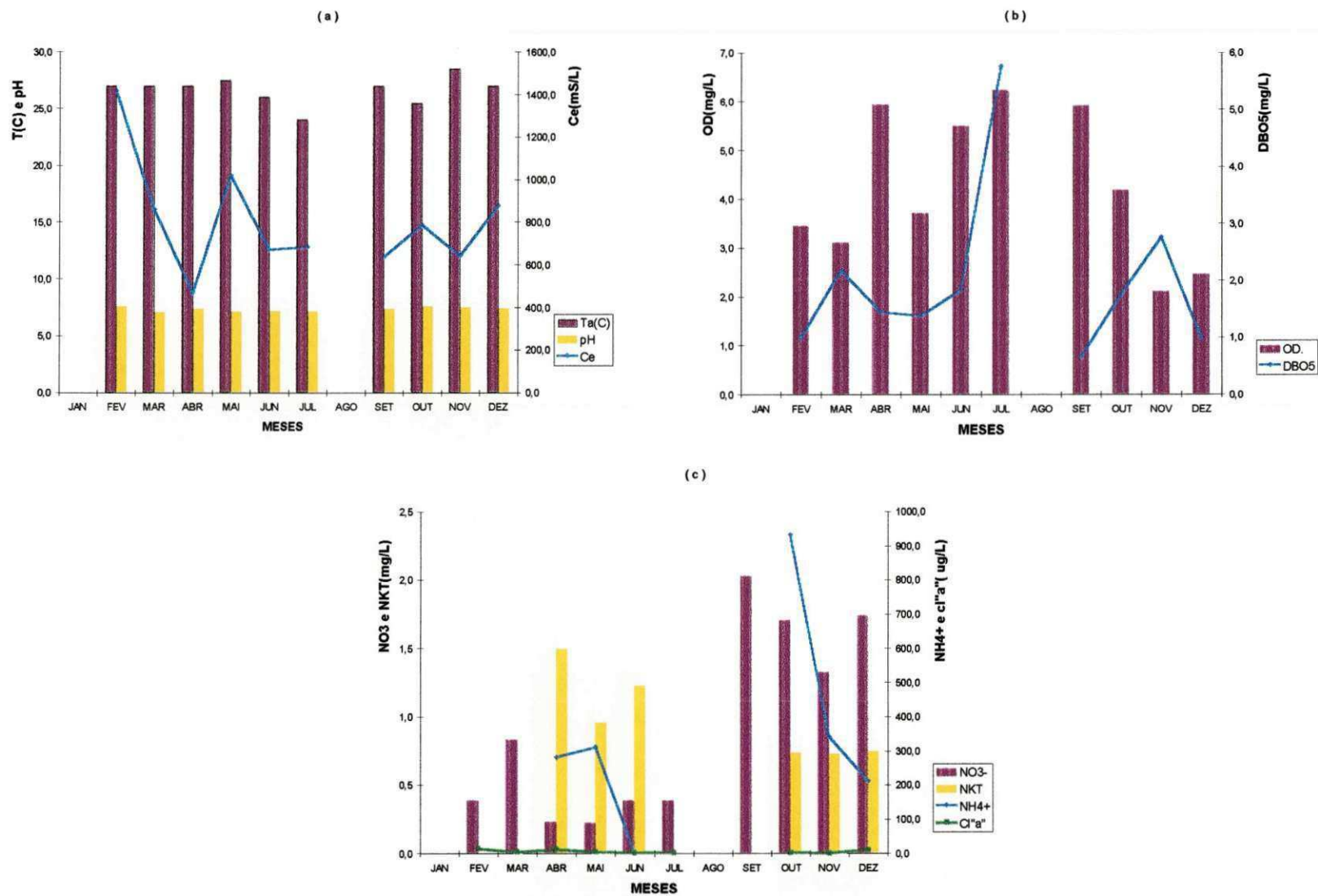


Figura 4.4 - Variação temporal de: T, pH e Ce (a); OD e DBO<sub>5</sub> (b); NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NKT, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e Cl<sup>a</sup>” no ponto SS2 do riacho São Salvador (Sapé - PB) no período de fevereiro a julho e de setembro a dezembro de 1996

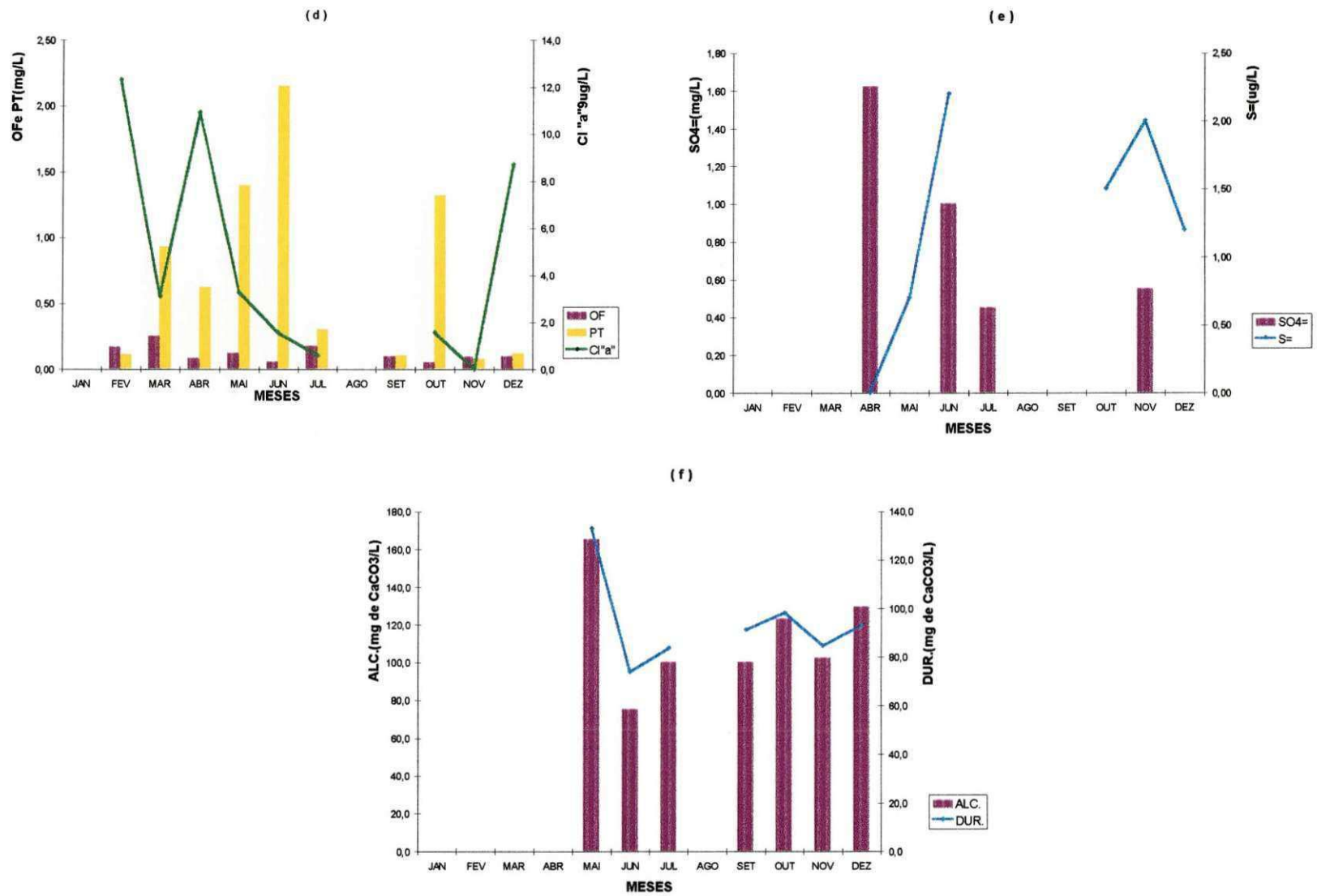


Figura 4.4.a - Variação temporal de: PT, OF e Cl<sup>-</sup>(d); SO<sub>4</sub><sup>=</sup> e S<sup>=</sup> (e); ALC. e DUR. (f) no ponto SS2 do riacho São Salvador (Sapé - PB) no período de fevereiro a julho e de setembro a dezembro de 1996.

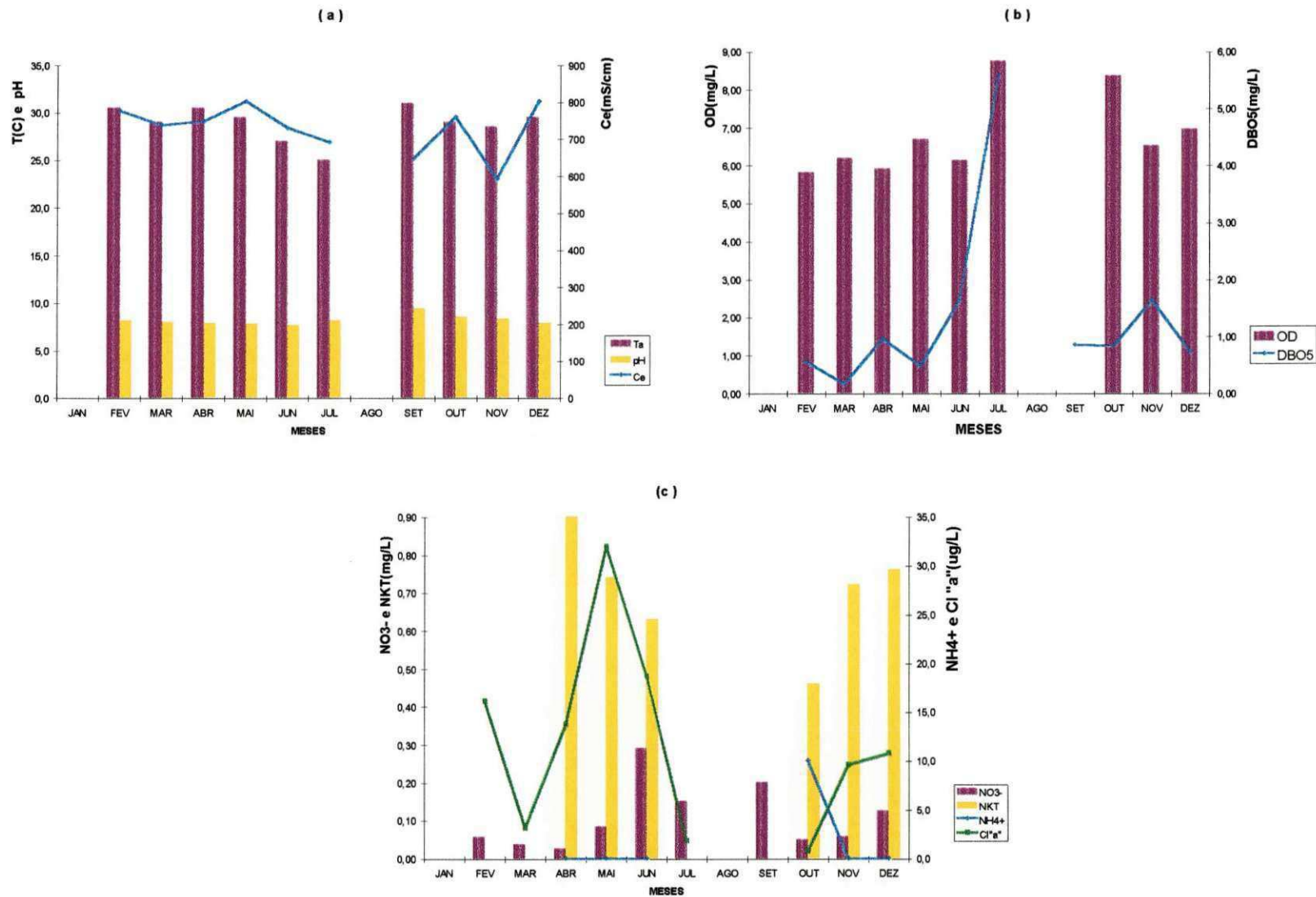


Figura 4.5 -Variação temporal de: T, pH e Ce (a); OD e DBO<sub>5</sub> (b); NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NKT, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e Cl<sup>-a</sup> no ponto RS1 da represa São Salvador (Sapé - PB) no período de fevereiro a julho e de setembro a dezembro de 1996

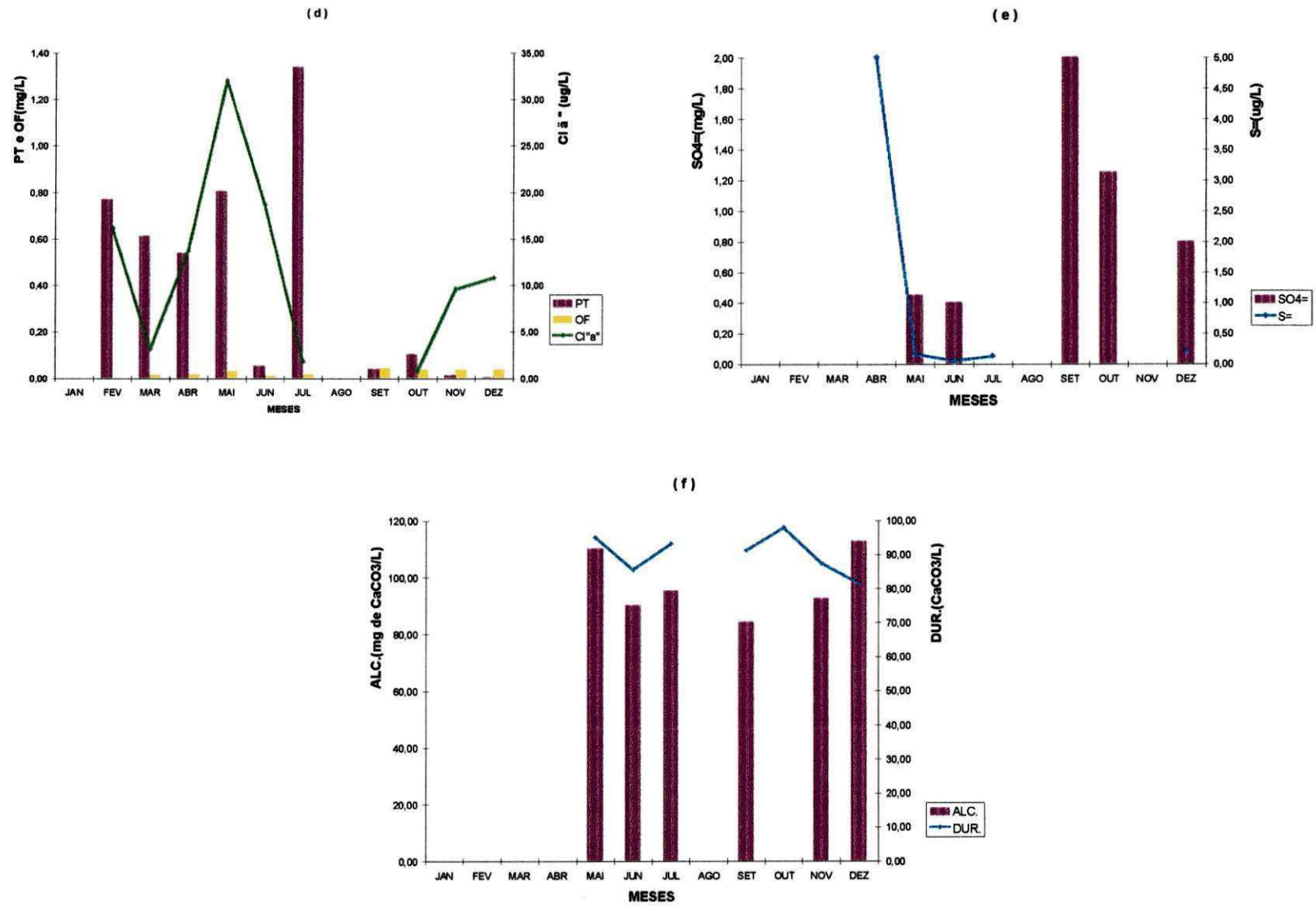


Figura 4.5.a - Variação temporal de: PT, OF e Cl<sup>-a</sup>(d); SO<sub>4</sub><sup>=</sup> e S<sup>=</sup> (e); ALC. e DUR. (f) no ponto RS1 da represa São Salvador (Sapé - PB) no período de fevereiro a julho e de setembro a dezembro de 1996



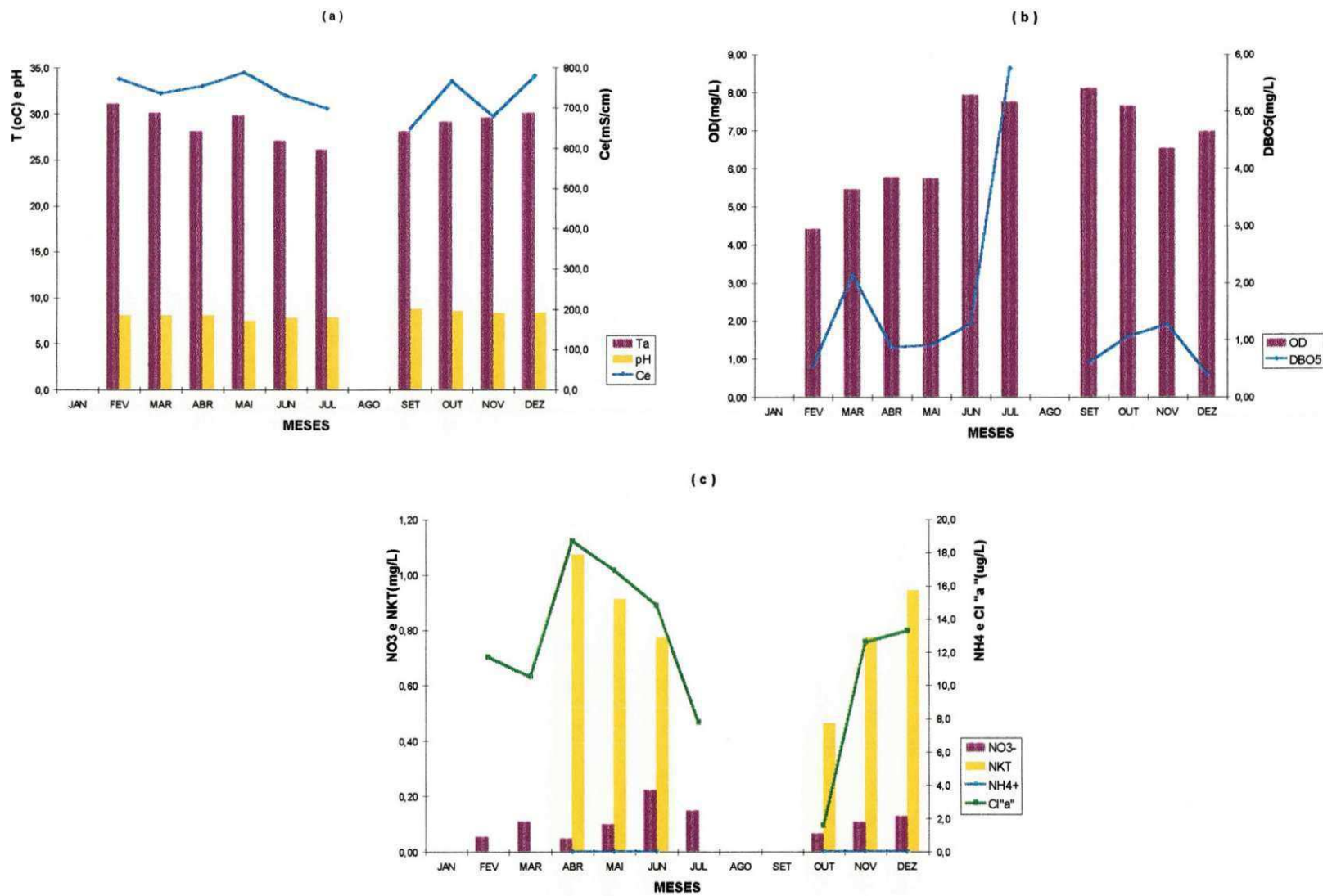


Figura 4.6 -Variação temporal de: T, pH e Ce (a); OD e DBO<sub>5</sub> (b); NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NKT, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e Cl "a" no ponto RS2 da represa São Salvador (Sapé - PB) no período de fevereiro a julho e de setembro a dezembro de 1996

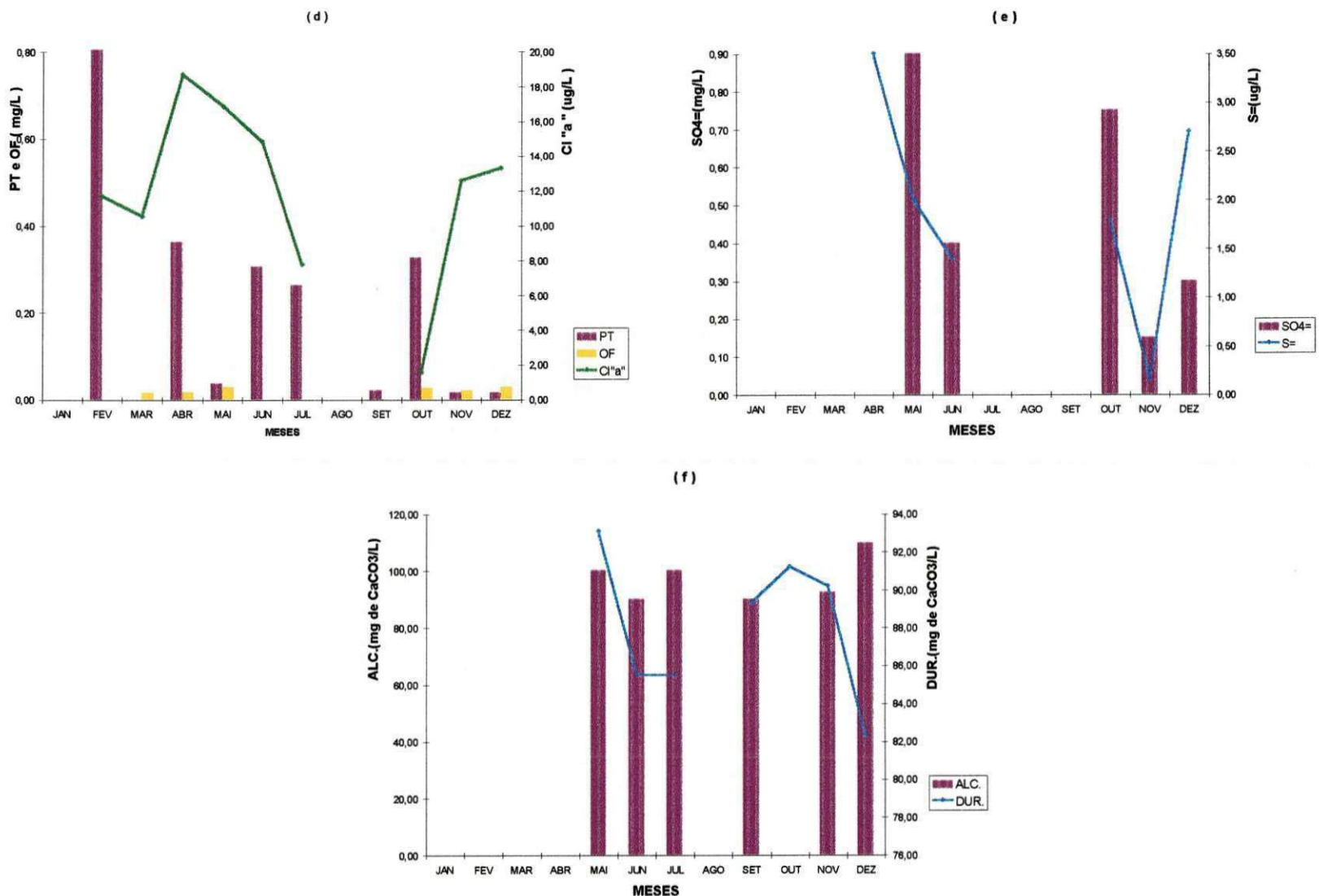


Figura 4.6.a -Variação temporal de: PT, OF e Cl<sup>-a</sup>(d); SO<sub>4</sub><sup>=</sup> e S<sup>=</sup> (e); ALC. e DUR. (f) no ponto RS2 da represa São Salvador (Sapé - PB) no período de fevereiro a julho e de setembro a dezembro de 1996.



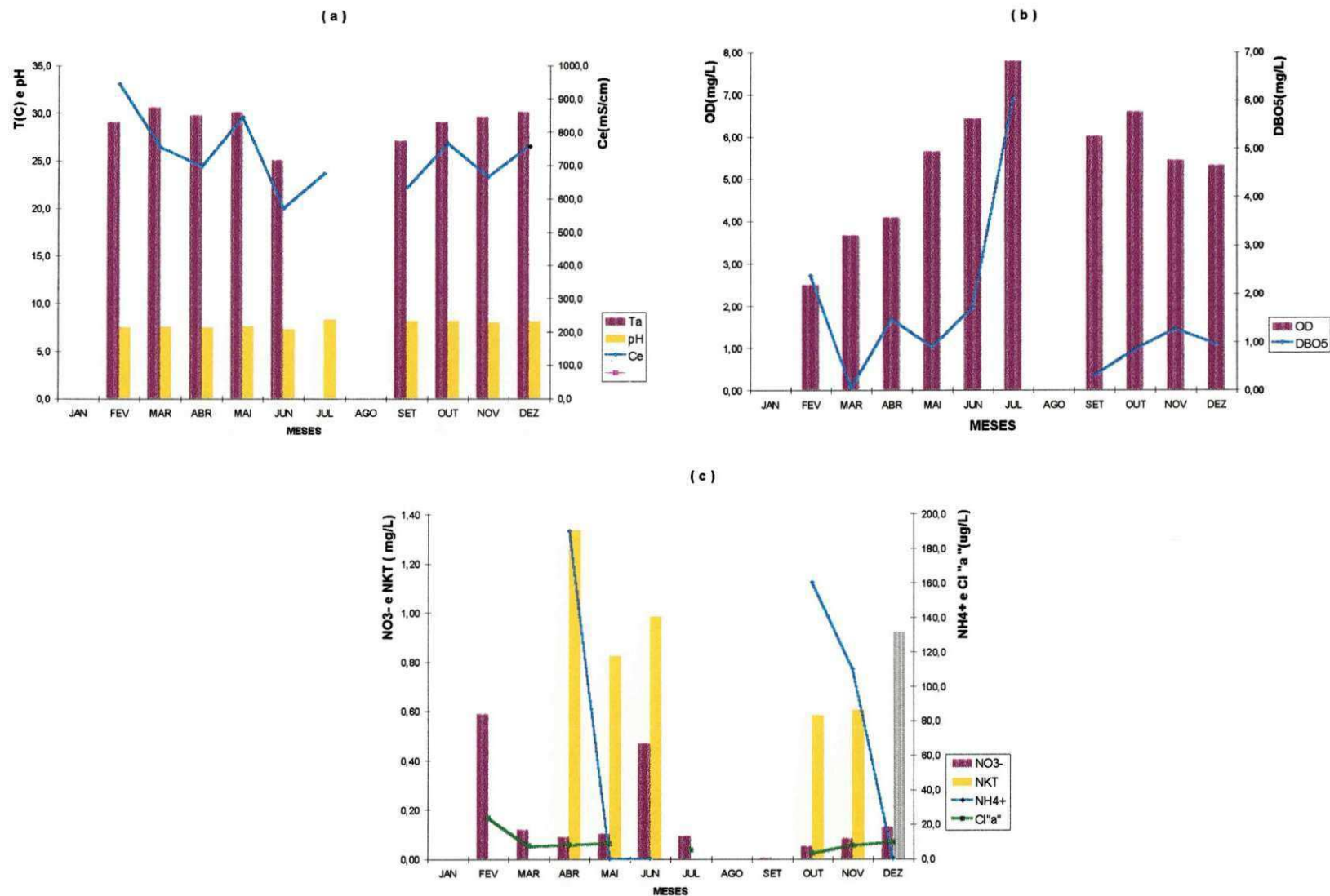


Figura 4.7 - Variação temporal de: T, pH e Ce (a); OD e DBO<sub>5</sub> (b); NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NKT, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e Cl<sup>-a</sup> no RS3 da represa São Salvador (Sapé - PB) no período de fevereiro a julho e de setembro a dezembro de 1996.

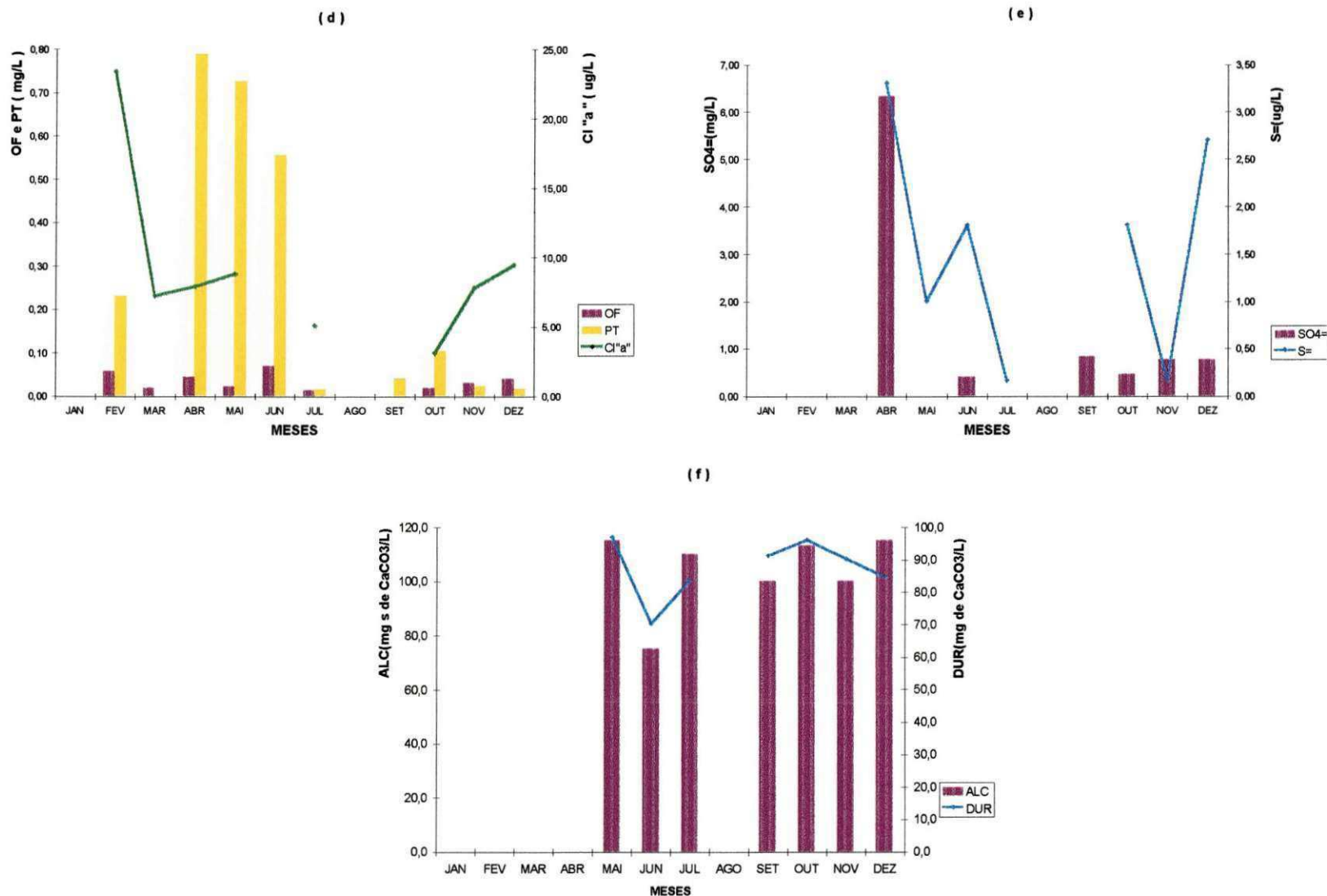


Figura 4.7.a - Variação temporal de: PT, OF e Cl<sup>-</sup>(d); SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> e S<sup>2-</sup> (e); ALC. e DUR. (f) no ponto RS3 da represa São Salvador (Sapé - PB) no período de fevereiro a julho e de setembro a dezembro de 1996.

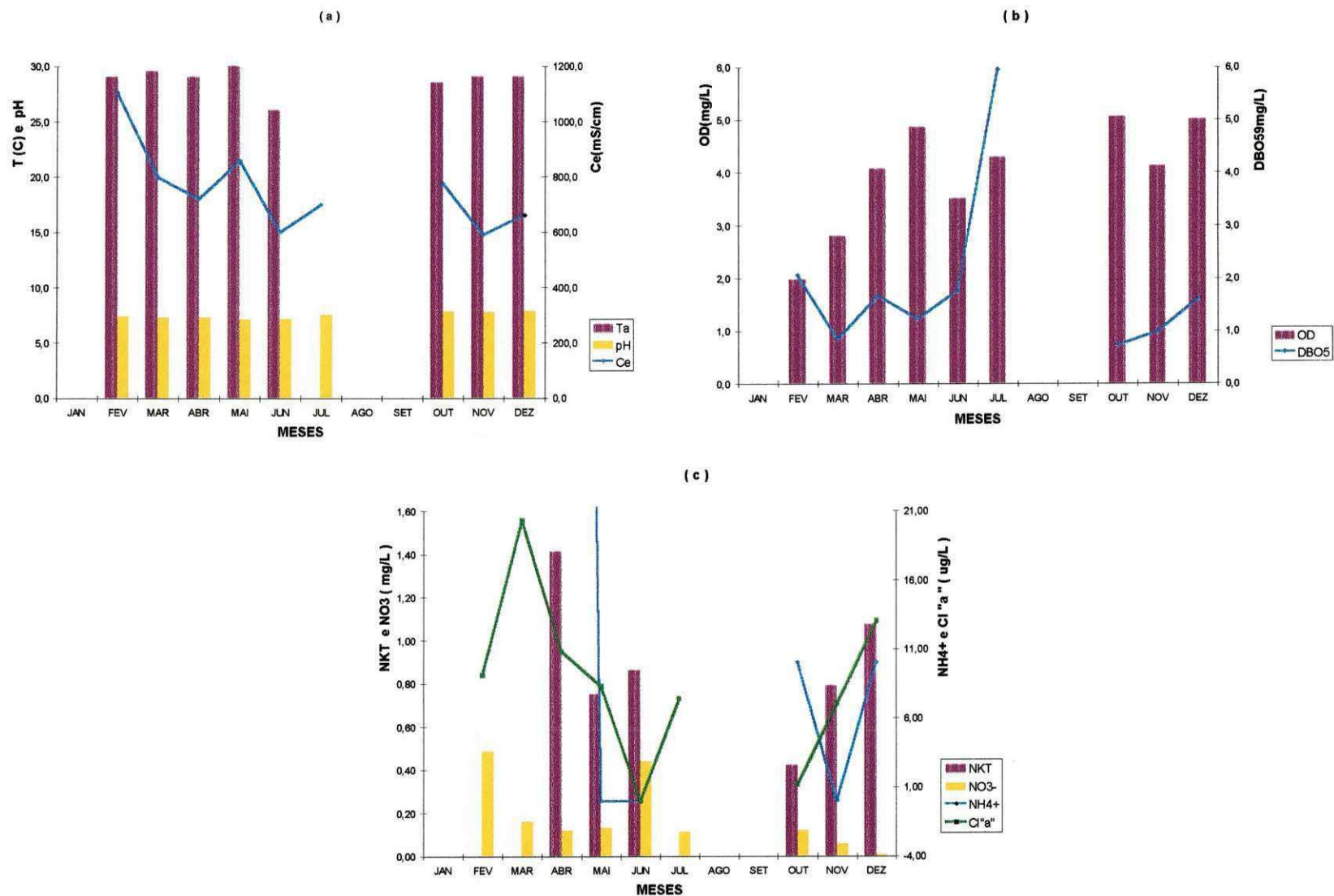


Figura 4.8 - Variação temporal de: T, pH e Ce (a); OD e DBO<sub>5</sub> (b); NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NKT, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e Cl<sup>-</sup> "a" no RS4 da represa São Salvador (Sapé - PB) no período de fevereiro a julho e de setembro a dezembro de 1996

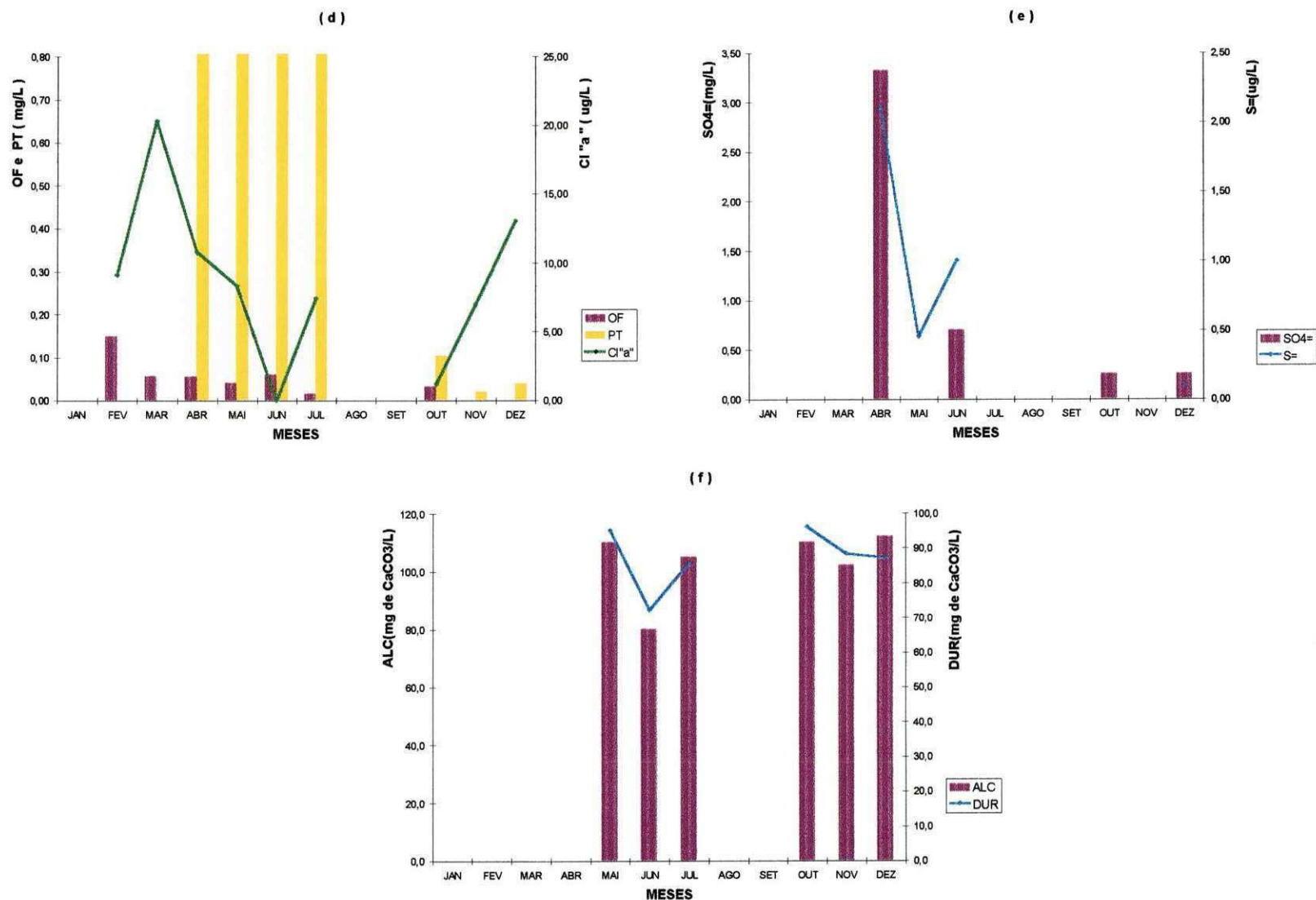


Figura 4.8.a - Variação temporal de: PT, OF e Cl<sup>-a-</sup>(d); SO<sub>4</sub><sup>=</sup> e S<sup>=</sup> (e); ALC. e DUR. (f) no ponto RS4 da represa São Salvador (Sapé - PB) no período de fevereiro a julho e de setembro a dezembro de 1996.



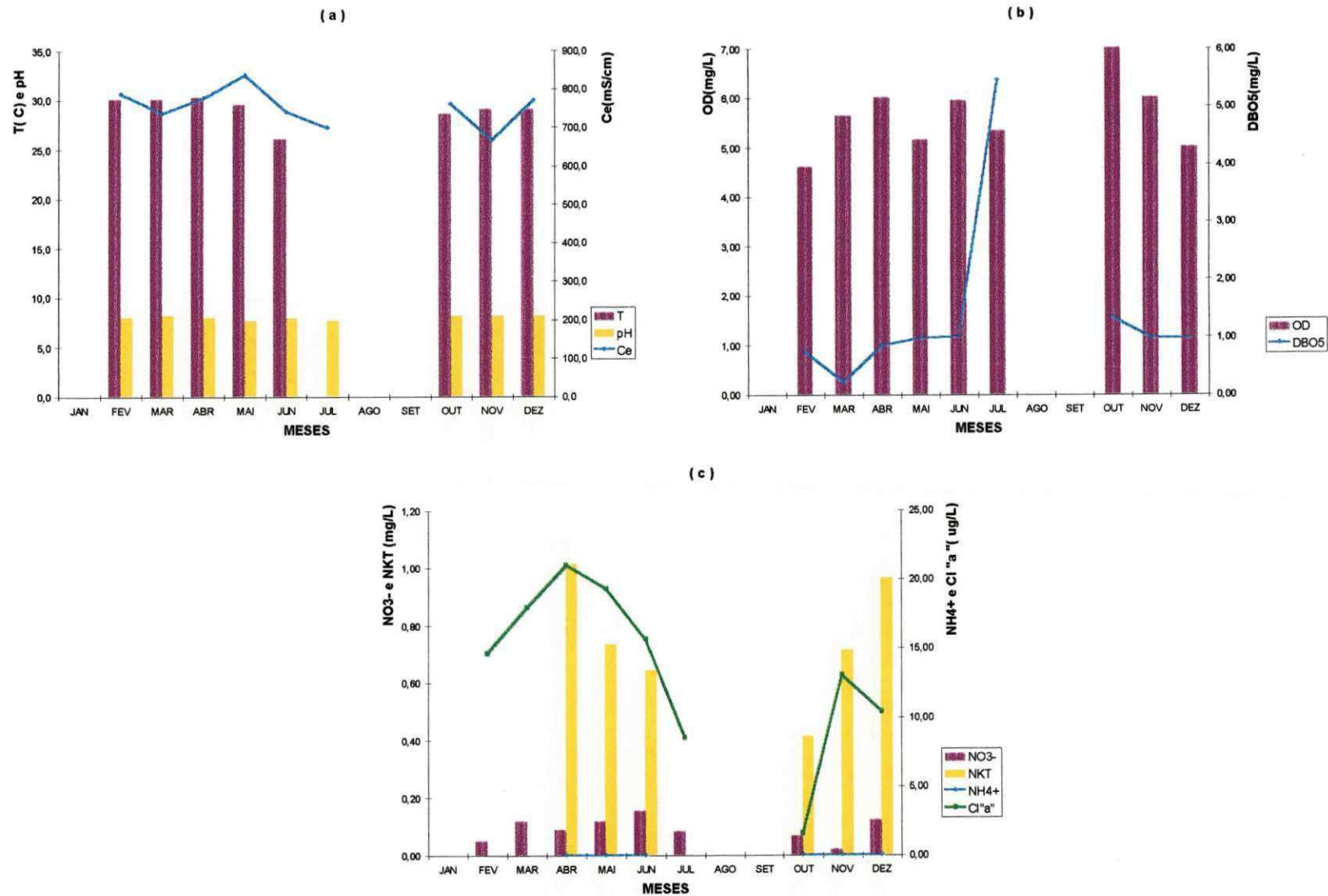


Figura 4.9 - Variação temporal de: T, pH e Ce (a); OD e DBO<sub>5</sub> (b); NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NKT, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e Cl<sup>"a"</sup> no RS5 da represa São Salvador (Sapé - PB) no período de fevereiro a julho e de setembro a dezembro de 1996.

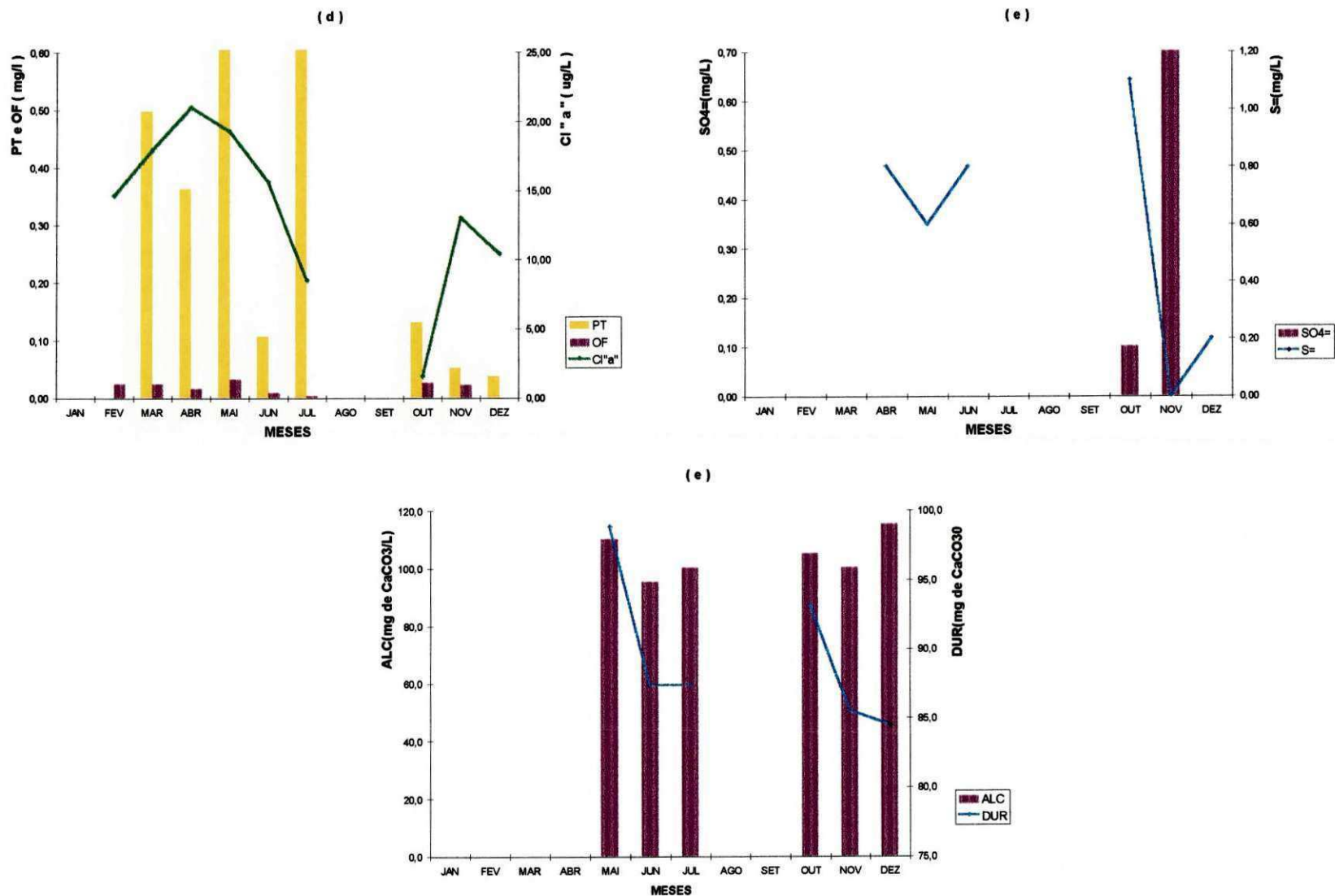


Figura 4.9.a - Variação temporal de: PT, OF e Cl<sup>-a</sup>(d); SO<sub>4</sub><sup>=</sup> e S<sup>=</sup> (e); ALC. e DUR. (f) no ponto RS5 da represa São Salvador (Sapé - PB) no período de fevereiro a julho e de setembro a dezembro de 1996.



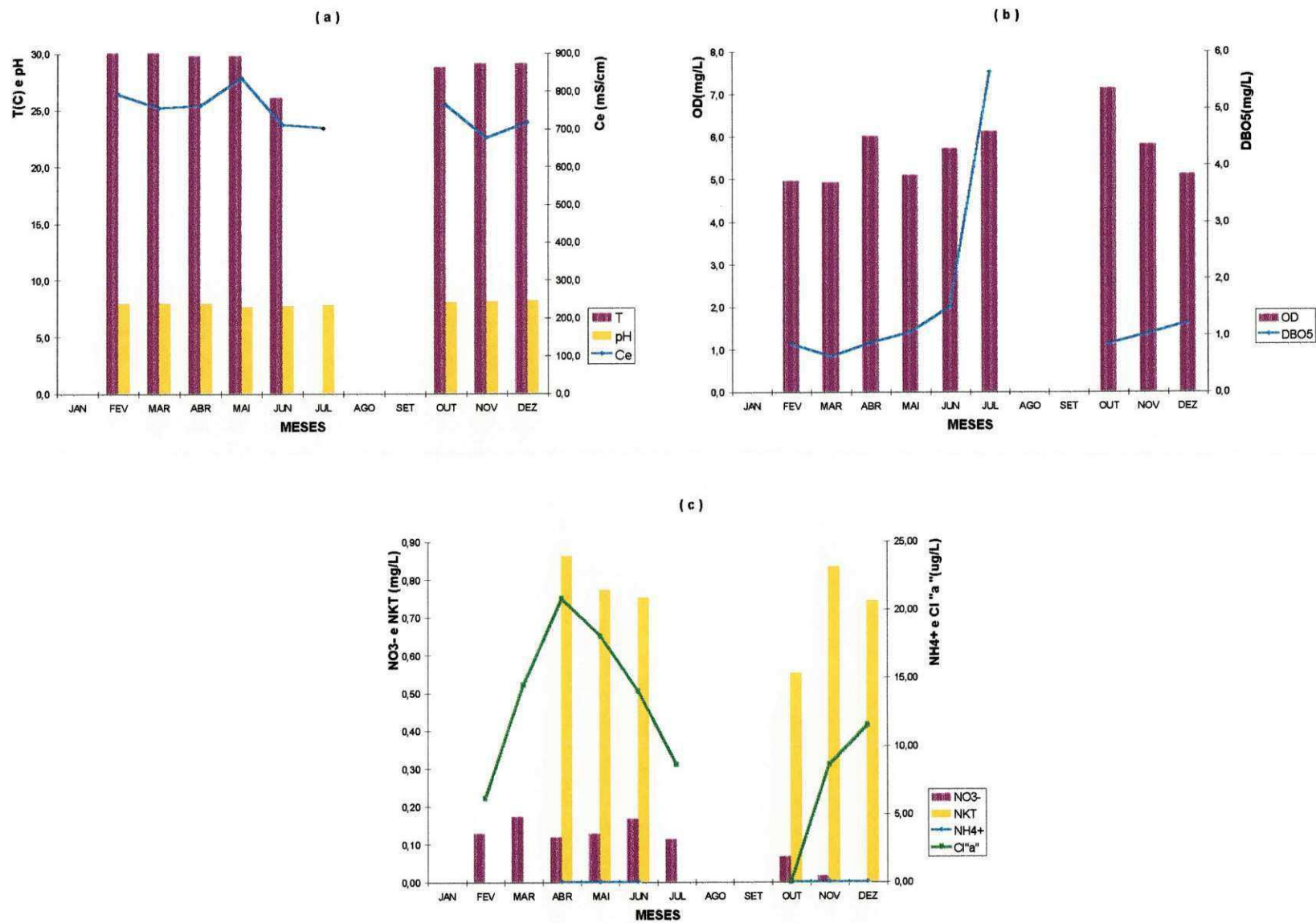


Figura 4.10 - Variação temporal de: T, pH e Ce (a); OD e DBO<sub>5</sub> (b); NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NKT, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e Cl<sup>-a</sup> no RS6 da represa São Salvador (Sapé - PB) no período de fevereiro a julho e de setembro a dezembro de 1996 .

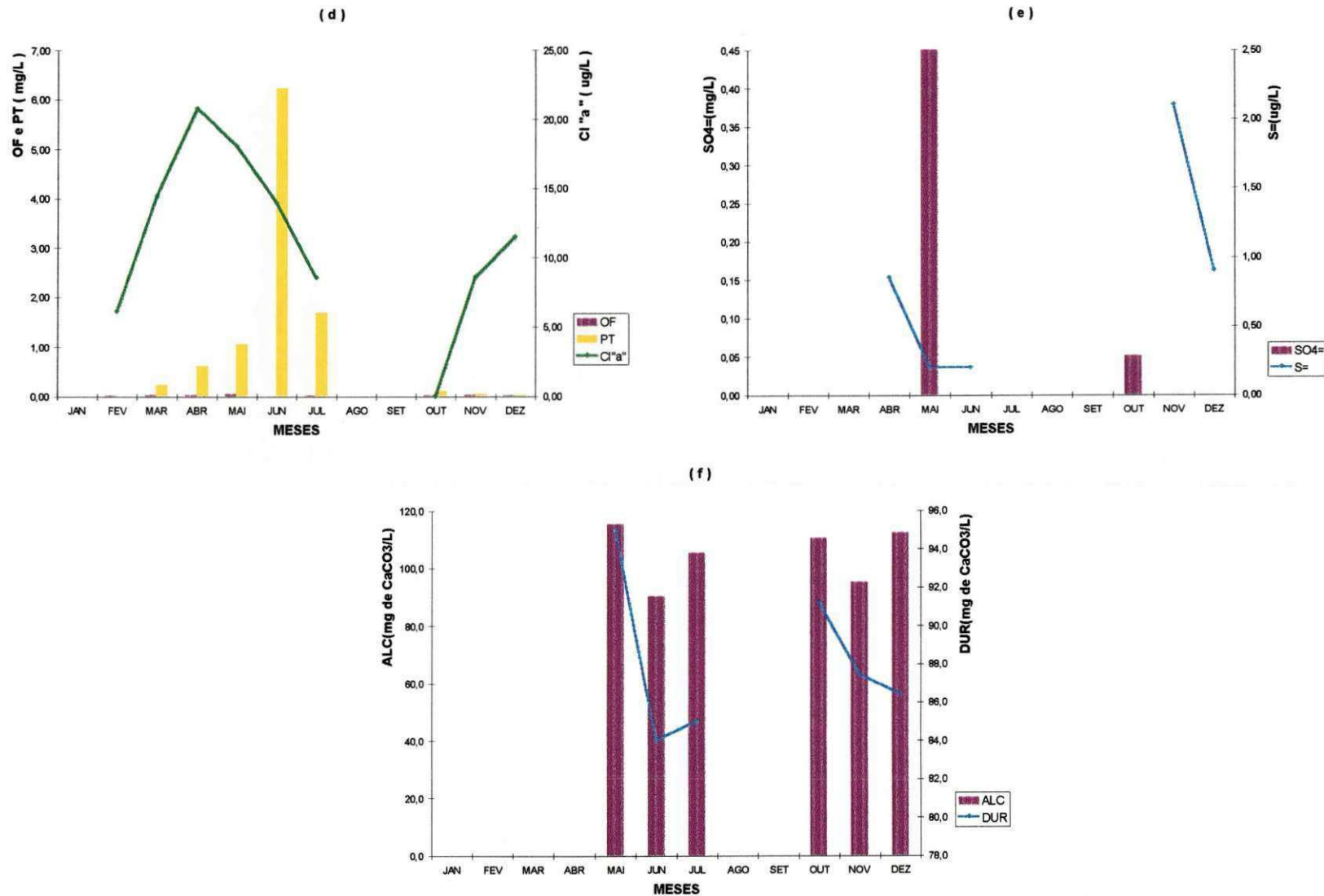


Figura 4.10.a - Variação temporal de: PT, OF e Cl<sup>-a</sup> (d); SO<sub>4</sub><sup>=</sup> e S<sup>=</sup> (e); ALC. e DUR. (f) no ponto RS6 da represa São Salvador (Sapé - PB) no período de fevereiro a julho e de setembro a dezembro de 1996.

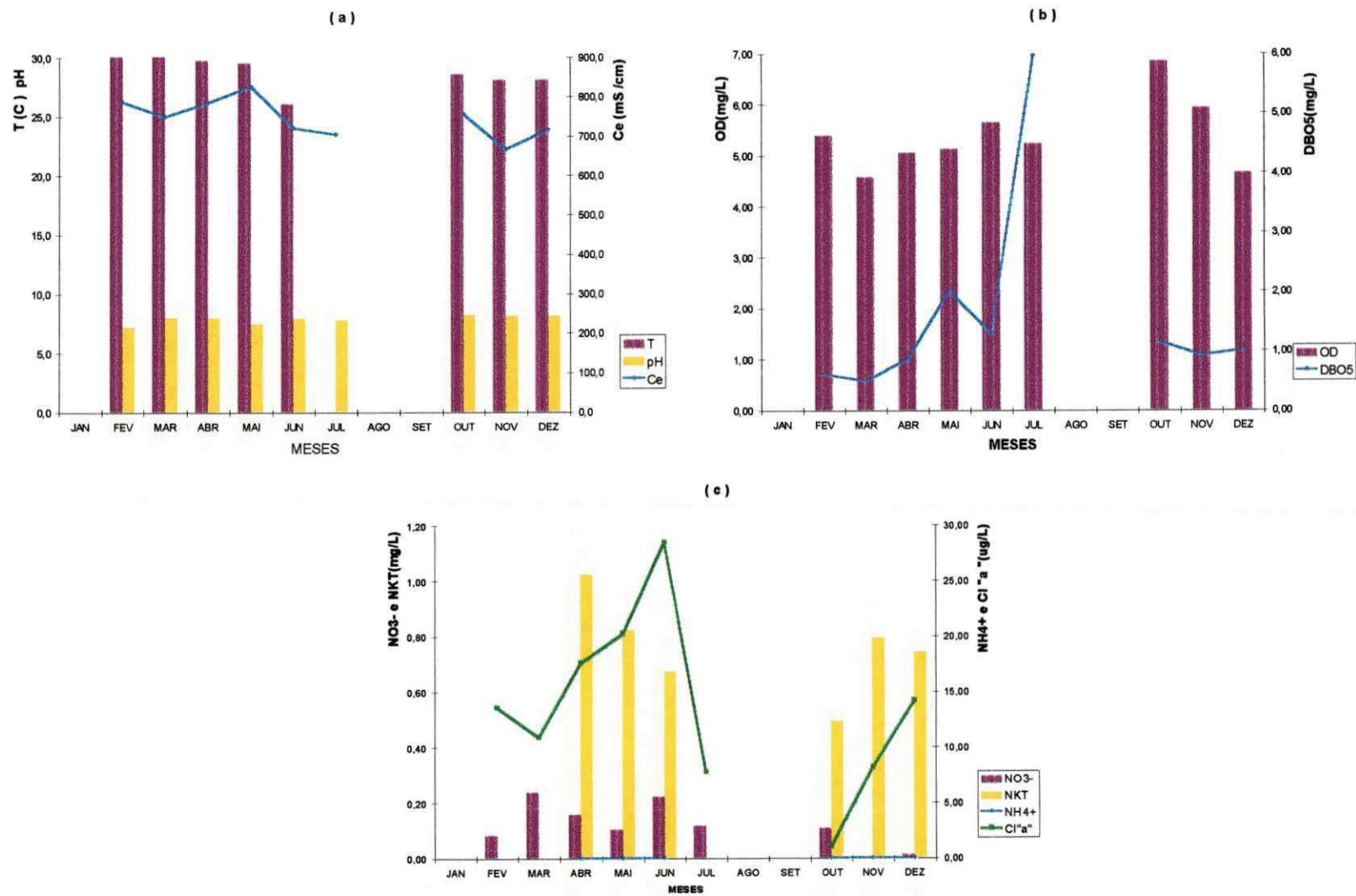


Figura 4.11 - Variação temporal de: T, pH e Ce (a); OD e DBO<sub>5</sub> (b); NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NKT, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e Cl<sup>-a</sup> no RS7 da represa São Salvador (Sapé - PB) no período de fevereiro a julho e de setembro a dezembro de 1996 .

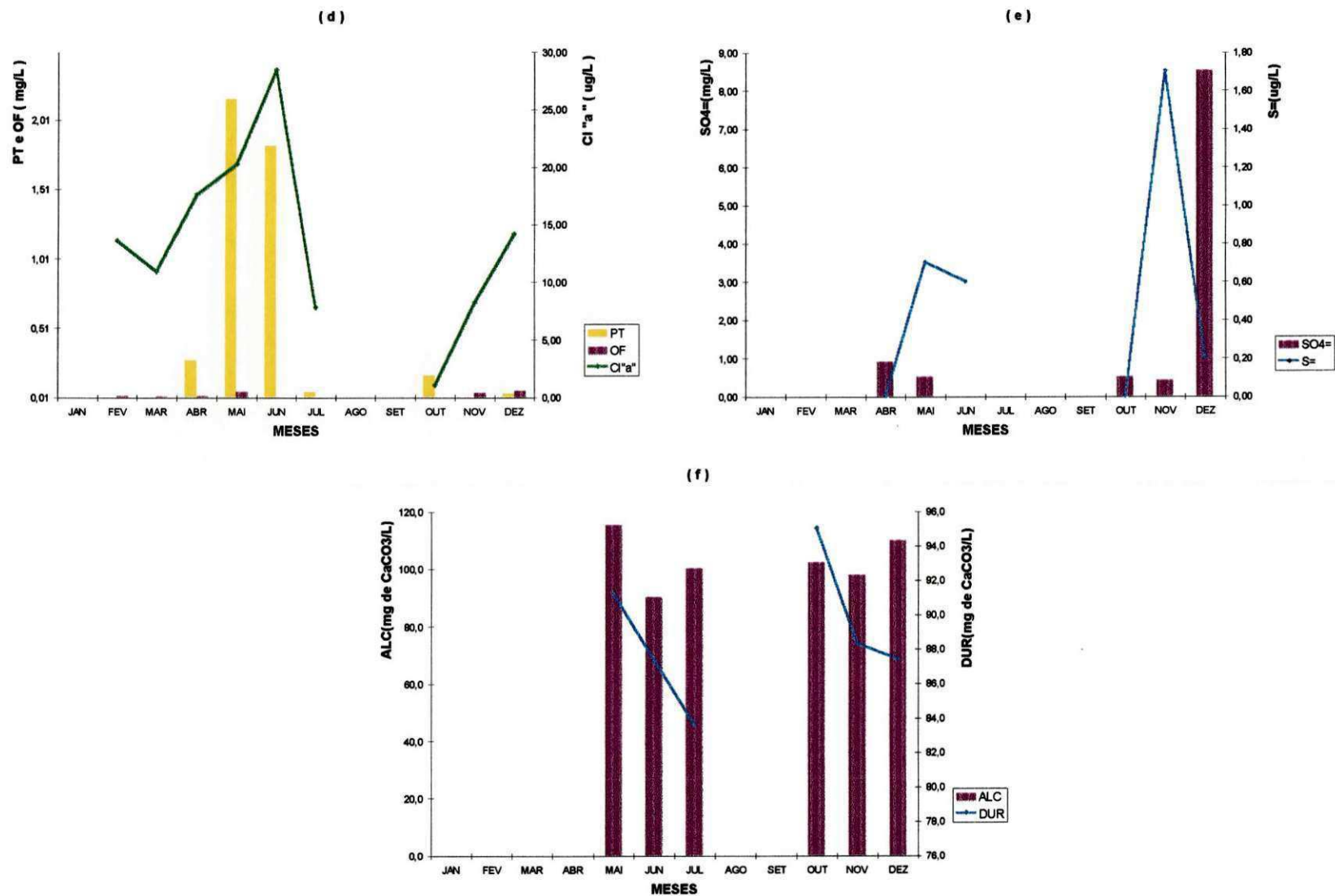


Figura 4.11.a - Variação temporal de: PT, OF e Cl<sup>-</sup>(d); SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> e S<sup>2-</sup> (e); ALC e DUR (f) no ponto RS7 da represa São Salvador (Sapé - PB) no período de fevereiro a julho e de setembro a dezembro de 1996.

**Figura 4.12. Frequência relativa de aparecimento de gêneros de algas do riacho São Salvador nos períodos de chuva (26 de fevereiro a 02 de julho) e de estiagem (30 setembro a 10 dezembro de 1996).**

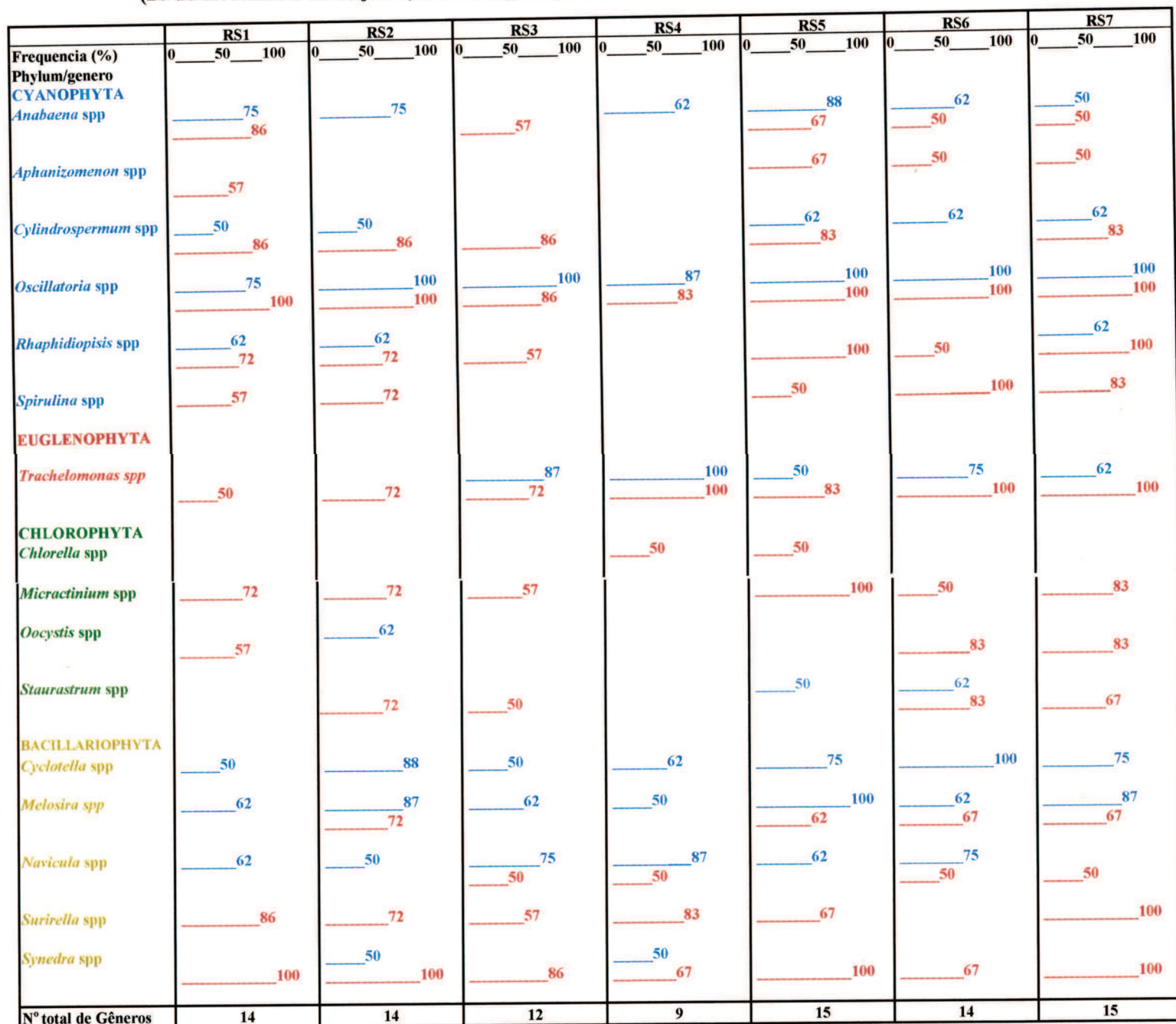
Frequência Phylum/genero	SS1	SS	SS2
	0 50 100	0 50 100	0 50 100
<b>CYANOPHYTA</b>			
<i>Anabaena</i> spp	62 86	50	
<i>Oscillatoria</i> spp	50 100	100 72	50 75
<b>EUGLENOPHYTA</b>			
<i>Euglena</i> spp	72	50	
<i>Trachelomonas</i> spp	50 57	50 50	71
<b>CHLOROPHYTA</b>			
<i>Closterium</i> spp	50 57	62	62
<b>BACILLARIOPHYTA</b>			
<i>Cyclotella</i> spp	50 50	50	50
<i>Cymbella</i> spp	57		
<i>Gomphonema</i> spp	57	50	50
<i>Navicula</i> spp	62 57	100 86	100 86
<i>Synedra</i> spp	57	58	100 50
<b>Nº Total de Gêneros</b>	<b>10</b>	<b>9</b>	<b>7</b>

Chuva \_\_\_\_\_

Estiagem \_\_\_\_\_



Figura 4.13 – Frequência relativa de aparecimento de gêneros de algas da represa São Salvador (PB) nos períodos de chuva (26 de fevereiro a 02 de julho) e de estiagem (30 de setembro a 10 de dezembro de 1996).



Chuva \_\_\_\_\_  
 Estiagem \_\_\_\_\_



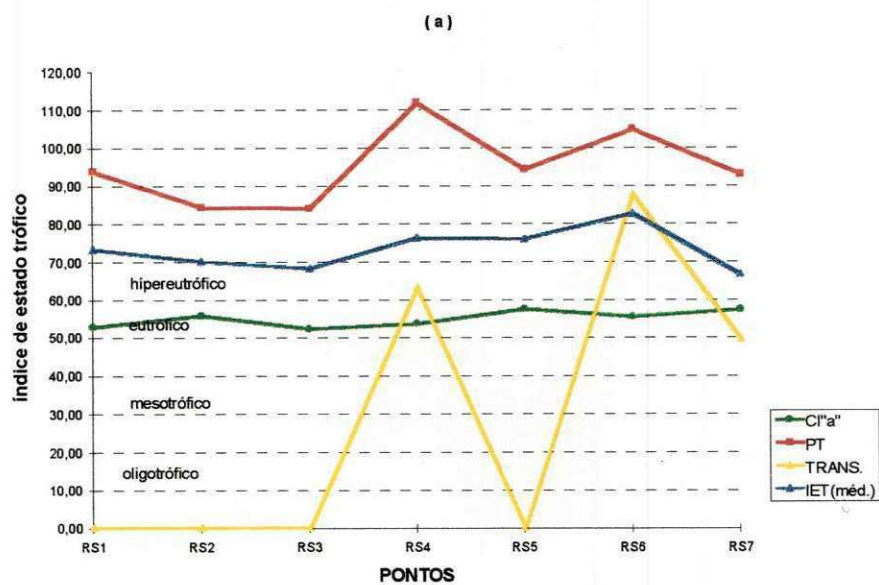


Figura 4.14.a - Classificação limnológica do estado trófico (CARLSON,1977) da represa São Salvador (PB) período de chuva ( 26/ 02 a 02/ 07 de 1996 ).

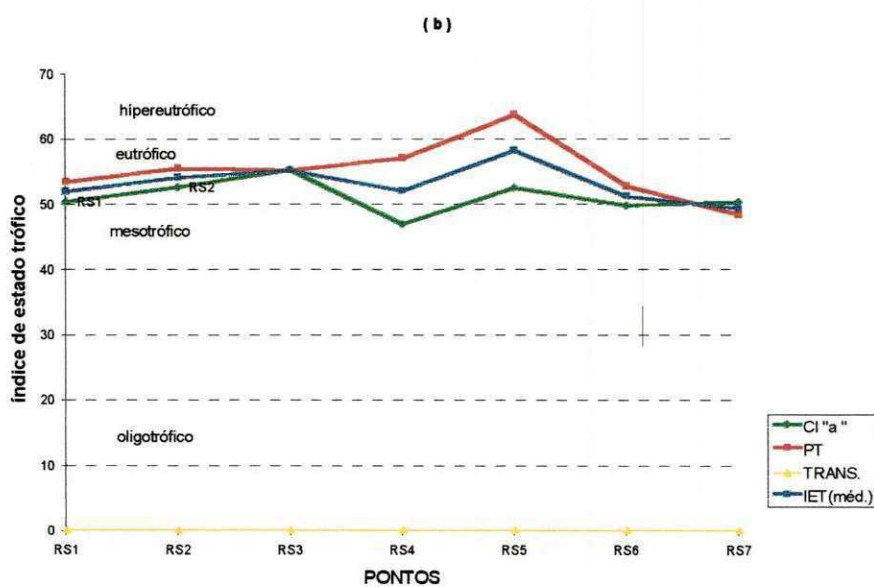


Figura 4.14.b - Classificação limnológica do estado trófico (CARLSON,1977) (Pb) da represa São Salvador período de estiagem ( 30 /9 à 10 de 10 /12 de 1996).

## 5.0 - CONCLUSÕES

- O riacho e a represa São Salvador são ambientes sem proteção ecológica, por isso estão expostos aos processos de eutrofização cultural e natural. As atividades antropogênicas geram grandes quantidades de resíduos líquidos e sólidos que são descarregados nas águas destes ecossistemas. A cana de açúcar, que é a principal cultura no entorno do riacho e da represa somados às pequenas hortas, que utilizam fertilizantes naturais (esterços) e artificiais (químicos), a lavagem de roupas e seu uso em recreação, são os principais fatores que contribuem para a enriquecimento da água com os principais nutrientes que aceleram o processo de eutrofização.

- A descarga do principal tributário, que recebe esgotos domésticos parcialmente tratados, a alternância das épocas de chuva e estiagem, e as atividades antropogênicas foram os principais fatores controladores das flutuações espaço-temporais do nível trófico. Os nutrientes forneceram informações pontuais sobre as fontes poluidoras de origem doméstica e agrícola.

- A diversidade do fitoplâncton mostrou-se eficiente como indicadora da poluição orgânica. Nos pontos de mais impacto do riacho São Salvador, o gênero *Euglena* spp evidenciou a presença de despejos orgânicos. Nos pontos menos impactados, destacou-se o gênero *Cymbella* spp, típico de águas limpas. Já a predominância do grupo cianofíceas na represa São Salvador indicou avanço do processo de eutrofização.

- O IET de CARLSON (1977), apresentou variações em função do parâmetro considerado e das regiões estudadas (margens e centro), evidenciando as influência que o ambiente aquático experimenta. No geral, a represa pode ser classificada como eutrófica, com evidencia de enriquecimento nas chuvas

- O fósforo total se mostrou como o principal elemento eutrofizante responsável pelas condições de hipereutrofia na época de chuva e de eutrofia na estiagem.

- A clorofila "a" apresentou teores entre baixos e médios teores para as duas épocas e classificou a represa como mesotrófica.

- A medida que se torna mais intenso e diversificado o uso dos mananciais e de suas bacias hidrográficas, maior é a necessidade de definir formas de manejo sustentado e de gestão ambiental desses ecossistemas. Para isso, torna-se necessário o monitoramento sistemático, o qual resulta em séries temporais de dados que

permitem avaliar a evolução da qualidade do corpo aquático e conhecer as tendências de sua variação.

## 6.0 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA; AWWA; WPC. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. American Public Health Association 17<sup>a</sup> Edition, Washington D. C. 1989. 1587p.
- APHA; AWWA; WPC. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. American Public Health Association 19<sup>a</sup> Edition, Washington D. C. 1995. 953p.
- APELLA, C. ; DOMINGUEZ, E. ; FERNÁNDEZ, H. R. Y HIDALGO, M. Impacto del efluente de una indústria papelera sobre las características físico-químicas y biológicas del rio Colorado (Tucumã). II congresso del N.O.A. y su médio ambiente – Salta , 1992.
- ARAÚJO, A. M. **Uso de indicadores microbiológicos na avaliação do grau de poluição em águas superficiais** . 181 p. 1992 [ Dissertação de Mestrado UFPB - CCT - Campina Grande PB]
- ATLAS, R. & BARTHA, R. **Microbial Ecology: Fundamentals and Applications**. Massachusetts, Addison - Wesley, 1981. 560p.
- ATECEL. **Relatório de Projeto: Açude Público São Salvador. Sapé, PB**. Vol I Associação Técnico Científico. E. Luís de Oliveira Jr. 1990. 56p.
- AZEVEDO NETTO, J. M. **Novos Conceitos Sobre Eutrofização**. Revista DAE. Vol 48 - No 151 - 1988.
- AYERS, R. S. & WESTCOT, D. W. **A Qualidade da Água na Agricultura**. Tradução H. R. Gheyi e J. F. de Medeiros. Campina Grande - PB. UFPB/ PRAI/ CCT. 218 p (Tradução Quality of Agriculture, FAO, Rome. 1985), 1991.
- BARBOSA, F. A. R. **Variações diurnas (24 horas) de parâmetros limnológicos básicos e da produtividade primária do fitoplâncton na Lagoa Carioca - Parque Florestal do Rio Doce - MG - Brasil**. São Carlos, São Paulo, 207p., 1981 [Tese de Doutorado em Ecologia e

- Recursos Naturais - Departamento de Ciências Biológicas da UFSCar].
- BEYRUTH, Z. **Estudo ecológico sanitário de um lago marginal ao Rio Embu-Mirim, Itapecirica da Serra, São Paulo, e ensaio sobre a possibilidade de utilização de macrófitas aquáticas *Eichhornia crassipes* (mart.) Solms. como indicadora de poluição.** São Paulo, 1989. 272p [Dissertação de Mestrado - Instituto de Biociência da Universidade de São Paulo].
- BONEY, A. D. *Phytoplankton: Studies in Biology.* London, Edwards Arnold, 1976. 116p N° 52.
- BRANCO, C. W. C. **A comunidade fitoplantônica e a qualidade da água no Lago Paranoá - Brasília, D. F., Brasil.** 332p, 1991. [Dissertação de Mestrado - Departamento de Ecologia da Univ. de Brasília DF].
- BRANCO, S. M. Análises de Alguns Aspectos e Soluções prováveis para o Lago Paranoá. *Rev. DAE*, **26**: 38-48, 1975.
- BRANCO, S. M. **Sobre a utilização de microrganismos flagelados como indicadores de poluição.** São Paulo, 1964. 118 p. [Tese de Livre Docência - Faculdade de Higiene e Saúde Pública da Univ. de São Paulo.
- BRANCO, S. M.; ROCHA, A. A. **Poluição, proteção e usos múltiplos de represas.** São Paulo, Edgard Blücher, CETESB, 1977.
- BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada à Engenharia Sanitária.** Ed. 3a. São Paulo, CETESB / ASCETESB, 1986. 640p.
- BROOK, A. J. Planktonic algae as indicators of lake types with special reference to the Desmidiaceae. *Limnol. & Ocean.*, **10**: 403-11, 1965.
- CALIJURI, M. C. **Respostas fisioecológicas da comunidade fitoplanctônica e fatores ecológicos em ecossistemas com diferentes estágios de eutrofização.** São Carlos, 1988. 293p. [Tese de Doutorado - Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo].
- CALIJURI, M. C. & TUNDISI, J. G. *Limnologia comparada das represas do Lobo (Broa) e Barra Bonita - Estado de São Paulo: mecanismos de*

- funcionamento e base para o gerenciamento. **Rev. Bras. Biol.**, **50**: 893 - 913, 1990.
- CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnol. Oceanogr.**, **22**: 361 - 80, 1977.
- CEBALLOS, B.S.O. **Utilização de Indicadores Microbiológicos na Tipologia de Ecossistemas Aquáticos do Trópico Semi-árido.** (1995), São Paulo, SP. 192 p. [Tese de Doutorado - Instituto de Ciências Biomédicas II - USP, SP].
- CEBALLOS, B. S. O. ; KONIG, A.; DINIZ, C. R.; WATANABE, T.; MISHINA, S. de V. Variabilidade da Qualidade das Águas de Açudes Nordestinos. **19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária - ABES**, Foz do Iguaçu, PR. 14 19/08/1997.
- CEBALLOS, B. S. O. ; KONIG, A. ; LOMANS, B. ; ATHAYDE, A. B.; PEARSON, H. W. Evaluation of a tropical single-cell waste stabilization pond system for irrigation. **Water Science Technology**, vol. **31**, nº **12**, p. 267 – 273, 1995a.
- CEBALLOS, B. S. O.; NÓBREGA, C. C.; KONIG, A.; ARAÚJO, A. M. Indicadores biológicos na caracterização da autodepuração de um corpo aquático lótico no nordeste do Brasil (Campina Grande – Pb). **17º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Natal/RN – 1993.** p556 –569
- CEBALLOS, B. S. O.; FERNANDES, R. M. L.; MARSIGLIA, W. I. M. L.; KONIG, A.; SANTOS, N. R.; AMORIM, F. M. B. Fatores controladores do nível trófico e da carga fecal de uma represa de recente formação (Sapé-Paraíba) **19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária - ABES**, Foz do Iguaçu, PR. 14-19/08/1997.
- CENDOTEC Monitoramento Ambiental por Meio de Bioindicadores: Cooperação Franco-Brasileira no Estudo dos Foramníferos- **Flash Meio Ambiente No 9**: 1-4. 1996.
- CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO



AMBIENTAL **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo**. 1992, 96 p.

- CHELLAPA, N. T. Phytoplankton Species Composition, Chlorophyll biomass, and Primary Production of the Judiai Reservoir (northeastern Brazil) before and after eutrophication. **ACTA Hidrobiol.** **32** p. 75-91. Krakow. 1990.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução N° 20 - 18 de Junho de 1986. Ministério da Habitação, Urbanismo e Meio Ambiente – **Conselho Nacional do Meio Ambiente**. 2ª ed., SEMA, Brasília DF. 98 p., 1988.
- CULLEN, P. & SMALLS, I. Eutrofication in semi-arid areas: the australian experience. In Eutrofication as a Global Problem. Part 1. Water Quality Bullentin. Ed. Silvio Barabás, vol. 6, Ontário, Canadá, 1981. p 79 - 90.
- DE OLIVEIRA, R. B. **Indicadores de Poluição e Taxonomia de Leveduras Isoladas do Estuário do Rio Paraíba do Norte, João Pessoa, PB**. 1990.329 p. [Tese de Doutorado, UFRJ, Rio de Janeiro, RJ].
- DE OLIVEIRA, W. E. Exames de água. In: Técnica de abastecimento. São Paulo. **CETESB/ASCETESB**. 2ª ed. 29-67 p. 1987.
- DI BERNADO, L. Algas e suas influências na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento. Ed. patrocinada pela **ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária**. Rio de Janeiro. 1995. 140p.
- DINIZ, C. R., **Aspectos Sanitários de Corpos Lênticos Temporários Utilizados para Consumo Humano**. 143 p. 1995 [Dissertação de mestrado UFPB - CCT- Campina Grande - PB].
- DROUET, F., PATRICK, R.; SMITH, L. B. A flora de quatro açudes da Parahyba. **Ann. Acad. Bras. Sci.**; Rio de Janeiro, 10: 89-102, 1938.
- DOBSON, H. Trophic conditions and trends in the Laurentian Great Lakes. **Water Qual. Bull.** **6**: 79-83, 1981.
- DUARTE, M. A. C; CEBALLOS, B. S. O; FREITAS, E. B. P; MELO, H. N. S; KÖNIG, A. Utilização dos Índices do Estado Trófico (IET) e de

Qualidade da Água (IQA) na Caracterização Limnológica e Sanitária das Lagoas de Bofim, Extremóz e Jiqui (RN) – Análise Preliminar. **19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária - ABES**, Foz do Iguaçu, PR. 14 19/08/1997.

- DUNNETTE, D. A, CHYNOWETH, D. P., MANCY, K.H. The source of hydrogen sulfide in anoxic sediment. **Water Research**, vol. **19**, nº 7, 1985. 875 – 884 p.
- EDMONSON, W. T., ANDERSON C. G. & PERTERSON D. R. Artificial eutrophication of Lake Washington. **Limnol. Oceanogr.** **1**: 47 - 53, 1956
- ENVIROMENTAL PROTECTION AGENCY. **Federal Register**, **57**: 24744- 24747, 1992.
- ENVIROMENTAL PROTECTION AGENCY. **Process Design Manual for Nitrogen Control**. Washing D. C., EPA, 1975. 395p.
- ESTEVEVES, F. DE A.; BARBOSA, F. A. R. A Doença dos Lagos. Eutrofização Artificial. **Revista Ciência Hoje** vol. **5**/ Nº27 - 49-54. 1986
- ESTEVEVES, F. DE A. ; AMORIM, J. C. ; CARDOSO E. L. E BARBOSA F. A. R. C. Caracterização Limnológica Preliminar da Represa de Três Marias (MG) com Base em Alguns Parâmetros ambientais Básicos. **Rev. Ciência e Cultura**, **37 (4)**: 608- 617, ABRIL DE 1985
- ESTEVEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro, Interciência /FINEP, 575p. 1988.
- ESTEVEVES, F. A. Aplicação da tipologia de lagos temperados a lagos tropicais. **Acta Limnol. Bras.**, São Paulo, **2**: 3-29, 1988b.
- FERREIRA, I. V. L., **Contribuição ao Estudo do Ciclo do Enxofre em Lagoas de Estabilização Profundas**. Campina Grande, 1988. [Tese de Mestrado - Engenharia Civil Área de Concentração Engenharia Sanitária– UFPB – CCT- AESA - PB].
- FERREIRA, I. V; KONIG, A; CEBALLOS, B. S. O. DE OLIVEIRA R. Estudo do Comportamento de Formas de Enxofre em dois Sistemas de Lagoas de Estabilização em Escala Real. **Revista Bio** nº **2**. 1993. 21-26.

- FOSBERG, C. Strategies and measures to protect waters from in eutrophication in Scandinavia. **Water Qual. Bull.**, **6**: 65-7, 1981.
- GAGLIANONE, S. Exames de água. In: Técnica de abastecimento. São Paulo. **CETESB/ASCETESB. 2ª ed.** . 69-106p. 1987.
- GANAPATTI, S. V. Ecology of tropical waters. **Hidrobiologia**, **29**: 148- 62, 1960.
- GANF, G. E. Diurnal mixing and vertical distribution of phytoplankton in shallow equatorial lake (Lake George, Uganda). **J. Ecol.**, **79**: 611-29, 1974.
- GENTIL, J. G. **Estudo comparado em cinco reservatórios do Estado de São Paulo, localizados em diferentes sistemas hidrográficos.** São Paulo, 1984. 269p. [Dissertação de Mestrado – Departamento de Ciências Biológicas da Universidade Federal de São Carlos - SP].
- GIANI, A., **Distribuição horizontal do fitoplâncton e zooplâncton no Lago Paranoá, Brasília, DF.** 1984. 148p [Tese de Mestrado. Universidade de Brasília -DF]
- GIANI, A.; PINTO COELHO, R. M.; OLIVEIRA, S. J. M., PELLI, A. Ciclo sazonal de parâmetros físico-químicos da água e distribuição horizontal de nitrogênio e fósforo no reservatório da Pampulha (Belo Horizonte, M. G., Brasil). **Ciênc. Cultu.**, São Paulo, **40**: 69-77, 1988.
- GLOYNA, E. F. & ESPINO, E. Sulfide production in waste stabilization ponds. **Journal of Sanitary Engineering Division.** Proceedings of the American Society of Civil Engineers. Vol. 95, 1969. 607-628 p.
- GOLDMAN, C. R. & HORNE, A. J. **Limnology.** New York Mc Graw-Hill, 1983. 411p.
- GOVERNO DO ESTADO DA PARAÍBA. **Atlas geográfico do estado da Paraíba.** João Pessoa, Paraíba, secretaria do Estado da Paraíba/ UFPB, 1985. 100p.
- GOVERNO DO ESTADO DA PARAÍBA Laboratório **de Meterologia, Recursos Hídricos e Sensoriamento Remoto da Paraíba.** Clima, 1

- MCT/CNPQ/ UFPB E FAPESQ. vol. 2. N° 1. Fev.-Dez. 1996.
- GUERRA, P. B. **A Civilização da Seca**. Ministério do Interior, DNOCS, Fortaleza, CE. 1981. 324 p.
- HARRIS, G. P., **Phytoplankton Ecology - structure, function and fluctuation**. Chapman and Hall London. 1986. 384p.
- HELLAWELL, J. M. **Biological indicators of freshwater pollution and environmental management**. Chichester, Elsevier Applied Science, 1986. 546p.
- HENDERSON-SELLERS, B. & MARKLAND, H. R. **Decaying lakes**. The origin and control of cultural eutrophication. Chichester, John Wiley & Sons, 1987. 250p.
- HINO, K. **Análise quantitativa do microfitoplâncton da Represa do Lobo (Broa), São Paulo-SP**. São Carlos, S.P., 1979, 119 p. [Dissertação de mestrado - Depto. de Ciências Biológicas da Univ. Federal de São Carlos - SP].
- HINO, K.; SIMONATO, A. D.; HATANAKA, T. Preliminary limnological study of Monjolinho reservoir. **Ciênc. Cult., São Paulo, 36:1402-1407**, 1984.
- HUSZAR, V. L. M. Algas planctônicas da lagoa de Juturnaíba, Araruama, RJ, Brasil. **Rev.. Bras. Bot., 8: 1-19**, 1986.
- HUTCHINSON, G. E. **A treatise on limnology: introduction to lake biology and limnoplankton**. London, John Wiley & Sons, 1967. V. 2, 1115p.
- HYNES, H. B. N. **The Biology of Polluted waters**. Liverpool University Press. 1970. 555 pp.
- JONES, J. G. **A guide to methods for estimating microbial numbers and biomass in fresh water**. London, Freshwater Biological Association, 1979, N° 39. 112p.
- JONES, R. A. & LEE, G. F. Recent advances in assessing impact of phosphorous loads on eutrophication related water quality. **Water. Res.,**

16: 503-15, 1982.

KLEEREKOPER, H. **Introdução ao estudo da limnologia**. Rio de Janeiro.

Ministério da Agricultura/ Serviço de Informações Agrícolas, 1944. 2<sup>a</sup> ed. Fac-similar 1990. 329p.

KONOPTA, A. & BROOCK, T. Effect of temperature on blue-green algae

(cyanobacteria) in Lake Mendota. **Appl. Environ. Microbiol.**, **36**: 572-6, 1978

LEE, G. F.; RAST, W.; JONES, R. A.; CASAS, J. L. O. La eutrofizacion de las águas superficiais: estudio de un problem antiqüisimo. Inenieria

Sanitaria, Rio de Janeiro, V. XXXIII (1 y 2) – 298 - 306- abr/dic. 1979.

LEPOLDO, P. R. ; GUIMARÃES, C. ; CRUZ, J. A. ; FONTANA, S. C.

Aspectos limnológicos do reservatório da usina hidrelétrica de Ibitinga-SP: séries do nitrogenio e do fósforo. **3º Congresso de Ecologia do Brasil, Brasília**. 06- 11/10/1996.

LEPRUN, P. **Primeira avaliação das águas superficiais do Nordeste**.

Recife, SUDENE, Recife, 1983. 141p (Relatório final de Convênio).

LEWIS, W. M. Jr. Phytoplankton succession in Lake Valencia Venezuela.

Hidrobiologia . 1978. 189 - 203.

MAIER, M. H. E TAKINO M. Limnologia de reservatórios do sudeste do

Estado de São Paulo, Brasil. IV. Tipificação através de fatores abióticos e clorofila "a" **BOL. Inst. Pesca**, **12**: 103- 122, 1985. Nutrientes e Clorofila "a".

MALTCHICH, L. Nossos rios temporários desconhecidos mas essenciais.

**Ciência Hoje vol. 21**. n° 22 1996.

MARA, D. D. & PEARSON, H. Artificial Freshwater Environment: Waste

Ponds. Edited by Rehm, H.J. & Reed G. Biotechnology, vol. 8, VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim, 1986. 179-206 p.

MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona, ed.Omega, 1986, 1030p.

MARGALEF, R. **Características de las aguas de represa como indicadora del estado de los ecossistemas terrestres de las respectivas cuencas**.

- In: Reunión sobre Ecología e Protección de Aguas Continentales. São Carlos, São Paulo, OEA/UNESCO/MAB USP, 1981, **Anais**, p.39-109.
- MATHEUS, E. C; GIANOTTI, E. O; MORAES, A. J. Correlações entre clorofila, STV e DQO. **Rev. DAE**, **49**: 154 - 20-28, 1989.
- MATSUMURA - TUNDISI, T.; HINO, K.; ROCHA, O. Características limnológicas da Lagoa Taquaral (Campinas, SP) - um ambiente hipertrófico. In: **Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência - AABPC. São Paulo, Vol. 38, n° 3**, março, 1986.
- MELO, H. A. R. & CHACON, J.O. Exame biológico do Açude Público "Soledade"(Soledade, PB), Brasil. **Bol. Tec. Dep. Nac. Obras Contra Secas**, **34**: 3 - 25, 1976.
- MERCANTE, C. T. J.; BICUDO, C. E. M. Variação espacial e temporal de características físicas e químicas no Açude do Jacaré, Mogi Guaçu, estado de São Paulo. In: **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. **8**:75-101, 1996.
- LUND, J. W. G. The ecology of freshwater phytoplankton. **Biol. Rev.**, **40**: 231 - 93, 1968.
- MOLLE, F.; CADIER, E. **Manual do pequeno açude**. UDENE / ORSTOM 1992, 521 p.
- MOSS, B. The influence of environmental factors on the distribution of freshwater algae: an experimental study. II. The role of pH and carbon dioxide- bicarbonate system . **J. Ecol.**, **61**: 157 -77, 1973a
- NECCHI Jr. O., BRANCO, L. H. Z. & BRANCO, C. C. Z. Análise Nictemeral e Sazonal de Algumas Variáveis Limnológicas em Riacho no Noroeste do Estado de São Paulo - **Acta Limnológica 1996.** , p. 49-54.
- NORUSIS, M. J. **SPSS/PC+ for the WINDOWS 95**. SPSS Inc Chicago, Illinois, 1992. V.1, 236 p.
- NOGUEIRA, M. G. & MATSUMURA - TUNDISI, T. Limnologia de um Sistema Artificial Raso (Represa do Monjolinho - São Carlos , SP). Dinâmica das Populações Fitoplanctônicas. **ACTA limnológica vol. 8 -**



149-168. 1996.

ODUM, E. P. **Fundamentos de ecologia**. 4<sup>a</sup> ed. Lisboa, Fundação Calouste Gulbenkian, 1971. 927p.

OLIVEIRA, R. B. **Indicadores de Poluição e Taxonomia de Leveduras Isoladas do Estuário do Rio Paraíba do Norte, João Pessoa, PB**. 1990. 329 p. [Tese de Doutorado, UFRJ, Rio de Janeiro, RJ].

ORDOG, V.; NUNES, Z. M. P. & PINHEIRO, H. W. C. Determinação dos parâmetros físico-químicos e biológicos do Açude Cruz de Salinas, Petrolina (PE). In: TUNDISI, J.G. *Limnologia e manejo de represas*. São Paulo, Academia de Ciências, 1988, v. 1 p. 323-48 (Série Monografias em Limnologia).

PALMER, C. M. A composite rating of algae tolerating organic pollution. **J. Phycol**, **5**: 78- 82, 1969.

PALMER, C. M. **Algae and water pollution**. An illustrated manual on the identification, significance and control of algae in water supplies and in polluted waters. Cincinnati, Ohio. Environmental Protection Agency, EPA – 600/9-77-036, 1977. 124p.

PATRICK, R. A proposed biological measure of stream conditions based on a survey of the Conestoga Basin, Lancaster County, Pennsylvania. **Proc. Acad. Nat. Sci. Phil.**, **101**: 277 - 341, 1949

PAYNE, A. I. **The ecology of tropical lakes and rivers**. Chichester, John Wiley & Sons, 1986. 301p.

PONTES, M. C. F., Produção primária, fitoplâncton e fatores ambientais no lago Dom Helvécio, Parque Florestal do Rio Doce. MG. 1980. 293p. [Tese de mestrado, DCB/UFSCar. São Carlos. São Paulo].

PRESCOTT, G.W. Biological disturbances resulting from algal populations in standing waters. *The ecology of Algae, USA*, 1960 p.22-37.

PRESCOTT, G. M. **How to know the freshwater algae**. Dubuque, Iowa, M. C. Brown, 1970. 348p.

REYNOLDS, C. S. Succession and vertical distribution of phytoplankton in

response to thermal stratification in a lowland mere, with special reference to nutrient availability. **J. Ecol.**; **64**: 529-551. 1976.

- ROCHA A. A. **A limnologia, os aspectos ecológico-sanitários e a macrofauna bentônica da represa Guarapiranga na região metropolitana de São Paulo**. São Paulo, 1976. 194p. [Tese de doutorado - Instituto de Biociências da Univ. de São Paulo].
- ROCHA, A. A. **A ecologia, os aspectos sanitários e de saúde pública da Represa Billings na região metropolitana de São Paulo. Uma contribuição a sua recuperação**. São Paulo. São Paulo, 1984. 166p. [Tese de livre docência. Departamento de Saúde Ambiental da Faculdade de Saúde Pública da Univ. de São Paulo].
- ROCHA, A. A. Algae as biological indicators of water pollution. In: CORDEIRO - MARINHO, M.; AZEVEDO, M. T. P.; SANT'ANNA, C. L.; TOMITA, N. Y., PLASTINO, E. M., eds São Paulo, Soc. Bras. Ficologia/CETESB, 1992 . p. 38 - 52.
- ROCHA, A. A. & BRANCO, S. M. O nitrogênio e fósforo como fatores limitantes ao desenvolvimento de algas cianofíceas na Represa Billings. **Rev. DAE - vol. 45**: Nº 141. 1985.
- RODIER, J. **L'analyse de l'eaux naturelles, eaux residuais, eaux de mer**. Ed Dunod, Paris, 5ª ed. Vol 1, 629 p. 1975.
- ROUND, F. E. **The biology of the algae**. 2a ed. London, Edward Arnold, 1973. 278p
- ROUND, F. E. **The ecology of algae**. Cambridge University Press, Cambridge, 1981. 653p.
- RYDING, S. O. & RAST, W. The control of eutrophication of lakes and reservoirs V. 1, **UNESCO**, (MAB SERIES), 313p., 1989.
- SAKAMOTO, M., Primary production by phytoplankton community in Japanese lakes and its dependence on lake depth. **Arch. Hydrobiol.** **62**: 1-28. 1966.
- SALAS, H. & MARTINO, P. Metodologias simplificadas para la avaliacion

- de eutroficação em lagos calidos tropicales. **Program Refioral CEPIS/HPE/ IOPS**, 1991. 52p.
- SAWYER, C. N.; McCARTY, P. L.; PARKIN, G. F. **Chemistry for enviromental engeneering**. 4a ed., International Student Edition, Mac Graw - Hill Book Company, 1994. 658p.
- SCHÄFER, A. **Fundamentos de ecologia e biogeografia da águas continentais**. Porto Alegre, Universitária, 532p, 1985.
- SILVA, B. B.; VENTURA, E. **Atlas climatológico do Estado da Paraíba**. 2a Ed., Campina Grande, Núcleo de Meteorologia Aplicada, Univ. Federal da Paraíba, 1987.
- SIOLI, H. **Amazônia. Fundamentos da ecologia da maior região de florestas tropicais**. Rio de Janeiro, Vozes, 2a ed., 72p. 1990
- STEVENS, A. A., MOOREL, L. A. & MILTNER, R. J. Formation and Control of Non-Thralomethane Disinfection By- Products **JAWWA**, vol. **81**, n° **8**, p: 54 - 60, Aug. 1989,USA.
- TALLING, J. F. & TALING, I. B. The chemical composition of African lake waters. **Int. Rev. Ges. Hydroniol.**, **50**: 421- 463, 1965.
- TOLEDO, L. G. **Estudo anual da produção primária do fitoplâncton e dos fatores limnológicos no Lago Paranoá, Brasília, DF. Brasil**. 1986. 96p [Tese de Mestrado. Universidade de Brasília. DF].
- TOLEDO, L. G. & HAY, J. D. Variação Sazonal da Produção primária do fitoplâncton e dos fatores limnológicos do Lago Paranoá , Brasília, DF. **Acta Limnol.** 1988 . Brasil. Vol. II, 347 - 365.
- TUNDISI, J.G. ; MATSUMURA-TUNDISI, T; HENRY, R; ROCHA, O; HINO, K. 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 Paulo, Academia de Ciências, 1988 v. 1 p. 165-203 (Série Monografias em Limnologia).
- TUNDISI-MATSUMURA T.; HINO, K.; ROCHA, O. Características limnológicas Lagoa Taquaral (Campinas, SP) - um ambiente

- hipertrófico. In: **Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência - AABPC. São Paulo, Vol. 38, n° 3** março, 1986.
- TUNDISI, G. and MATSUMURA - TUNDISI. Lymnology and eutrofication of Barra Bonita reservoir, S. Paulo State, Southern Brazil. **Arch. Hydrobiol.. Beih. Ergebn. Limnol., 33:** 661-76, 1990.
- TUNDISI, J. G. & MATSUMURA-TUNDISI, T. Eutrophication of lakes and reservoirs: A comparative analysis, case studies, perspectives. In: CORDEIRO- MARINHO, M.; AZEVEDO, M. T. P.; SANT' ANNA, C. L.; TOMITA, N. Y.; PLASTINO, E. M., eds. **Algae and environment: a general approach.** São Paulo, Bras. Ficologia/CETESB, 1992 p. 1-33.
- TUNDISI, J. G.; SAJO Y.; HENRY, R. And NAKAMOTO, N. Primary productivity phytoplankton biomass and light photosynthesis responses of four lakes in the Rio Doce valley lakes system 1994.
- TUNDISI, J. G. Ambiente, Represas e Barragens, Revista **Ciência Hoje vol. 5/ N°27.** 1996. - 49-54.
- TUNDISI, J. G. Eutrofização, biodiversidade e recuperação de ambientes degradados **Acta Limnológica** 1994. 211- 216.
- VIANA, E. M. **Parâmetros Microbiológicos e Físico-químicos na Represa das Flores, Região Metropolitana de Belo Horizonte.** Belo Horizonte, Minas Gerais, 136 p. 1995 [Dissertação de Mestrado, Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais. MG].
- VICENT, W. F.; WURTSBAUGH, C. L.; VICENT and RICHESON P. J. Seasonal dynamics of nutrient limitation in a tropical high-altitude lake (Lake Titicaca, Peru-Bolívia): Application of physiological biomassays. **Limnol. Oceanogr., 29:** 540-552. 1984.
- VOLLENWEIDER, R. A. Eutrophication. - A global problem. **Water Qual. Bull. 6:** 59 -62, 1981.
- VOLLENWEIDER, R. A. Eutrofication. Lecture notes distributed at Second Technical Meeting Regional Project on Eutrofication in Tropical Lakes. 1983.

- VON SPERLING, M., Avaliação do estado trófico de lagos e reservatórios tropicais. **Revista Bio**: Ano 2, n° 3, p. 68 - 76. ABES. Rio de Janeiro, 1994.
- VON SPERLING, M., Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. In: **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte**: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; UFMG; 1995 Vol. 1. 240 p.
- WATANABE, T. **Flutuação sazonal e distribuição espacial do nano e micro plâncton na Represa do Lobo (Broa), São Carlos, SP**. São Paulo, 1981. 158 p. [Dissertação de mestrado - Departamento de Ciências Biológicas da Univ. Federal de São Carlos].
- WATANABE, T. , GADELHA, C. L. M. & PASSERAT- DE - SILANS, A.M. Análise Estatística da Relação Entre a Presença de Plantas Aquáticas e Parâmetros Físico-químicos da Água de Açudes- **VIII Congresso Brasileiro de Hidrologia e Recursos Hídricos, Foz de - PR, 1989**.
- WATANABE, T.; OLIVEIRA, R. B.; SASSI, R.; MELO, G. W.; GADELHA, C. L. MACHADO; V. M. N. Evidences of contamination caused by the sugar -cane monocultures and industry in water bodies of state Paraíba, northeast Brazil. **ACTA Limnológica Brasiliensia, 1994**. p. 85-101.
- WELCH, E. B. **Ecological effects of wastewater**. Cambridge, Cambridge University Press, 1980. 337p., R.
- WETZEL , R. G. **Limnologia**. Ediciones Omega, 1983. Barcelona: p 677.
- WRIGHT, S. Alguns Dados da Física e Química das Águas dos Açudes Nordestinos. **Bol. Tec. Dep. Nac. Obras Contrás Secas, 39**: 21 - 31; 1981a. Fac-similar a 1ª 1934.
- WRIGHT, S. Da Física e da Química das águas do Nordeste do Brasil. II. Cloretos e Carbonatos. **Bol. Tec. Dep. Nac. Obras Contrás as Secas, 39**: 33 - 45, 1981b. Fac-similar a 1ª 1934.

- WRIGHT, S. Da Física e da Química das águas do Nordeste do Brasil. II. Condições térmicas. **Bol. Tec. Dep. Nac. Obras Secas**, **39**: 47 - 60, 1981 c. Fac-similar a 1<sup>a</sup> 1934.
- XAVIER, M. B. **Estudo comparativo da flora de Euglenaceae pigmentadas (Euglenophyceae) de lagos do Parque Estadual das Fontes de Ipiranga, São Paulo, SP.** São Paulo, 1985. 375 p. [Tese de doutorado - Faculdade de Saúde Pública da Univ. De São Paulo].
- YOCHIMURA, S. A condition to the Knowledge of deep water temperature of japoneses lakes. Part. I Summer temperatures. **Jap. J. Astr. Geophys**, **13**:61-120- 1936.



---

# **ANEXOS**

---

Anexo 1 - Matrizes de correlação com medianas entre parâmetros físico-químicos e clorofila "a" do riacho São Salvador (PB) no período de chuvas (26 -02 à 02 -07 de 1996).

	ALC.	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Ce	Cl "a"	DBO <sub>5</sub>	DUR	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NKT	OD	OF	pH	PT	S <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	T
ALC	1,000														
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,861	1,000													
Ce	-0,731	-0,284	1,000												
Cl "a"	-0,359	-0,783	-0,373	1,000											
DBO <sub>5</sub>	-0,857	-1,00**	0,277	0,788	1,000										
DUR	-0,539	-0,037	0,968	-0,591	0,030	1,000									
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,993*	0,842	-0,756	-0,325	-0,838	-0,570	1,000								
NKT	-0,879	-0,99**	0,320	0,759	0,999*	0,751	-0,862	1,000							
OD	0,681	0,958	0,00	-0,927	-0,960	0,248	0,654	-0,997	1,000						
OF	0,219	0,685	0,503	-0,989	-0,690	0,702	0,184	-0,657	0,863	1,000					
pH	0,755	0,318	-0,99*	0,339	-0,311	-0,959	0,779	-0,354	0,036	-0,472	1,000				
PT	0,974	0,952	-0,561	-0,557	-0,950	-0,339	0,966	-0,963	0,827	0,431	0,5913	1,000			
S <sup>-</sup>	-0,240	-0,700	-0,485	0,992	0,705	-0,687	-0,204	0,672	-0,874	-0,99*	0,453	-0,450	1,000		
SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	0,846	0,457	-0,982	0,193	-0,451	-0,905	0,864	-0,491	0,186	-0,333	0,988	0,706	0,314	1,000	
T	-0,277	0,249	0,857	-0,797	-0,256	0,958	0,312	-0,212	0,514	0,876	-0,838	-0,056	-0,866	-0,746	1,000

Coefficiente de correlação de Pearson: (\*)  $\alpha = 0,5$  e (\*\*)  $\alpha = 0,1$

Anexo 2 - Matrizes de correlação com medianas entre parâmetros físico-químicos e clorofila "a" do riacho São Salvador (PB) no período de estiagem (30 de setembro à 10 de dezembro de 1996).

	ALC.	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Ce	Cl "a"	DBO5	DUR	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NKT	OD	OF	pH	PT	S <sup>=</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>=</sup>	T
ALC	1,000														
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,446	1,000													
Ce	0,8201	0,875	1,000												
Cl "a"	-	-	-	1,000											
DBO5	0,9447	0,121	0,587	-	1,000										
DUR	0,892	0,798	0,990	-	0,694	1,000									
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,860	-0,078	0,413	-	0,979	0,537	1,000								
NKT	0,578	0,987	0,941	-	0,278	0,884	0,081	1,000							
OD	-0,019	0,889	0,556	-	-0,345	0,434	-0,526	0,804	1,000						
OF	-0,500	-0,997*	-0,905	-	-0,188	-0,837	0,011	-0,995	-0,856	1,000					
pH	0,432	1,00**	0,870	-	0,113	0,793	-0,087	0,985	0,893	-0,997	1,000				
PT	0,075	0,928	0,632	-	-0,256	0,517	-0,443	0,857	0,995	-0,901	0,931	1,000			
S <sup>=</sup>	-0,982	-0,263	-0,697	-	-0,989	-0,797	-0,941	-0,413	0,207	0,327	-0,254	0,114	1,000		
SO <sub>4</sub> <sup>=</sup>	-0,866	-0,067	0,424	-	0,982	0,546	0,99**	0,092	-0,5164	0,00	-0,076	-0,433	-0,944	1,000	
T	0,00	-0,897	-0,572	-	0,328	-0,451	0,509	-0,815	-0,999*	0,866	-0,901	-0,997	-0,189	0,500	1,000

Coeficiente de correlação de Pearson: (\*)  $\alpha = 0,5$  e (\*\*)  $\alpha = 0,1$

Anexo 3 - Matrizes de correlação com medianas entre parâmetros físico-químicos e clorofila "a" da represa São Salvador (PB) no período de chuva (26 de fevereiro à 02 de julho de 1996).

	ALC.	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Ce	Cl "a"	DBO5	DUR	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NKT	OD	OF	pH	PT	S <sup>=</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>=</sup>	T
ALC	1,000														
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	-	1,000													
Ce	-0,841*	-	1,000												
Cl "a"	0,838*	-	0,786	1,000											
DBO5	-0,301	-	0,126	-0,160	1,000										
DUR	-0,95**	-	0,843*	0,899*	-0,144	1,000									
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-0,323	-	0,594	-0,542	-0,375	-0,468	1,000								
NKT	-0,141	-	-0,124	0,398	0,195	0,014	-0,245	1,000							
OD	0,773*	-	0,561	0,852*	-0,374	0,831*	-0,469	0,136	1,000						
OF	-0,735	-	-0,769*	-0,901	-0,262	-0,861*	0,647	-0,381	-0,698	1,000					
pH	0,822*	-	0,809*	0,903*	-0,130	0,865*	-0,741	0,149	0,896**	-0,826*	1,000				
PT	0,196	-	0,526	0,241	0,846*	0,367	-0,430	0,121	0,049	-0,629	0,251	1,000			
S <sup>=</sup>	0,267	-	0,082	0,611	-0,124	0,307	-0,090	0,784*	0,242	-0,479	0,2635	-0,049	1,000		
SO <sub>4</sub> <sup>=</sup>	0,456	-	0,3701	0,737	-0,104	0,588	-0,160	0,680	0,592	-0,654	0,533	0,226	0,648	1,000	
T	0,737	-	0,648	0,446	-0,149	0,7589	-0,168	-0,483	0,675	-0,472	0,593	0,329	-0,344	0,211	1,000

Coefficiente de correlação de Pearson: (\*)  $\alpha = 0,5$  e (\*\*)  $\alpha = 0,1$

Anexo 4 - Matrizes de correlação com medianas entre parâmetros físico-químicos e clorofila "a" da represa São Salvador (PB) no período de estiagem (30 de setembro à 10 de dezembro de 1996).

	ALC.	NH <sub>3</sub>	Ce	Cl "a"	DBO5	DUR	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NKT	OD	OF	pH	PT	S <sup>=</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>=</sup>	T
ALC	1,000														
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,091	1,000													
Ce	0,101	0,285	1,000												
Cl "a"	0,247	0,355	0,505	1,000											
DBO5	-0,556	0,508	-0,624	-0,307	1,000										
DUR	-0,147	0,594	-0,598	-0,137	0,766*	1,000									
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,296	0,874**	-0,498	0,584	0,381	0,427	1,000								
NKT	0,230	-0,466	0,184	0,089	0,262	-0,006	-0,365	1,000							
OD	-0,649	-0,133	0,474	0,492	0,194	-0,382	-0,550	-0,285	1,000						
OF	-0,803*	0,066	0,277	-0,187	0,182	-0,583	-0,234	-0,391	0,704	1,000					
pH	-0,835*	-0,306	0,284	0,297	0,330	0,038	-0,621	-0,138	0,918*	0,687	1,000				
PT	-0,150	-0,366	0,242	0,178	0,140	-0,691	-0,254	-0,348	0,274	0,044	0,347	1,000			
S <sup>=</sup>	-0,153	-0,262	0,021	0,620	0,259	0,485	-0,515	0,443	0,408	-0,100	0,424	0,338	1,000		
SO <sub>4</sub> <sup>=</sup>	0,365	0,585	0,217	0,298	-0,152	0,198	0,339	-0,503	0,134	0,105	-0,250	0,317	-0,831	1,000	
T	0,328	0,327	-0,347	0,041	0,387	0,181	0,488	-0,130	-0,288	-0,632	-0,252	0,360	-0,058	-0,112	1,000

Coefficiente de correlação de Pearson: (\*)  $\alpha = 0,5$  e (\*\*)  $\alpha = 0,1$