

**“AVALIAÇÃO DE ESPÉCIES DE ENXOFRE EM LAGOAS DE  
ESTABILIZAÇÃO FACULTATIVAS PRIMÁRIAS COM  
CHICANAS TRATANDO ESGOTOS DOMÉSTICOS”**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA**

**CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA- CAMPUS II**

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

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM ENGENHARIA CIVIL**

**“AVALIAÇÃO DE ESPÉCIES DE ENXOFRE EM LAGOAS  
DE ESTABILIZAÇÃO FACULTATIVAS PRIMÁRIAS COM  
CHICANAS TRATANDO ESGOTOS DOMÉSTICOS”**

**OFÉLIA DE LIRA CARNEIRO SILVA  
CAMPINA GRANDE - PARAÍBA**

**1999**

**OFÉLIA DE LIRA CARNEIRO SILVA**

**“AVALIAÇÃO DE ESPÉCIES DE ENXOFRE EM LAGOAS DE  
ESTABILIZAÇÃO FACULTATIVAS PRIMÁRIAS COM CHICANAS  
TRATANDO ESGOTOS DOMÉSTICOS”**

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

**Área de concentração: RECURSOS HÍDRICOS  
Sub-área: ENGENHARIA SANITÁRIA**

**ORIENTADORES: Prof. RUI DE OLIVEIRA - M.Eng., PhD.  
Prof. SALOMÃO ANSELMO SILVA- M.Eng., PhD.**

**CAMPINA GRANDE – PB  
Novembro/1999**



S586a Silva, Ofélia de Lira Carneiro.  
"Avaliação de espécies de enxofre em lagoas de  
estabilização facultativas primárias com chicanas tratando  
esgotos domésticos" / / Ofélia de Lira Carneiro Silva. -  
Campina Grande, 1999.  
115 f.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) -  
Universidade Federal da Paraíba, Centro de Ciências e  
Tecnologia, 1999.  
"Orientação : Prof. Dr. Rui de Oliveira, Prof. Dr.  
Salomão Anselmo Silva".  
Referências.

1. Lagoas de Estabilização. 2. Lagoas Facultativas  
Primárias. 3. Esgotos Domésticos. 4. Dissertação -  
Engenharia Civil. I. Oliveira, Rui de. II. Silva, Salomão  
Anselmo. III. Universidade Federal da Paraíba - Campina  
Grande (PB). IV. Título

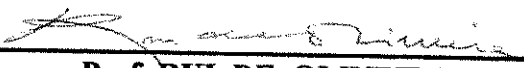
CDU 628.357.1(043)

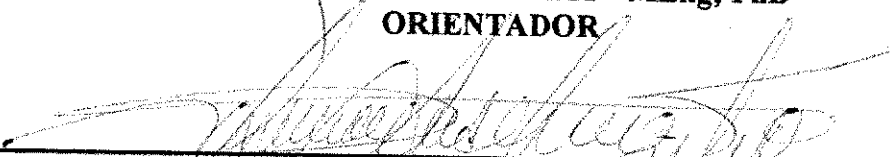
**OFÉLIA DE LIRA CARNEIRO SILVA**

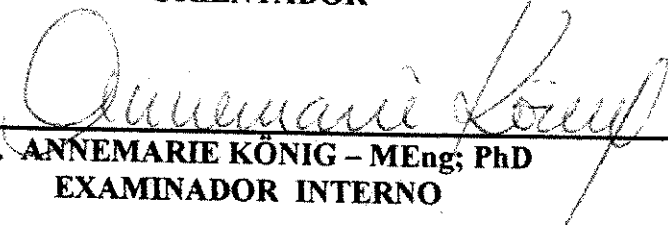
**"AVALIAÇÃO DE ESPÉCIES DE ENXOFRE EM LAGOAS DE  
ESTABILIZAÇÃO FACULTATIVAS PRIMÁRIAS COM  
CHICANAS TRATANDO ESGOTOS DOMÉSTICOS"**

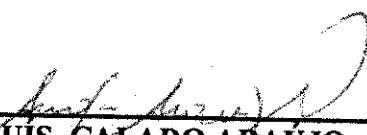
DISSERTAÇÃO APROVADA EM: 18/11/1999.

**COMISSÃO EXAMINADORA**

  
\_\_\_\_\_  
**Prof. RUI DE OLIVEIRA – MEng; PhD**  
**ORIENTADOR**

  
\_\_\_\_\_  
**Prof. SALOMÃO ANSELMO SILVA – MEng; PhD**  
**ORIENTADOR**

  
\_\_\_\_\_  
**Prof. ANNEMARIE KÖNIG – MEng; PhD**  
**EXAMINADOR INTERNO**

  
\_\_\_\_\_  
**Prof. ANDRÉ LUIS CALADO ARAÚJO – MEng; PhD**  
**EXAMINADOR EXTERNO**

**CAMPINA GRANDE – PB**  
**Novembro/1999**

### **OFERECIMENTO**

**Dedico este trabalho:**

**A Manuel meu esposo e meus filhos Thácito, Thamer e Thássia, pela imensa compreensão, que muitas vezes foram privados da minha atenção e carinho, para que este trabalho fosse concluído.**

**Aos meus pais, Raimundo F. Carneiro e Josefa de L. Carneiro, pelo esforço para que a minha vida profissional chegasse até aqui.**

## **AGRADECIMENTOS**

**A DEUS, o sustentáculo de tudo.**

**Aos meus pais e irmãos pelo incentivo, conselho e exemplo de vida.**

**A meu esposo, Manuel da Silva, companheiro de todos os momentos, pela compreensão e apoio constante.**

**A minha irmã Paulina e meu cunhado Aloísio pela ajuda que me deram durante o curso.**

**A minha cunhada, Roberta, pela inestimável ajuda nos trabalhos domésticos e pelo carinho com meus filhos, quando precisei me ausentar.**

**Aos professores Rui de Oliveira e Salomão Anselmo Silva pela orientação durante a realização deste trabalho.**

**Aos amigos de mestrado, pela amizade, ajuda e força.**

**Aos servidores da EXTRABES, pelo apoio prestado durante todo o curso.**

**A André Luís Calado Araújo, pelo subsídios mais atualizados fornecidos na revisão de literatura de sua tese de doutorado.**

**Aos Colegas do Departamento de Estrutura do Curso de Engenharia Civil da UFRR, pelo incentivo e ajuda.**

**À Universidade Federal de Roraima - UFRR, sem ajuda da qual seria impossível a realização deste trabalho.**

**A CAPES, pelo suporte financeiro.**

**Companhia de Água e Esgoto da Paraíba – CAGEPA**

**Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e tecnológico – CNPq**

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

## SUMÁRIO

|                                                                                      |                |
|--------------------------------------------------------------------------------------|----------------|
| Lista de Figuras.....                                                                | x              |
| Lista de Tabelas.....                                                                | xv             |
| Resumo.....                                                                          | xviii          |
| Abstract.....                                                                        | xix            |
| <br><b>1.0 - Introdução e objetivos.....</b>                                         | <br><b>001</b> |
| <br><b>2.0 - Revisão de literatura.....</b>                                          | <br><b>003</b> |
| 2.1 Ciclo do enxofre.....                                                            | 003            |
| 2.2 Formas e fontes de enxofre em água ressedaria domésticas.....                    | 004            |
| 2.3 Metabolismo bacteriano.....                                                      | 005            |
| 2.4 Processos bioquímicos de redução do enxofre.....                                 | 005            |
| 2.5 Processos bioquímicos de oxidação do enxofre.....                                | 009            |
| 2.5.1 Bactérias coloridas do enxofre.....                                            | 009            |
| 2.5.2 Cianobactérias.....                                                            | 013            |
| 2.5.3 Bactérias incolores do enxofre.....                                            | 014            |
| 2.6 Bacterioclorofilas.....                                                          | 016            |
| 2.7 Fotossíntese- fotossíntese anoxigênica.....                                      | 017            |
| 2.8 Dissociação de sulfeto.....                                                      | 018            |
| 2.9 Oxidação e precipitação química.....                                             | 020            |
| 2.10 Cinética das reações de oxidação química.....                                   | 020            |
| 2.11 Transformações cíclicas das formas de enxofre em lagoa de<br>estabilização..... | 022            |
| 2.12 Efeitos tóxicos e inibição de vida aquática por sulfeto.....                    | 025            |
| 2.13 Corrosão bacteriana.....                                                        | 026            |
| 2.14 Geração de odores em lagoas de estabilização.....                               | 028            |

|                                                                                                                       |            |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------|
| <b>3.0 - Material e métodos.....</b>                                                                                  | <b>030</b> |
| 3.1 Descrição do sistema experimental.....                                                                            | 030        |
| 3.2 Alimentação do sistema.....                                                                                       | 034        |
| 3.3 Operação do sistema experimental e amostragem.....                                                                | 036        |
| 3.3.1 Caracterização da massa líquida da lagoa F29.....                                                               | 036        |
| 3.3.2 Monitoração de rotina de efluentes.....                                                                         | 039        |
| 3.4 Procedimentos analíticos.....                                                                                     | 039        |
| 3.4.1 Parâmetros principais .....                                                                                     | 039        |
| 3.4.2 Parâmetros auxiliares .....                                                                                     | 040        |
| 3.5 Análises estatísticas.....                                                                                        | 041        |
| <b>4.0 - Apresentação e análise dos resultados.....</b>                                                               | <b>042</b> |
| 4.1 Apresentação e análise dos resultados obtidos na monitoração da<br>massa líquida da lagoa F29.....                | 042        |
| 4.1.1 Oxigênio dissolvido.....                                                                                        | 042        |
| 4.1.2 Clorofila “a”.....                                                                                              | 045        |
| 4.1.3 pH.....                                                                                                         | 047        |
| 4.1.4 Temperatura.....                                                                                                | 050        |
| 4.1.5 Sulfeto total.....                                                                                              | 052        |
| 4.1.6 Gás sulfídrico.....                                                                                             | 055        |
| 4.1.7 Sulfato.....                                                                                                    | 058        |
| 4.2 Relação entre as concentrações de gás sulfídrico e sulfeto total na<br>coluna líquida da lagoa.....               | 060        |
| 4.3 Estudo das matrizes de correlação.....                                                                            | 063        |
| 4.4 Análise de tendência.....                                                                                         | 069        |
| 4.5 Apresentação e análise dos resultados obtidos na monitoração de<br>rotina dos efluentes das lagoas F28 e F29..... | 076        |
| 4.6 Análise de variância.....                                                                                         | 078        |

|                                                                                                                                                                          |            |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------|
| 4.6.1 Introdução.....                                                                                                                                                    | 078        |
| 4.6.2 Análise comparativa de desempenho das lagoas F28 e F29.....                                                                                                        | 078        |
| 4.6.3 Análise da massa líquida da lagoa F29.....                                                                                                                         | 080        |
| 4.6.4 Análise comparativa de diferentes conjuntos de dados de concentrações de espécies respectivas de enxofre medidas na massas líquida e no efluente da lagoa F29..... | 083        |
| <b>5.0 - Discussão.....</b>                                                                                                                                              | <b>091</b> |
| 5.1 Sobre influência das características físicas e operacionais no funcionamento da lagoa F29.....                                                                       | 091        |
| 5.2 Sobre o comportamento dos parâmetros auxiliares e sua interação com as formas de enxofre.....                                                                        | 092        |
| 5.3 Sobre os efeitos do uso de chicanas na massa líquida.....                                                                                                            | 094        |
| 5.4 Sobre as transformações das espécies de enxofre na massa líquida..                                                                                                   | 095        |
| 5.5 Sobre a exalação de odores.....                                                                                                                                      | 095        |
| 5.5.1 Abordagens sobre o controle de odores na fase de projeto de sistemas de lagoa de estabilização.....                                                                | 096        |
| 5.6 Estudo comparativo entre os efluentes das lagoas F28 e F29.....                                                                                                      | 098        |
| <b>6.0 - Conclusões.....</b>                                                                                                                                             | <b>099</b> |
| <b>Anexo - A1.....</b>                                                                                                                                                   | <b>101</b> |
| A1.1 Estudo da variação da intensidade e direção predominante do vento na Estação Meteorológica da EMBRAPA - Campina Grande- PB.....                                     | 102        |
| <b>7.0 - Referências bibliográficas.....</b>                                                                                                                             | <b>104</b> |

## LISTA DE FIGURAS

### Capítulo 2 - Revisão de literatura

|                                                           |     |
|-----------------------------------------------------------|-----|
| 2.1 Ciclo do enxofre.....                                 | 003 |
| 2.2 Relação entre vários níveis de pH e % de sulfeto..... | 019 |
| 2.3 Relação simbiótica entre as algas e bactérias.....    | 023 |

### Capítulo 3 - Material e métodos

|                                                                                                         |     |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| 3.1 Vista do sistema experimental em escala-piloto instalado na EXTRABES-UFPA.....                      | 032 |
| 3.2 Desenho esquemático dos reatores, F28 e F29 investigados neste trabalho – EXTRABES.....             | 033 |
| 3.3 Planta de situação do sistema experimental em escala-piloto, nas dependências da EXTRABES-UFPA..... | 035 |
| 3.4 Bomba peristáltica NETZSCH NE 30 A .....                                                            | 038 |
| 3.5 Bomba peristáltica WATSON MARLOW NE 30 A, MODELO 604S e dispositivo de amostragem.....              | 038 |

### Capítulo 4 - Apresentação e análise dos resultados

|                                                                                                                                                                    |     |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| 4.1 Variação espaço-temporal das concentrações de oxigênio dissolvido obtidas na monitoração da massa líquida da lagoa F29, manhã, do sistema XXI – EXTRABES.....  | 044 |
| 4.2 Variação espaço-temporal das concentrações de oxigênio dissolvido obtidas na monitoração da massa líquida da lagoa F29, à tarde do sistema XXI - EXTRABES..... | 044 |
| 4.3 Variação espaço-temporal das concentrações de clorofila “a”, obtidas na monitoração da massa líquida da lagoa F29, manhã,                                      |     |

|                                                                                                                                                      |     |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| 4.13 Variação espaço-temporal das concentrações de sulfato, obtidas na monitoração da massa líquida da lagoa F29, manhã, sistema XXI - EXTRABES..... | 059 |
| 4.14 Variação espaço-temporal das concentrações de sulfato, obtidas na monitoração da massa líquida da lagoa F29, tarde, sistema XXI - EXTRABES..... | 059 |
| 4.15 Relação entre as concentrações de gás sulfídrico e sulfeto total, 28/10/98, manhã.....                                                          | 061 |
| 4.16 Relação entre as concentrações de gás sulfídrico e sulfeto total, 09/11/98, manhã.....                                                          | 061 |
| 4.17 Relação entre as concentrações de gás sulfídrico e sulfeto total, 16/11/98, manhã.....                                                          | 061 |
| 4.18 Relação entre as concentrações de gás sulfídrico e sulfeto total, 21/10/98, à tarde.....                                                        | 062 |
| 4.19 Relação entre as concentrações de gás sulfídrico e sulfeto total, 28/10/98, à tarde.....                                                        | 062 |
| 4.20 Relação entre as concentrações de gás sulfídrico e sulfeto total, 09/11/98, à tarde.....                                                        | 062 |
| 4.21 Relação entre as concentrações de gás sulfídrico e sulfeto total, 16/11/98, à tarde.....                                                        | 062 |
| 4.22 Curvas de tendência das concentrações de sulfeto total na massa líquida da lagoa F29, manhã, -EXTRABES.....                                     | 071 |
| 4.23 Curvas de tendência das concentrações de sulfeto total na massa líquida da lagoa F29, à tarde, -EXTRABES.....                                   | 071 |
| 4.24 Curvas de tendência das concentrações de gás sulfídrico na massa líquida da lagoa F29, manhã, -EXTRABES.....                                    | 071 |
| 4.25 Curvas de tendência das concentrações de gás sulfídrico na massa líquida da lagoa F29, à tarde, -EXTRABES.....                                  | 072 |

|      |                                                                                                                                        |     |
|------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| 4.26 | Curvas de tendência das concentrações de sulfato na massa líquida da lagoa F29, manhã, -EXTRABES.....                                  | 072 |
| 4.27 | Curvas de tendência das concentrações de gás sulfídrico na massa líquida da lagoa F29 , à tarde, -EXTRABES.....                        | 072 |
| 4.28 | Curva de tendência média de sulfeto total, tarde.....                                                                                  | 074 |
| 4.29 | Curva de tendência média de gás sulfídrico, manhã.....                                                                                 | 074 |
| 4.30 | Curva de tendência média de gás sulfídrico, à tarde.....                                                                               | 074 |
| 4.31 | Curva de tendência média de sulfeto total , manhã.....                                                                                 | 075 |
| 4.32 | Curva de tendência média de sulfato , manhã.....                                                                                       | 075 |
| 4.33 | Curva de tendência média de sulfato , à tarde.....                                                                                     | 075 |
| 4.34 | Variação temporal das concentrações de sulfeto total obtidas na monitoração da lagoas F28 e F29, sistema XXI - EXTRABES.....           | 076 |
| 4.35 | Variação temporal das concentrações de gás sulfídrico obtidas na Monitoração de rotina das lagoas F28 e F29, sistema XXI EXTRABES..... | 077 |
| 4.36 | Variação temporal das concentrações de sulfato obtidas na Monitoração de rotina das lagoas F28 e F29 sistema XXI EXTRABES.....         | 077 |
| 4.37 | Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) de sulfeto total entre os níveis (a, b e c), lagoa F29, tarde.....                  | 082 |
| 4.38 | Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) de sulfeto total entre os níveis (a, b e c), lagoa F29, manhã e tarde.....          | 082 |
| 4.39 | Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) de gás sulfídrico entre os níveis (a, b e c), lagoa F29, manhã.....                 | 082 |
| 4.40 | Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) de gás sulfídrico entre os níveis (a, b e c), lagoa F29, á tarde.....               | 082 |
| 4.41 | Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) de gás sulfídrico entre os níveis (a, b e c), manhã e tarde.....                    | 083 |

**Anexo A1**

|                                                                                                                                                 |     |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| A.1.1 Variação da velocidade média mensal do vento, no período<br>Ago98/ago99, na estação meteorológica da EMBRAPA<br>Campina Grande – PB. .... | 103 |
| A.1.2 Variação da velocidade média mensal do vento, no período<br>ago98/ago99, na estação meteorológica da EMBRAPA<br>Campina Grande – PB. .... | 103 |

## LISTA DE TABELAS

### Capítulo 2 - Revisão de literatura

|                                                                  |     |
|------------------------------------------------------------------|-----|
| 2.1 Formas importantes de enxofre.....                           | 004 |
| 2.2 Categorias nutricionais.....                                 | 005 |
| 2.3 Comprimento de onda de máxima absorção em células vivas..... | 016 |

### Capítulo 3 - Material e métodos

|                                                                     |     |
|---------------------------------------------------------------------|-----|
| 3.1 Características físicas das lagoas F28 e F29 – EXTRABES.....    | 031 |
| 3.2 Características físicas dos canais da lagoa 29 – EXTRABES.....  | 031 |
| 3.3 Características físicas das chicanas da lagoa 29– EXTRABES..... | 031 |
| 3.4 Características operacionais das lagoas F28 e F29 EXTRABES..... | 036 |

### Capítulo 4 - Apresentação e análise dos resultados

|                                                                                                                  |     |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| 4.1 Matriz correlação entre parâmetros físico-químicos e biológicos<br>nível A, manhã, lagoa F29 – EXTRABES..... | 066 |
| 4.2 Matriz correlação entre parâmetros físico-químicos e biológicos<br>nível B, manhã, lagoa F29 – EXTRABES..... | 067 |
| 4.3 Matriz correlação entre parâmetros físico-químicos e biológicos<br>nível C, manhã, lagoa F29 – EXTRABES..... | 067 |
| 4.4 Matriz correlação entre parâmetros físico-químicos e biológicos<br>nível A, tarde, lagoa F29 – EXTRABES..... | 067 |
| 4.5 Matriz correlação entre parâmetros físico-químicos e biológicos<br>nível B, tarde, lagoa F29 – EXTRABES..... | 068 |
| 4.6 Matriz correlação entre parâmetros físico-químicos e biológicos<br>nível C, tarde, lagoa F29 – EXTRABES..... | 068 |

|                                                                                                                                                                                |     |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| 4.7 Matriz correlação entre parâmetros físico-químicos e biológicos<br>nível A, manhã e tarde, lagoa F29 – EXTRABES.....                                                       | 068 |
| 4.8 Matriz correlação entre parâmetros físico-químicos e biológicos<br>nível B, manhã e tarde, lagoa F29 – EXTRABES.....                                                       | 069 |
| 4.9 Matriz correlação entre parâmetros físico-químicos e biológicos<br>nível C, manhã e tarde, lagoa F29 – EXTRABES.....                                                       | 069 |
| 4.10 Valores dos coeficientes polinomiais e de determinação ( $R^2$ ) das<br>curvas de tendência para sulfeto total, sulfato e gás sulfídrico.....                             | 070 |
| 4.11 Resumo da análise de variância de fator único aplicada à comparação<br>de sulfeto total nos efluentes das concentrações das lagoas F28 e<br>F29, EXTRABES.....            | 079 |
| 4.12 Resumo da análise de variância de fator único aplicada à comparação<br>das concentrações de sulfato nos efluentes das lagoas F28 e F29,<br>EXTRABES.....                  | 079 |
| 4.13 Resumo da análise de variância de fator único aplicada à comparação<br>das concentrações de gás sulfídrico nos efluentes das lagoas F28 e F29,<br>EXTRABES.....           | 079 |
| 4.14 Valores das estatística F aplicada aos dados amostrais de espécies<br>de enxofre analisadas nos período manhã, tarde e o conjunto de<br>dados reunidos da lagoa F29 ..... | 080 |
| 4.15 Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados<br>de sulfeto total entre os níveis a, b e c, da lagoa F29, manhã<br>– EXTRABES.....                     | 081 |
| 4.16 Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados<br>de sulfato entre os níveis a, b e c, da lagoa F29, manhã<br>- EXTRABES.....                           | 081 |
| 4.17 Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados<br>de sulfato entre os níveis a, b e c, da lagoa F29, tarde                                              |     |

|                                                                                                                                                                                    |     |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| - EXTRABES.....                                                                                                                                                                    | 081 |
| 4.18 Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados de sulfato entre os níveis a, b e c, da lagoa F29, manhã e tarde - EXTRABES.....                             | 081 |
| 4.19 Resumo da análise de variância de fator único aplicada à comparação de 13 diferentes conjuntos de médias de sulfeto total obtidos na monitoração da lagoa F29 - EXTRABES..... | 084 |
| 4.20 Resumo da análise de variância de fator único aplicada à comparação de 13 diferentes conjuntos de médias de gás sulfídrico obtidos na monitoração da lagoa F29- EXTRABES..... | 084 |
| 4.21 Resumo da análise de variância de fator único aplicada à comparação de 13 diferentes conjuntos de médias de sulfato obtidos na monitoração da lagoa F29- EXTRABES.....        | 084 |
| 4.22 Descrição de treze conjuntos de médias obtidas na monitoração da lagoa F29 - EXTRABES .....                                                                                   | 085 |
| 4.23 Elementos de análise de variância de fator único para os dados de sulfeto total.....                                                                                          | 086 |
| 4.24 Elementos de análise de variância de fator único para os dados de gás sulfídrico.....                                                                                         | 086 |
| 4.25 Elementos de análise de variância de fator único para os dados de sulfato.....                                                                                                | 087 |

## RESUMO

Uma investigação sobre o ciclo do enxofre foi realizada em duas lagoas facultativas primárias profundas (2,3 m), em escala-piloto, tratando esgotos domésticos, e localizadas na EXTRABES – UFPB (Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários da Universidade Federal da Paraíba), cidade de Campina Grande (7° 13' 11" Sul, 35° 52' 31" Oeste, 550 m acima do nível do mar), estado da Paraíba, nordeste do Brasil. As lagoas foram operadas sob uma carga orgânica de 330 kg DBO<sub>5</sub> /ha.dia e um tempo de detenção hidráulica de 15 dia, sendo uma delas provida de chicanas longitudinais do tipo vai-e-vem e a outra, sem chicanas, mantida como unidade de controle.

Numa primeira etapa da pesquisa, baseada numa monitoração de rotina entre 15/10/97 e 14/12/98, foi feito o estudo comparativo das concentrações efluentes das diversas formas de enxofre (sulfeto total, gás sulfídrico e sulfato) em ambas as lagoas. Entre setembro e dezembro de 1998, foi procedida a análise do comportamento das formas de enxofre e de parâmetros auxiliares em diferentes níveis de profundidade e em diferentes pontos da massa líquida.

Não foi observada qualquer diferença significativa entre as concentrações efluentes das respectivas formas de enxofre indicando que, do ponto de vista do ciclo desse elemento, o uso de chicanas não promove diferença sensível de desempenho em lagoas facultativas primárias. As principais transformações diurnas do ciclo do enxofre, foram observadas na camada superficial que experimentou o ciclo típico de anaerobiose/aerobiose o qual determina a predominância de uma ou outra espécie de enxofre. De um modo geral, no entanto, pode ser afirmado que cerca de 4/5 da massa líquida foi predominantemente anaeróbia ensejando a manutenção de relativamente altas concentrações de enxofre na sua forma mais reduzida com possíveis prejuízos sobre a comunidade biológica (toxicidade) e sobre a vizinhança (evolução de odores).

## ABSTRACT

An investigation on the sulphur cycle was carried out in two, pilot-scale, 2.3 m-deep primary facultative ponds treating municipal wastewater at EXTRABES – UFPB ( Experimental Station for the Research on Biological Treatment of Sewage – Federal University of Paraíba), Campina Grande City ( 7° 13' 11" S, 35° 52' 11" W, 550 m above m.s.l), Paraíba state, northeast Brazil. Both ponds were operated under a mean surface organic loading of 330 kg BOD<sub>5</sub>/ha.d and a hydraulic retention time of 15 days, being one of them provided with longitudinal round – the – corner baffles and the other, without baffles, maintained as a control reactor.

Effluent concentrations of total sulphide, hydrogen sulphide and sulphate measured in both ponds during a routine monitoring, between 15<sup>th</sup> October 1997 and 14<sup>th</sup> December 1998, were respectively compared, being found that no significant difference was observed, demonstrating that from the sulphur cycle point of view baffling has not influenced the facultative pond performance.

Between September and November 1998, sulphur transformations were studied within the baffled pond water bulk. The main diurnal transformations were observed in the 5 cm-top layer which showed a typical anaerobic/aerobic daily cycle that determined the predominance of either reduced or oxidized sulphur species. From a general point of view, however, it was found that about 80 percent of the water bulk was predominantly anaerobic and total sulphide concentrations were kept high. Both toxicity and odour nuisance possibly may occur in these circumstances.

## 1.0 – INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

O enxofre é um dos principais elementos essenciais para a vida na superfície da crosta terrestre. Ele é um nutriente importante para o metabolismo e crescimento dos organismos vivos representando em torno de 0,5% do peso seco das plantas e microrganismos e de 1,3% dos tecidos dos animais (Zehnder e Zinder, 1980).

As transformações do enxofre resultam em vários problemas para o ambiente. Durante a operação de unidades tratamento de águas residuárias, ocorrem de odores associados à decomposição anaeróbia da matéria orgânica que contem enxofre, bem como à redução dissimilatória de enxofre mineral. Os processos de corrosão catalisados por bactérias redutoras do enxofre, causam ainda grandes prejuízos em estruturas de concreto e ferro.

As lagoas de estabilização constituem o habitat de uma variedade de organismos vivos, que se reproduzem de acordo com a disponibilidade de alimento (Postgate, 1982). A maior preocupação com as formas de enxofre em ambientes aquáticos está relacionada com a presença de gás sulfídrico, já que este, além de produzir odores desagradáveis, é tóxico para os organismos vivos, e exerce importante papel na demanda de oxigênio na massa líquida.

Em 1997, a Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários – (EXTRABES) – da Universidade Federal da Paraíba (UFPB), retomou uma linha de pesquisas sobre o funcionamento de lagoas de estabilização facultativas primárias providas de chicanas no tratamento de esgotos domésticos, com a finalidade de obter subsídios sobre sua aplicação em regiões de clima tropical. Inicialmente, essas pesquisas visavam a obtenção de dados operacionais particularmente com relação à remoção de matéria orgânica e indicadores fecais, desempenho do projeto físico, faixas de cargas orgânicas, comportamento de nutrientes, etc.

O objetivo da pesquisa experimental objeto deste trabalho foi avaliar o comportamento das espécies de enxofre na massa líquida de lagoas de estabilização facultativas primárias com chicanas, tratando esgoto doméstico e, também, fazer a comparação das concentrações das diversas formas de enxofre (sulfeto total, gás sulfídrico e sulfato) medidas em amostras pontuais dos efluentes de duas lagoas (F28 e F29) facultativas primárias profundas, em escala-piloto, sendo a última provida de chicanas longitudinais do tipo vai – e – vem e a primeira mantida como unidade de controle. Mais especificamente, foram medidas as concentrações de formas de enxofre para a estimativa da geração de odores bem como do potencial de corrosão da massa líquida em vários níveis de profundidade. Outros parâmetros, físico-químicos e bioquímicos, também foram estudados.

## 2.0 - REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 - Ciclo do enxofre

O enxofre é um dos dez elementos químicos mais abundantes na crosta terrestre (Atlas e Bartha, 1987). O seu ciclo é de considerável importância nos ambientes aquáticos. Embora o enxofre possa existir em um grande número de estados de oxidação, ocorrem somente três formas na natureza de certa significância (Brock *et al.*, 1984).

As transformações dos compostos de enxofre em ambientes aquáticos representadas na Figura 2.1, envolvem reações químicas de oxidação-redução e podem ocorrer espontaneamente ou associadas a processos biológicos, tais como oxidação, dessulfuração e redução assimilatória ou dissimilatória.

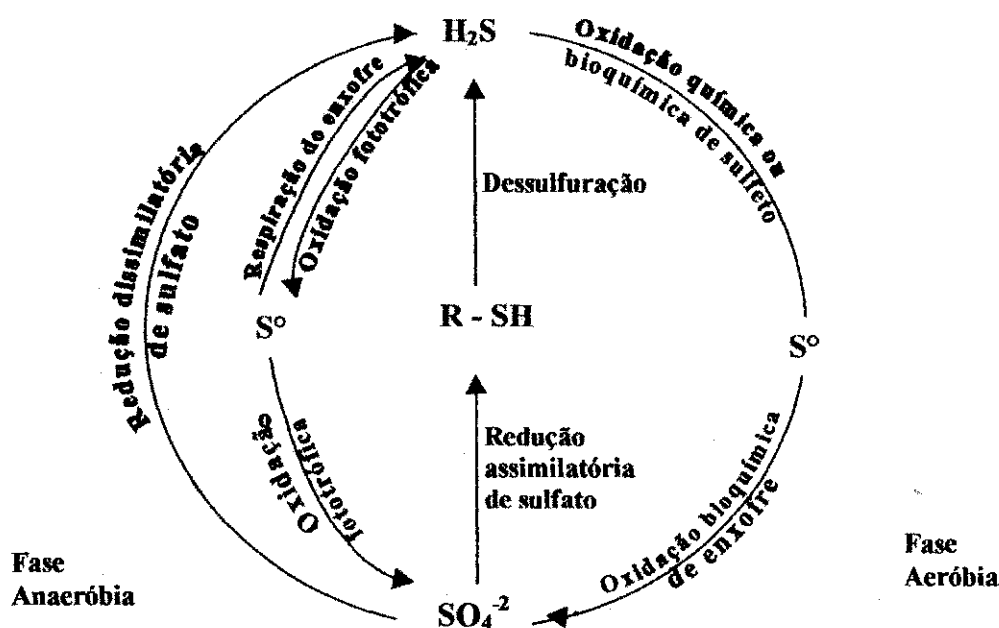


Figura 2.1 – Ciclo do Enxofre (Atlas e Bartha, 1987)

## 2.2 – Formas e fontes de enxofre em águas residuárias domésticas

O enxofre existe na natureza sob várias formas e diferentes estados de oxidação, isolado (enxofre elementar) e/ou combinado, formando, principalmente, sulfetos (forma mais reduzida) e sulfatos (forma mais oxidada). Existem, também, compostos de enxofre em estados de oxidação intermediários, conforme demonstrado na Tabela 2.1.

**Tabela 2.1** - Formas importantes de enxofre

| Forma             | Fórmula                     | Estado de oxidação | Energia produzida para oxidação para 1 mol $\text{SO}_4^{2-}$ ( $\text{kJ mol}^{-1}$ ) |
|-------------------|-----------------------------|--------------------|----------------------------------------------------------------------------------------|
| Sulfato           | $\text{SO}_4^{2-}$          | +6                 | 0                                                                                      |
| Sulfito           | $\text{SO}_3^{2-}$          | +4                 | 200                                                                                    |
| Tiossulfato       | $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$ | +2                 | 497                                                                                    |
| Enxofre elementar | S                           | 0                  | 502                                                                                    |
| Sulfeto           | $\text{S}^{2-}$             | -2                 | 715                                                                                    |

Fonte: Anderson, (1978)

A entrada de enxofre num ecossistema aquático ocorre de diversas formas, podendo ser de origem natural ou antrópica. As principais fontes do enxofre em ambiente aquáticos naturais são intemperismo de rochas, chuvas (lavagem da atmosfera) e agricultura (através da lixiviação de solos onde são aplicados adubos contendo enxofre) (Esteves, 1988). Nas águas residuárias domésticas, o enxofre é originado das excretas humanas, apresenta-se, principalmente, sob as formas de enxofre elementar, sulfeto de hidrogênio, sulfato e enxofre orgânico.

## 2.3 Metabolismo bacteriano

Metabolismo bacteriano é o conjunto de reações químicas que ocorrem na célula, mediante as quais os seres vivos obtêm energia e transformam nutrientes exógenos em componentes do material celular (biosíntese de proteínas, lipídeos, etc.). A energia pode ser obtida da luz solar, por meio da fotossíntese (organismos fotossintetizadores) e de reações de óxido-redução de compostos orgânicos e inorgânicos (organismos quimiossintetizadores).

A Tabela 2.1 apresenta as categorias nutricionais, os tipos de organismos e seus processos nutricionais.

**Tabela 2.2 - Categorias nutricionais**

| CATEGORIAS                                | FONTE ENERGIA     | FONTE CARBONO     | DOADORES ELETRONS                                                                      | TIPOS DE ORGANISMOS                                                                          | PROCESSOS NUTICIONAIS                            |
|-------------------------------------------|-------------------|-------------------|----------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------|
| FOTOAUTOTRÓFICO<br>FOTOLITOTRÓFICO        | LUZ               | CO <sub>2</sub>   | H <sub>2</sub> O, SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup><br>H <sub>2</sub> S, H <sub>2</sub>    | ALGAS,<br>CIANOBACTÉRIA<br><br>BACT. PÚRPURA<br>NÃO SULFUROSAS<br>BACT. FOTOSSINT.<br>VERDES | FOTOSSÍNTESE<br>• OXIGÊNICA<br><br>• ANOXIGÊNICA |
| FOTOHETEROTRÓFICO<br>FOTORGANOTRÓFICO     | LUZ               | COMPOSTO ORGÂNICO | COMPOSTO ORGÂNICO                                                                      | BACT. PÚRPURA N<br>SULFURADAS                                                                | FOTOSSÍNTESE                                     |
| QUIMIOAUTOTRÓFICO<br>QUIMIOLITOTRÓFICO    | OXIDO-<br>REDUÇÃO | CO <sub>2</sub>   | NH <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> ,<br>H <sub>2</sub> S, SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> | BACT. DO S,<br>BACT. NIT, FE,<br>HIDROGÊNIO,<br>ALGUMAS<br>ARCHEOS                           | QUIMIOSSÍNTESE                                   |
| QUIMIOHETEROTRÓFICO<br>QUIMIORGANOTRÓFICO | MATÉRIA ORGÂNICA  | MATÉRIA ORGÂNICA  | COMPOSTO ORGÂNICO                                                                      | BACTÉRIAS<br>PROTOZOÁRIOS<br>FUNGOS<br>ANIMAIS                                               | QUIMIOSSÍNTESE                                   |

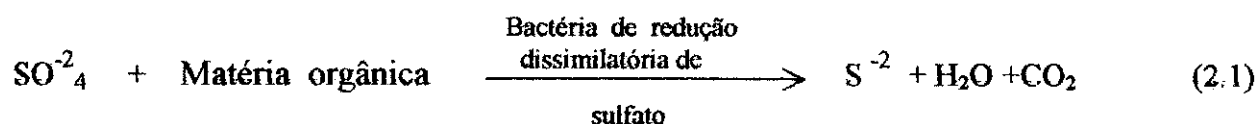
Fonte: Pelzar, 1994

## 2.4 Processos bioquímicos de redução do enxofre

A redução do enxofre em ambiente aquático pode ocorrer em ciclo fechado através dos seguintes processos bioquímicos: redução assimilatória do enxofre, redução dissimilatória (sulfato e enxofre) e dessulfuração.

(a) **Redução assimilatória do enxofre:** caracteriza-se pela conversão de compostos de enxofre inorgânico em enxofre orgânico. O processo consiste na redução de sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) ou qualquer outra forma de enxofre inorgânico em sulfeto, por ação catalítica de grande parte dos fungos, plantas e a maioria das bactérias aeróbias (Anderson, 1978), sendo o sulfeto formado utilizado na produção de aminoácidos. Alguns microrganismos não são capazes de reduzir sulfato, mas podem reduzir formas de enxofre em estados de oxidação intermediários tais como tiosulfato e sulfito.

(b) **Redução dissimilatória de sulfato:** em condições anaeróbias, as bactérias redutoras de sulfato, reduzem o sulfato produzindo o sulfeto, sendo que o sulfato é utilizado como aceptor final de elétrons quando a matéria orgânica é oxidada conforme a seguinte equação que descreve uma típica reação de respiração anaeróbia:



A principal diferença em relação à redução assimilatória de sulfato, consiste no fato de que o sulfeto produzido é liberado para o meio aquático não sendo utilizado para a produção de aminoácidos (Ferreira, 1988; de Oliveira, 1990).

Tradicionalmente, as bactérias redutoras de sulfato do tipo não formadora de esporos são consideradas as mais amplamente difundidas na natureza sendo classificadas em dois grupos (Pfennig e Widdel, 1981; Widdel e Pfennig, 1984; Pfennig, 1989; Fauque *et al.*, 1991; Brock *et al.*, 1994; Fauque, 1995). O primeiro grupo, compreende os gêneros *Desulfovibrio*, *Desulfomonas*, *Desulfobotulus*, *Desulfobulbus*, *Desulfohalobium* e *Desulfomicrobium*. Estes utilizam como fonte de energia e de carbono, o lactato, piruvato, etanol e ácidos graxos e os oxidam incompletamente para acetato, que é liberado como produto final.

Oxidação de lactato para acetato por *Desulfovibrio*:

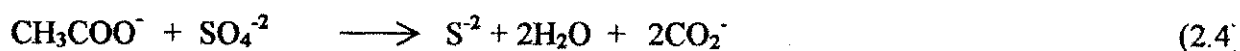


Oxidação de propionato para acetato por *Desulfohalobium propionicus*:



O segundo grupo compreende os gêneros *Desulfohalobium*, *Desulfohalobium*, *Desulfohalobium*, *Desulfohalobium*, *Desulfohalobium* e *Desulfohalobium* que realizam a oxidação completa dos ácidos graxos, particularmente o ácido acético, para  $\text{CO}_2$ :

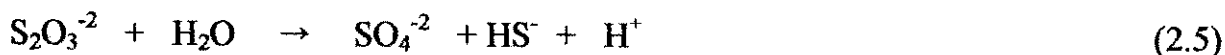
Oxidação de acetato por *Desulfohalobium*:



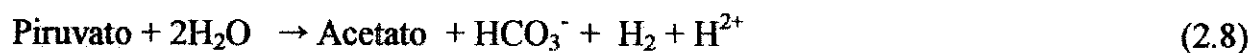
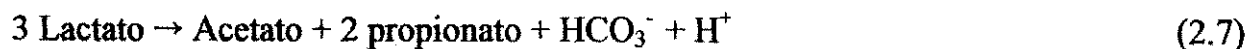
As formadoras de esporos *Desulfotomaculum* que abrangem espécies oxidantes (completa e incompletamente), poderão ser classificadas como um terceiro grupo de bactérias redutoras de sulfato (Fauque *et al.*, 1991 Fauque, 1995). Assim como os gêneros não formadores de esporos, elas podem oxidar uma grande variedade de compostos orgânicos e, alguns gêneros, apresentam boa habilidade em utilizar glicose (Brock *et al.*, 1994). Tanimoto e Bak (1994) observaram que novas espécies de *Desulfotomaculum* realizam a oxidação completa de compostos com metil-mercaptana ( $\text{CH}_3\text{SH}$ ) e sulfeto dimetil ( $\text{CH}_3 - \text{S} - \text{CH}_3$ ) em  $\text{CO}_2$ , tendo sulfato como aceptor de elétrons.

Brandis e Thauer (1981) observaram nas espécies *Desulfovibrio vulgaris*, *Desulfovibrio desulfuricans* e *Desulfovibrio gigas* a capacidade de crescerem quimiolitotroficamente, realizando a redução de sulfato com hidrogênio como doador de elétrons e dióxido de carbono como fonte de carbono. *Desulfosarcina*, *Desulfonema*, *Desulfococcus*, *Desulfobacterium* e *Desulfotomaculum* também apresentam esta capacidade (Araújo, 1999, Brock *et al.*, 1994). Determinadas bactérias redutoras de sulfato tem a capacidade de crescimento quimioorgânico através da divisão dos compostos inorgânicos em dois novos compostos, um mais oxidado e outro mais reduzido que o substrato original (de forma desproporcional) (Cypionka,

1995). Este fato, primeiro foi relatado por Bak e Pfennig (1987) a respeito da *Desulfovibrio sulfodismutans* que converte desproporcionalmente o tiosulfato ou o sulfito para sulfato e sulfeto conforme as seguintes equações:



Na ausência de um aceptor de elétron externo, determinadas bactérias redutoras de sulfato (*Desulfovibrio*, *Desulfococcus*, *Desulfobulbus*, *Desulfosarcina*) podem crescer através da fermentação de lactato ou piruvato para acetato e propionato (Widdel e Pfennig, 1984):



Algumas espécies de *Desulfovibrio* podem fixar nitrogênio (Brock *et al.*, 1984) e segundo estes autores, as bactérias redutoras de sulfato são encontradas em ambientes aquáticos e terrestres que se tornam anaeróbios devido aos processos de decomposição microbiana. Tais bactérias são ainda consideradas os principais agentes dos processos de corrosão (Hamilton, 1985).

(c) **Redução dissimilatória de enxofre**, os gêneros *Desulfuromonas*, *Campylobacter*, *Desulfurococcus*, *Thermoproteus*, *Thermococcus* e *Thermofilum*, ao invés de sulfato, utilizam enxofre elementar e sulfeto como aceptores final de elétrons. (Pfennig e Widdel, 1982). A espécie *Desulfuromonas acetoxidans*, além de enxofre, utiliza polissulfetos como aceptores finais de elétrons. De acordo com Brock *et al.* (1994), nesse processo, sulfato, sulfito, tiosulfato, nitrato e oxigênio não podem se comportar como aceptores de elétrons. O etanol, propanol, lactato, propionato e glutamato, por outro lado, podem ser utilizados como doadores de elétrons e como fonte de carbono. Espécies de *Desulfuromonas* estritamente anaeróbias realizam oxidação completa de

acetato para  $\text{CO}_2$ , tendo enxofre elementar como aceptor de elétron, que é reduzido para  $\text{H}_2\text{S}$  (Pfennig e Widdel, 1981; Pfennig e Widdel, 1982; Thauer, 1982):

Oxidação de acetato por *Desulfuromonas acetoxidans*:



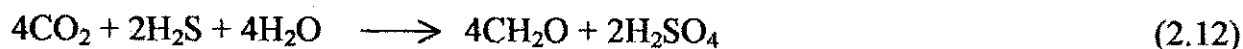
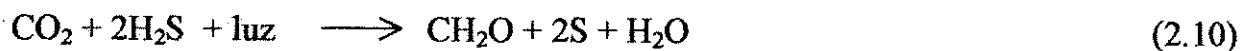
(d) **Dessulfurilação ou dessulfuração** consiste na liberação de sulfeto e mercaptanas a partir da degradação de compostos orgânicos como proteínas e aminoácidos. Os organismos decompositores dos compostos orgânicos, neste processo, são bactérias proteolíticas pertencente aos gêneros *Proteus*, *Veillonella* e *Clostridium*.

## 2.5 Processos bioquímicos de oxidação do enxofre

Algumas espécies de bactérias são capazes de oxidar o sulfeto, proveniente da redução biológica, putrefação ou atividades industriais, para sulfato ou enxofre elementar (Postgate, 1968). Estas bactérias estão classificadas nos seguintes grupos: bactérias coloridas (púrpuras, e verdes) do enxofre, cianobactérias e bactérias incolores do enxofre.

### 2.5.1 Bactérias coloridas do enxofre

As bactérias coloridas do enxofre são fototróficas e ocorrem em ambientes aquáticos numa região anaeróbia rica de sulfeto, exposta à luz. Elas realizam fotossíntese anoxigênica usando apenas um fotossistema. O sulfeto é oxidado para sulfato, após a formação intermediária de enxofre elementar, que pode ser armazenado dentro ou fora da célula (Truper, 1978). A oxidação de  $\text{H}_2\text{S}$  está ligada à fixação de  $\text{CO}_2$  e pode ser descrita pelas seguintes reações:



Portanto, as bactérias anaeróbicas fototróficas oxidam sulfeto e enxofre elementar para sulfato com redução de  $\text{CO}_2$  para substrato de célula (Pfennig e Widdel, 1982).

As bactérias coloridas do enxofre podem ser divididas em quatro subgrupos: bactérias púrpuras do enxofre, bactéria verdes do enxofre, bactérias púrpuras não sulfurosas e bactérias verdes não sulfurosas (Pfennig, 1978; Madigan, 1988).

#### a) Bactérias púrpuras de enxofre

São bactérias pertencentes às famílias Chromatiaceae e Ectothiorhodospiraceae, formada pelos gêneros *Thiospirillum*, *Thiocapsa*, *Thiocystis*, *Ectothiorhodospira*, *Chromatium*, *Thiopedia*, *Thiosarcina*, *Lamprocystis* e *Amoebobacter* (Madigan, 1988). São bactérias estritamente anaeróbicas, móveis na maioria dos casos, e fotossintetizadoras (possuem bacterioclorofilas a ou b). De acordo com Pfennig e Truper (1981), são mixotróficas pela capacidade de crescimento tanto fotoautótrofo quanto heterótrofo. Algumas espécies podem fotoassimilar acetato e piruvato na presença de sulfeto e  $\text{CO}_2$ , enquanto outros são capazes de fotoassimilar uma grande variedade de substratos orgânicos. Seu crescimento é primeiramente fototrófico, embora, sob condições microaeróbicas, certos membros dos gêneros *Amoebobacter*, *Chromatium*, *Thiocystis*, e *Thiocapsa* sejam capazes de crescer heterotrófica e/ou quimiolitotroficamente (Madigan, 1988). Contudo, as taxas de crescimento sob estas últimas condições são extremamente baixas. Estudando a sobrevivência do gênero *Chromatium vinosum* em diferentes padrões de luz Van Gernerden (1980), observou que as taxas de crescimento foram reduzidas em uma

intensidade de luz mais baixa. Portanto, sob estas condições, o autor constatou a alta percentagem de células viáveis, que decresceram subitamente quando culturas foram incubadas na escuridão completa. A bactéria *Amoebobacter pedioformis* é capaz de crescer tanto em condições anaeróbias na luz quanto em condições microaeróbias no escuro (Eichler e Pfennig, 1986).

Em resumo, a habilidade para utilizar compostos orgânicos como fonte de carbono é limitada (Brock *et al.*, 1984). O sulfeto de hidrogênio é o principal doador de elétrons na fotoassimilação de  $\text{CO}_2$ , mas algumas bactérias também podem utilizar enxofre elementar, tiosulfato, sulfito e hidrogênio molecular (Stanier *et al.*, 1977).

Conforme descrito, anteriormente, pelas equações 2.10 e 2.11, o processo de oxidação de sulfeto para sulfato ocorre em duas etapas consistindo a primeira na transformação de  $\text{H}_2\text{S}$  para  $\text{S}^0$  e a segunda na oxidação de  $\text{S}^0$  para  $\text{SO}_4^{=2}$ , quando na ausência de  $\text{H}_2\text{S}$ . O enxofre elementar produzido na primeira etapa é armazenado intracelularmente, com exceção do gênero *Ectothiorhodospira*, que o deposita fora da célula (Stanier *et al.*, 1977).

#### **b) Bactérias verdes do enxofre**

Um segundo grupo de bactérias que oxidam sulfeto para enxofre elementar depositando-o fora da célula compreende as bactérias pertencentes a família Chlorobiaceae. São microrganismos estritamente anaeróbios, não móveis, fotoautótrofos e utilizam  $\text{H}_2\text{S}$  e outros compostos reduzidos do enxofre como doadores de elétrons. Em estudos realizados com *Chlorobium*, foi observado que o enxofre elementar é liberado para o meio aquático, mas não pode ser utilizado por outros indivíduos, uma vez que o mesmo permanece ligado à célula pela qual foi produzido (Van Gemerden, 1986). As bactérias verdes do enxofre possuem um eficiente sistema de captação de luz, o que permite seu desenvolvimento em ambientes com baixa intensidade luminosa (Biebl e Pfennig, 1978 *apud* Pfennig e Widdel, 1982).

As bactérias verdes de enxofre têm grandes desvantagens quando comparadas com as bactérias púrpuras e outras bactérias. Por exemplo, aquelas não são móveis nem são capazes de ajustar-se de um crescimento fototrófico para um crescimento quimiolitotrófico como a maioria das bactérias púrpuras. Entretanto, na presença de sulfeto e  $\text{CO}_2$ , elas podem assimilar certos compostos orgânicos, principalmente acetato, como sua maior fonte de carbono (Madigan, 1988).

### c) Bactérias púrpura não sulfurosas

Inicialmente, acreditava-se que as bactérias dos gêneros *Rhodospirillum*, *Rhodopseudomonas*, *Rhodobacter*, *Rhodopila*, *Rhodocyclus* e *Rhodomicrobium*, pertencentes à família Rhodospirillaceae (Madigan, 1988), não eram capazes de utilizar o sulfeto como doador de elétrons na redução de  $\text{CO}_2$  e, por isso, foram denominadas “não sulfurosas”. A oxidação do sulfeto para o sulfato por intermédio de bactérias púrpuras não sulfurosas dependendo das bactérias envolvidas, pode ocorrer diretamente ou com a formação intermediária de enxofre elementar o qual é depositado fora da célula não podendo ser posteriormente oxidado (Hansen e Van Gernerden, 1972; Pfennig, 1989).

As bactérias pertencentes à família Rhodospirillaceae são microaerófilas e fotoheterotróficas, embora algumas espécies sejam fotoautotróficas (Truper e Pfennig, 1981 *apud* Ferreira, 1988). São capazes de utilizar uma ampla variedade de substratos orgânicos para crescimento fotoheterotrófico/heterotrófico, particularmente, acetato, piruvato e ácidos dicarboxilados (Pfennig, 1989). Ocorrem com frequência em ambientes aquáticos (lagos e lagoas) que contenham matéria orgânica e concentrações baixas de sulfeto, entretanto, foi verificado que *Rhodopseudomonas sulfidophila* e *Rhodopseudomonas sulfoviridis* desenvolvem-se melhor em concentrações mais elevadas de sulfeto, enquanto *Rhodopseudomonas globiformis* oxida tiosulfato e não sulfeto (Truper e Fischer, 1982). Algumas Rhodospirillaceae e podem também crescer anaerobiamente no escuro, usando um metabolismo fermentativo (Madigan, 1988).

#### **d) Bactérias verdes não sulfurosas (filamentosas)**

Pertencentes à família Chloroflexaceae, as bactérias verdes não sulfurosas envolvem os gêneros *Chloroflexus*, *Oscillochloris* e *Chloronema*. São bactérias flexíveis que se movem por deslizamento, e que, sob condições anaeróbias, realizam fotossíntese anoxigênica (Pfennig, 1978; Atlas e Bartha, 1987).

O gênero *Chloroflexus* é bastante versátil, uma vez que pode crescer fotoautotroficamente utilizando  $H_2S$ ,  $H_2$  ou  $CO_2$  como doadores de elétrons, fotoheterotroficamente com base numa ampla variedade de açúcares, aminoácidos e ácidos orgânicos e, ainda, quimiorganotroficamente, no escuro sob condições aeróbias (Brock *et al.*, 1994). Stanier *et al.* (1977) referem-se ao gênero *Chloroflexus* como bactérias verdes não sulfurosas, geralmente encontrado em ambientes parcialmente aeróbios. Por ser termofílico, é freqüente em fontes termais sulfurosas com temperatura variando entre 45 e 70 °C (Stanier *et al.*, 1977). As bactérias verdes não sulfurosas realizam fotossíntese anoxigênica e são de grande interesse evolucionário, devido à semelhança com as cianobactérias, que realizam fotossíntese anoxigênica e oxigênica (Brock *et al.*, 1984).

#### **2.5.2 Cianobactérias**

As cianobactérias (algas azul-esverdeadas) formam um grupo de grande importância ecológica. Elas são um grupo altamente diverso de organismos procarióticos, fotosintéticos oxigênicos, que crescem basicamente como fotótrofos, embora muitas espécies sejam também capazes de crescimento heterotrófico (Smoker e Barnum, 1990).

São organismos fotoautotróficos e, na presença de elevadas concentrações de sulfeto de hidrogênio, realizam fotossíntese anoxigênica. Na ausência do sulfeto de hidrogênio ou em concentrações muito baixas desse composto,

estas passam a realizar fotossíntese oxigênica (Jørgensen, 1982). O enxofre elementar produzido é liberado na água (Oren e Shilo, 1979).

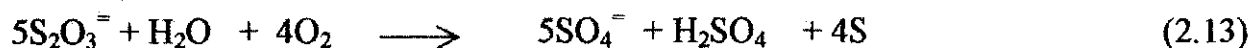
Algumas cianobactérias são aeróbias, outras aeróbio-facultativas e se desenvolvem sob condições de pH ácido, estando largamente distribuídas na natureza (solos, águas doces, mares, águas residuárias, etc.).

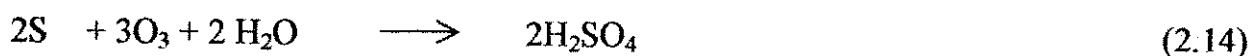
### 2.5.3 Bactérias incolores do enxofre

As bactérias incolores do enxofre têm como características a capacidade de oxidar compostos reduzidos de enxofre, utilizando oxigênio ou nitrato como acceptor final de elétrons e como doadores de elétrons sulfeto, enxofre elementar e tiosulfato (Jørgensen, 1982).

De acordo com Kuenen e Beudeker (1982), os gêneros representantes das bactérias incolores do enxofre são: *Thiobacillus*, *Thiomicrospira*, *Thermothrix*, *Pseudomonas*, *Beggiatoa*, *Thiovulum*, *Thiospira*, *Thiothrix*, *Thioploca*, *Thiophysa*, *Sulfolobus* e *Paracoccus*. Algumas são aeróbias, outras aeróbio-facultativas, e, quanto à categoria nutricional, podem ser quimiolitotróficas facultativas ou quimioheterótrofas obrigatórias. Algumas destas, as quimiolitotróficas obrigatórias, obtêm sua energia através da oxidação de compostos reduzidos inorgânicos de enxofre, tendo somente CO<sub>2</sub> como fonte de carbono. Outras, quimiolitotróficas facultativas, podem crescer autotroficamente, mixotroficamente e heterotroficamente.

Algumas espécies do gênero *Thiobacillus* são capazes de crescimento quimiolitotrófico durante a oxidação de sulfeto e de outros compostos reduzidos de enxofre. Por exemplo, o *Thiobacillus thioparus* oxida tiosulfato para sulfato, produzindo também enxofre elementar (equação 2.13), que é depositado fora da célula (Hutchinson, 1957) e pode ser posteriormente oxidado para sulfato por muitas espécies de *Thiobacillus* (Kuenen, 1975; Araújo, 1999), de acordo com a equação 2.14:





A maioria das espécies de *Thiobacillus* é estritamente aeróbia, embora, na ausência do oxigênio, *Thiobacillus denitrificans* (Hutchinson, 1957; Vishniac e Santer, 1957; Kuenen, 1975; Atlas e Bartha, 1987) e *Thiobacillus thioparus* possam utilizar o nitrato como aceptor final de elétrons na oxidação de compostos de enxofre inorgânico para enxofre elementar, de acordo com a equação:



As bactérias incolores que oxidam sulfeto são de grande interesse no tratamento de águas residuárias, com vista a de minimizar maus odores através da remoção de sulfeto de hidrogênio, como também na remoção de nitrato (*Thiobacillus denitrificans*), de efluentes de estações de tratamento (Kuenen e Beudeker, 1982).

De acordo com de Oliveira (1990), as diversas espécies de bactérias oxidantes do enxofre que ocorrem em vários sistemas de tratamentos de águas residuárias, sendo importantes por transformarem sulfeto em outras formas não tóxicas de enxofre.

As bactérias filamentosas deslizantes de enxofre, pertencente à família Beggiatoaceae têm sido atribuído um crescimento tipo quimiolitotrófico facultativo (Smith e Strohl, 1991). Os gêneros microaerofílicos *Beggiatoa*, *Thiocapla* e *Thiotrix* são geralmente encontrados em ambientes da interface oxigênio-sulfeto (Jørgensen, 1982). Eles são capazes de oxidar sulfeto para enxofre elementar, de acordo com a seguinte equação:



O enxofre elementar é depositado dentro da célula e, posteriormente, na ausência de sulfeto no ambiente é oxidado (Zinder e Brock, 1978; Atlas e Bartha, 1987).

## 2.6 Bacterioclorofilas

As bacterioclorofilas são pigmentos característicos das bactérias fotossintéticas verdes e púrpuras. Estes pigmentos são estruturalmente semelhantes à clorofila das algas e plantas e desempenham as mesmas funções da fotossíntese bacteriana: captação de luz e participação nos centros de reações fotoquímicas.

Os tipos de bacterioclorofilas são: *a*, *b*, *c*, *d* e *e*. Além destes pigmentos, as bactérias verdes e púrpuras apresentam carotenóides, que desempenham as seguintes funções de captação de luz e proteção do aparelho fotossintético contra danos fotooxidativos (Stanier *et al.*, 1977). A principal faixa de absorção de luz das bactérias púrpuras situa-se na região infravermelha do espectro, ao passo que as bactérias verdes absorvem melhor a luz na região vermelha, de modo similar ao que ocorre com a clorofila *a* das algas (Stanier e Smith, 1960).

A Tabela 2.3 apresenta um resumo das faixas de máxima absorção de bacterioclorofilas em células vivas.

**Tabela 2.3** - Comprimentos de onda de máxima absorção em células vivas.

| Bactéria                   | Taxa de absorção máxima (nm) |
|----------------------------|------------------------------|
| <b>Cianobactérias</b>      |                              |
| Clorofila <i>a</i>         | 680 – 685                    |
| <b>Bactéria Púrpura</b>    |                              |
| Bacterioclorofila <i>a</i> | 850 – 910                    |
| Bacterioclorofila <i>b</i> | 1.020 – 1.035                |
| <b>Bactéria Verde</b>      |                              |
| Bacterioclorofila <i>c</i> | 750 – 755                    |
| Bacterioclorofila <i>d</i> | 725 – 735                    |
| Bacterioclorofila <i>e</i> | 715 – 725                    |
| Bacterioclorofila <i>a</i> | 805 – 810                    |

Fonte: Stanier *et al.*, (1977)

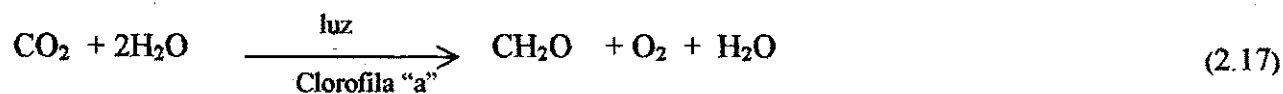
## 2.7 Fotossíntese – fotossíntese anoxigênica

A fotossíntese é um mecanismo biológico pelo qual plantas, algas e determinadas bactérias utilizam luz como fonte de energia e transformam-na em energia química que é incorporada à massa celular.

As condições necessárias para a realização da fotossíntese são :

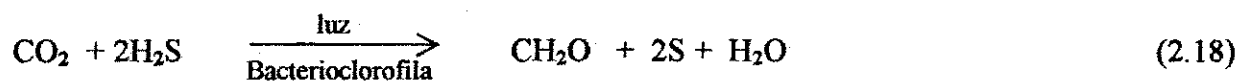
- a) presença de luz;
- b) dióxido de carbono;
- c) água;
- d) pigmento como clorofila ou bacterioclorofila.

Através do processo de fotossíntese, as plantas e algas, utilizam dióxido de carbono como fonte de carbono e moléculas de água como doadores de elétrons, produzem oxigênio (fotossíntese oxigênica) liberado pelas moléculas de água, sendo esse processo representado pela seguinte equação:



No tratamento biológico de águas residuárias através de lagoas de estabilização, a fotossíntese das algas é de vital importância, por causa do fornecimento de oxigênio para a oxidação bacteriana aeróbia da matéria orgânica (Ferreira, 1988).

O processo de fotossíntese realizado pelas bactérias do enxofre ocorre de modo diferente, uma vez que não há produção de oxigênio e as moléculas de água não são utilizadas como doadores de elétrons. Em seu lugar, o hidrogênio molecular e os compostos reduzidos de enxofre ou compostos orgânicos são usados pelas bactérias fotossintetizadoras. A fotossíntese destes organismos é denominada anoxigênica e o processo é descrito pela equação seguinte:



A fotossíntese bacteriana é um processo anaeróbio e muitas das bactérias fotossintetizadoras são obrigatoriamente anaeróbias. Elas são encontradas geralmente em zonas anaeróbias dos ambientes aquáticos, onde o  $\text{H}_2\text{S}$  é frequentemente acumulado (Brock, 1984).

As cianobactérias, por sua vez, são capazes de realizar os dois tipos de fotossíntese, dependendo das condições ambientais. Na presença de elevadas concentrações de  $\text{H}_2\text{S}$ , realizam fotossíntese anoxigênica (Jørgensen, 1982). Estudos realizados com cianobactérias, em um lago tropical salgado, concluíram que as mesmas realizavam fotossíntese anoxigênica cedo pela manhã, mas quando o sulfeto era consumido (concentração abaixo de  $5\mu\text{M}$ ), passavam a realizar fotossíntese oxigênica (Jørgensen, 1979 *apud* Pfennig e Widdel, 1982). O fato de cianobactérias produzirem oxigênio fotossintético também foi constatado por Vander Hoek *et al.* (1990). Sob condições anaeróbias, entretanto, elas podem realizar fotossíntese anoxigênica tendo sulfeto como doador de elétrons (Jørgensen, 1982; Cohen, 1984). Tal fenômeno foi primeiro observado por Cohen *et al.* (1975) na *Oscillatoria limnetica* que usou sulfeto para a fotoassimilação de  $\text{CO}_2$ . O sulfeto foi, por sua vez, oxidado para enxofre elementar, sendo os glóbulos depositados fora da célula, como as bactérias verdes de enxofre.

## 2.8 Dissociação de sulfeto

Em um sistema aquático as concentrações do sulfeto de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{S}$ ), íons de bisulfeto ( $\text{HS}^-$ ) e íons de sulfeto ( $\text{S}^{2-}$ ) são controladas pelo pH de acordo com equação de equilíbrio:



Onde:

$K_1$  e  $K_2$  são as constantes de dissociação

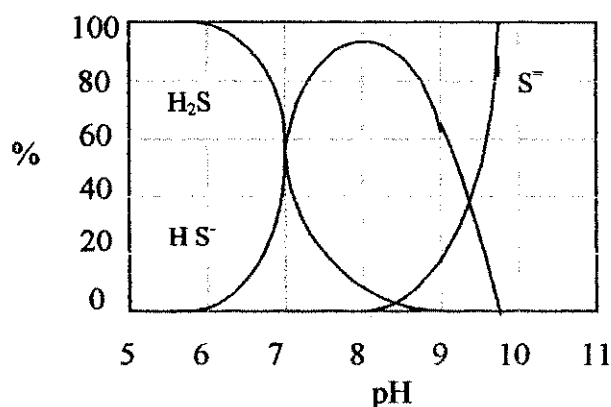
$$K_1 = \frac{[H^+][HS^-]}{[H_2S]} \quad (2.21)$$

$$K_2 = \frac{[H^+][S^{2-}]}{[HS^-]} \quad (2.22)$$

A Figura 2.2, ilustra o efeito do pH sobre as concentrações relativas das várias formas de sulfeto e a equação 2.23 é usada para determinar a fração decimal de  $H_2S$  não ionizado em solução (Hilton e Oleszkiewicz, 1988):

$$H_2S = [1 + 1,02 * 10^{(pH - 7)}]^{-1} \quad (2.23)$$

Os íons de bissulfeto ( $HS^-$ ) predominam em uma faixa relativamente ampla de pH (7 – 10), o sulfeto de hidrogênio ( $H_2S$ ) é predominante em um pH abaixo de 7 e os íons sulfeto ( $S^{2-}$ ) têm importância somente em valores alto de pH (Sawyer *et al*, 1994).



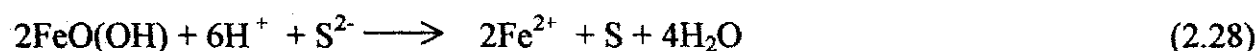
**Figura 2.2** - Relação entre vários níveis de pH e % de Sulfeto (Sawyer, *et al*, 1994).

## 2.9 Oxidação e precipitação química

Reações espontâneas podem ocorrer entre sulfeto e metais pesados, particularmente o ferro, para produzir sulfeto insolúvel (Mara e Pearson, 1986). Também, oxigênio pode reagir espontaneamente com o bissulfeto oxidando-o para produtos diversos de acordo as seguintes equações (Martin e Rubin, 1979).



O produto final da oxidação química do sulfeto depende do pH. De acordo com Widdel (1988), num pH abaixo de 7 predomina o enxofre elementar (eq. 2.24), enquanto que tiosulfato e sulfito são produtos dominantes num pH superior ao neutro (eq. 2.25 e 2.26). Mara e Pearson (1986) relatam que a oxidação química de sulfeto para enxofre elementar e tiosulfato ocorre comumente em camadas aeróbias de lagoas facultativas, particularmente na presença de metais. Um desses metais é o ferro que normalmente ocorre como hidróxido férrico, sendo reduzido para ferro ferroso, conforme equação 2.28.



## 2.10 Cinética das reações de oxidação química

Jolley e Foster (1985) e Wilmot *et al.* (1998), propuseram um modelo matemático empírico, para estimar a taxa de oxidação de sulfeto, que obedece a seguinte fórmula:

$$R_i = K [S]^m [O_2]^n \quad (2.29)$$

Onde :

$R_i$  = taxa de oxidação de sulfeto (mg/l.h);

$K$  = taxa constante;

$[S]$  = concentração de sulfeto (mgS/l);

$[O_2]$  = concentração de oxigênio (mg/l)

Buisman *et al.* (1990) postularam que a ordem da reação com relação à concentração de oxigênio é dependente da concentração de sulfeto. A equação modificada proposta é a seguinte:

$$R_i = K [S]^m [O_2]^{n \cdot \log [S]} \quad (2.30)$$

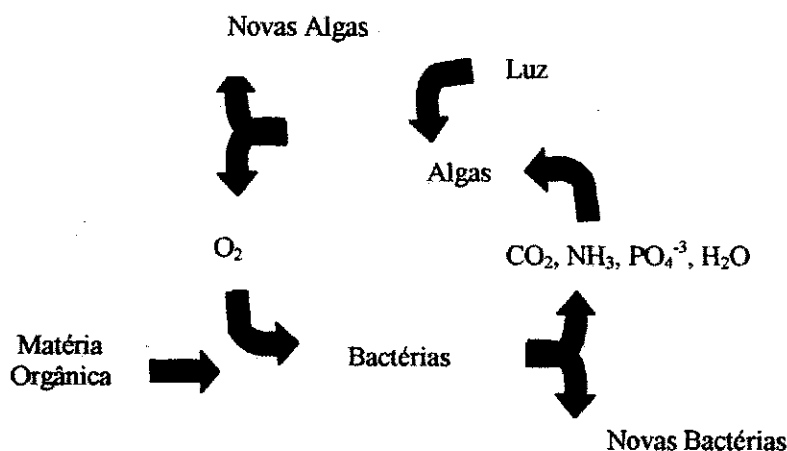
A taxa de oxidação aumenta com as concentrações de oxigênio e sulfeto total e a temperatura existente no ambiente aquático. Os metais pesados também podem funcionar como catalisadores na oxidação de sulfeto (Widdel, 1988). Em experimento utilizando oxigênio e peróxido como oxidantes de sulfeto, Jolley e Foster (1985) observaram que o oxigênio era preferido em concentrações de sulfeto menores que 18 mg S/l, enquanto o peróxido era preferido em níveis de sulfeto mais altos. Eles também observaram uma taxa de oxidação de sulfeto em águas residuárias de 0,72 mg S/l/min, em uma concentração de 6,4 mg S/l, na presença de 9,6 mg/l de oxigênio a um pH 7.

## 2.11 Transformações cíclicas das formas de enxofre em lagoas de estabilização

Lagoas de estabilização são reservatórios de pequena profundidade, geralmente limitados por diques de terra, paredes de contenção ou, até mesmo, escavadas no próprio terreno, nos quais águas residuárias brutas ou pré-tratadas, são estabilizadas por processos naturais que envolvem principalmente bactérias e algas (Mara, 1976; Silva, 1982).

A maior parte dos processos de tratamento de esgotos inclui a depuração biológica promovida por microrganismos decompositores, especialmente bactérias, e sua conversão em produtos mais simples e estáveis como sais minerais, gás carbônico e água (Branco, 1986). Dentre a variedade de métodos e sistemas de tratamento disponíveis, as lagoas de estabilização têm se tornado uma das opções bastante difundida em todo o mundo, devido à sua simplicidade de operação e manutenção, associada à alta eficiência de remoção de organismos vivos e de material orgânico, além de exigir baixos investimentos (Mara *et al.*, 1992).

As algas e as bactérias não competem pelo mesmo substrato, mas suas atividades estão inter-relacionadas. Em ambiente aeróbio, as bactérias metabolizam a matéria orgânica, convertendo-a em dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) e água ( $\text{H}_2\text{O}$ ). As algas, por sua vez, utilizam o dióxido de carbono, água, amônia ( $\text{NH}_3$ ) e outros compostos inorgânicos para a síntese celular (Figura 2.3).



**Figura 2.3-**Relação simbiótica entre as algas e bactérias  
 Fonte: (Mara, 1976)

As transformações de enxofre no ambiente aquático das lagoas de estabilização têm sido muito estudadas sendo um dos objetivos o de estabelecer a compreensão dos fatores controladores da produção excessiva do sulfeto livre que gera odores nocivos (Gloyne e Espino, 1969).

As lagoas anaeróbias podem apresentar condições suficientes de penetração de luz para o desenvolvimento de bactérias fotossintéticas que oxidam sulfeto. A zona mais adequada para o seu desenvolvimento será aquela onde coexistam luz e elevadas concentrações de gás sulfídrico, produzido normalmente por redução dissimilatória de sulfato. De acordo com Gloyne *apud* Pfennig e Trüper, 1981 e Holm e Vennes, 1970), lagoas anaeróbias, tratando águas residuárias, oferecem condições ideais para o desenvolvimento tanto de bactérias redutoras de sulfato, quanto de bactérias púrpuras do enxofre.

De acordo com Brock *et al.* (1994) em lagoas anaeróbias, a atividade das bactérias redutoras de sulfato, por exemplo *Desulfovibrio*, é facilmente identificada pelo desprendimento de odores desagradáveis como consequência da produção de sulfeto de hidrogênio.

Em lagoas facultativas, as bactérias fotossintetizadoras ocorrem logo abaixo da oxipausa e da principal zona de concentração de algas (Mara e Pearson,

1986). Nestas lagoas, as bactérias redutoras de sulfato, ocorrem na região anaeróbia, próximo à camada de lodo.

Holm e Vennes (1970) pesquisaram a ocorrência de bactérias púrpuras de enxofre em uma lagoa de estabilização facultativa (288 kg DBO<sub>5</sub> has/dia ), alimentada com esgoto doméstico, e observaram que *Thiocapsa floridana* e *Chromatium vinosum* foram as bactérias púrpuras predominantes. A diminuição da DBO<sub>5</sub>, ácidos voláteis e sulfeto foi associada à presença de bactérias púrpuras. A remoção de sulfeto, demonstrou a eficiência dessas bactérias na minimização de odores em lagoas. Outras bactérias púrpuras do enxofre, comuns em sistemas de tratamento de esgotos são *Thiocapsa roseopersicina*, várias espécies de *Chromatium* e *Thiocystis violaceae* (Pfennig e Trüper, 1981). Cooper *et al.* (1975) observaram que *Thiocapsa roseopersicina* foi a bactéria oxidadora do enxofre predominante numa lagoa que recebia águas residuárias de curtimento de pele de ovelha.

Em lagoas de estabilização, ocasionalmente, ocorre na espécie o desenvolvimento de cor avermelhada causada pela proliferação excessiva de bactérias púrpuras do enxofre. Pode ser um fenômeno temporal porém se a aparência se mantiver está, geralmente, associada às condições anaeróbias e à carga orgânica suficientemente elevada para causar a depleção do oxigênio armazenado ( Holm e Vennes, 1970).

Lagoas de maturação não favorecem o desenvolvimento de bactérias de redução dissimilatória de sulfato, em virtude das elevadas concentrações de oxigênio dissolvido e baixo conteúdo de material orgânico. Essas lagoas, também, não se constituem em ambiente propício ao desenvolvimento de bactérias oxidadoras do enxofre em face, principalmente, da falta ou mesmo inexistência de enxofre reduzido.

## 2.12 Efeitos tóxicos e inibição de vida aquática por sulfeto

O efeito tóxico de sulfeto sobre a comunidade planctônica, sobretudo sobre a população de algas, irá comprometer seriamente o processo de tratamento. A faixa de concentração de sulfeto que se torna tóxica às algas, segundo Gloyna e Espino (1969), é de 6,5 a 8,5 mgS/l. Enquanto Mara e Pearson (1986) afirmam que concentrações em torno de 8,0 mgS/l são suficientes para inibir a fotossíntese, com valores de pH variando de 7,1 a 7,8 (valores característicos de lagoas de estabilização).

Em lagoas de estabilização, onde o princípio do tratamento baseia-se na simbiose entre algas e bactérias (Figura 2.3), o efeito tóxico de sulfeto sobre as populações, sobretudo de algas, irá comprometer seriamente o processo de tratamento. Nas algas, o sulfeto de hidrogênio inibe o aparelho fotossintético e, conseqüentemente, a fotossíntese, e, em bactérias anaeróbias heterotróficas inibe a atividade metabólica (Mara e Pearson, 1986). Segundo os autores, o sulfeto de hidrogênio penetra através da membrana celular desses organismos.

Um dos principais fatores que influenciam a toxicidade do sulfeto sobre a vida aquática é o pH. Quanto menor o pH, maior o efeito tóxico do sulfeto (Howsley e Pearson, 1979; Pearson *et al.*, 1987). Para peixes e macroinvertebrados, o sulfeto é tóxico quando o pH está abaixo de 7,0, quando se tem de 50 a 100% do sulfeto na forma de  $H_2S$  (Dunnette *et al.*, 1985).

O sulfeto de hidrogênio é resultado da redução do sulfato por bactérias redutoras do sulfato, tais como *Desulfovibrio desulfuricans*, o qual usa sulfato como aceptor de elétrons. Este composto pode também ser gerado pela decomposição anaeróbia de enxofre contido em aminoácidos tais como metionina, e cisteína mas a redução do sulfato é o processo contribuinte de  $H_2S$  mais importante em águas residuárias (Bitton, 1994).  $H_2S$  é um gás tóxico incolor com um odor característico de ovo podre perceptível à concentrações muito baixas (a partir de 0,2 ppm).

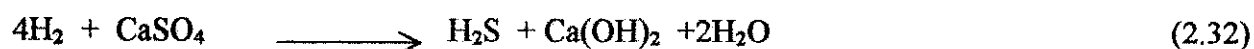
Dependendo da concentração o gás sulfídrico também é tóxico ao homem e outros seres vivos. Segundo Bowker *et al.* (1989), o teor máximo a que o homem pode ser exposto durante oito horas por dia é de 10 ppm (partes por milhão). Este gás é também corrosivo para materiais diversos como concreto, ferro, cobre e outros metais muito utilizados na construção das unidades de sistemas de tratamento de águas residuárias.

### 2.13 Corrosão bacteriana

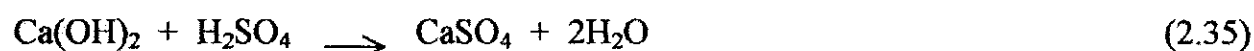
Na corrosão bacteriana, processo que ocorre comumente em ambientes aquáticos, microrganismos causam a deterioração dos materiais sólidos tanto por contato direto na superfície dos materiais ou pela produção de agentes que são quimicamente agressivos aos materiais (Postgate, 1982; Araújo, 1999). A corrosão de ferro, aço, concreto, etc, causada pela atividade bacteriana, constitui um sério problema de ordem econômica como, por exemplo, instabilidade das unidades de um sistema de tratamento de esgotos. Grandes somas de dinheiro são empregadas tanto na prevenção quanto na reposição de peças já deterioradas. As bactérias redutoras de sulfato são os principais microrganismos envolvidos nos processos de corrosão, sendo responsáveis por aproximadamente 50% dos casos (Hamilton, 1985).

O processo de corrosão, sob condições anaeróbias, envolve reações químicas e bioquímicas realizadas por bactérias redutoras de sulfato. O principal mecanismo dessas bactérias causadoras de corrosão é baseado na sua habilidade de utilizar hidrogênio catódico causando a despolarização de metais (Hamilton, 1985; Ende *et al.*, 1992). O ferro de superfícies metálicas (fundações, tubulações e galerias de águas residuárias) assentadas em solos que contêm sulfato reagem espontaneamente com a água, formando hidróxido ferroso e hidrogênio, que ficam aderidos à superfície. As bactérias redutoras de sulfato, utilizam o hidrogênio produzido como fonte de energia, formando o sulfeto de hidrogênio que através da reação química espontânea que ataca o ferro produzindo sulfato ferroso e hidrogênio. Finalmente o ferro metálico

é convertido para hidróxido ferroso e sulfeto ferroso, como mostram as equações abaixo (Atlas e Bartha, 1987).



Sob condições aeróbias, algumas bactérias do ciclo de enxofre, são capazes de oxidar os compostos reduzidos de enxofre para sulfato, na presença de umidade, produzindo ácido sulfúrico. Este reage com alguns componentes do concreto (óxidos, hidróxidos e carbonato de cálcio) (Araújo, 1999), causando assim a deterioração na estrutura como é mostrado nas equações abaixo:



Muitos organismos podem estar envolvidos na corrosão aeróbia, mas a maioria destes são bactérias oxidantes de enxofre (Mori *et al.*, 1992; Coleman e Gaudet, 1993). *Thiobacillus* são um bom exemplo desses organismos e três espécies estão relacionadas com o processo corrosivo, *Thiobacillus thiooxidans*, *Thiobacillus thioparus* e *Thiobacillus concretivorus*. O crescimento aeróbio de *Thiobacillus spp* resulta em altas concentrações de ácido sulfúrico e baixo pH, que são responsáveis pela corrosão de estruturas de concreto tais como tubos de esgotos (Hamilton, 1985). A deterioração do concreto se dá pela reação do ácido sulfúrico com os constituintes básicos do cimento entre os quais carbonato de cálcio.

O mecanismo da corrosão de uma canalização de concreto, de esgoto, é dependente da ação de microrganismos quimiorganotróficos anaeróbios (bactérias redutoras de sulfato como *Desulfovibrio*), que produzem  $\text{H}_2\text{S}$ , que é absorvido e condensado nas paredes acima do nível da água. Os microrganismos quimiolitotróficos

(bactérias incolores do enxofre como *Thiobacillus*) oxidam o sulfeto para  $\text{SO}_4^{2-}$ , formando  $\text{H}_2\text{SO}_4$ , que ataca o concreto e causa corrosão, freqüentemente nos pontos de falha estrutural (Pelczar, 1994).

## 2.14 Geração de odores em lagoas de estabilização

Em ambientes aquáticos poluídos com resíduos orgânicos, existem várias fontes de geração de odores. Os produtos finais do metabolismo de determinadas algas verde-azuladas, diatômaceas e flageladas pigmentadas constituem um bom exemplo de produtos malcheirosos (Gloyne e Espino, 1969).

Em lagoas de estabilização, a principal fonte de odor é o sulfeto de hidrogênio produzido pela atividade das bactérias de redução dissimilatória de sulfato. Outros compostos de enxofre também são fontes de geração de odores. Este é o caso das mercaptanas, liberados no processo de dessulfuração (Atlas e Bartha, 1987).

O maior problema relacionado ao uso de lagoa anaeróbia é o odor. Porém este inconveniente pode ser superado, ainda na fase de projeto, com a adoção de cargas orgânicas compatíveis, isto é, até  $400 \text{ g DBO}_5/\text{m}^3.\text{d}$ , desde que a concentração de sulfato do esgoto bruto seja menor do que  $500 \text{ mg SO}_4^{2-}$  (Mara, 1976). O odor é causado, principalmente pela liberação de gás sulfídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ) proveniente da redução de sulfato. Entretanto para os valores de pH normalmente encontrados em lagoa anaeróbias bem dimensionadas (em torno de 7,5) cerca de metade do sulfeto está na forma do inodoro íon bissulfeto ( $\text{HS}^-$ ) (Sawyer *et al.*, 1994), conforme ilustrado na Figura 2.2.

Os fatores que influenciam a redução dissimilatória de sulfato por bactérias, e, conseqüentemente, a geração de odores são: as concentrações de oxigênio dissolvido, o potencial redox, a presença de nitrato ou de íons férricos, temperatura, concentração de sulfato e carga orgânica. O pH também é um fator controlador na forma de geração de odores em sistemas aquáticos devido ao fato de este determinar a forma predominante de sulfeto presente em determinado ambiente aquático.

Gloyna e Espino (1969), usando dados experimentais com um modelo reduzido de lagoas alimentado com esgoto sintético, apresentaram um modelo equacional baseado na concentração de sulfeto existente no efluente da lagoa.

$$\left[ S^- \right] = a \left[ SO_4^- \right]$$

Onde:

$(S^-)$  é a concentração média de sulfeto na lagoa no período de 24 horas,

$a$  é uma constante adimensional que é função da carga orgânica superficial, tempo de detenção hidráulica e da temperatura média da lagoa, e

$SO_4^-$  é a concentração do íon sulfato no efluente.

Algumas soluções já foram apresentadas no sentido de eliminar odores. A manutenção de uma camada superficial oxigenada na massa líquida pode ser uma solução adequada. Segundo Gloyna e Espino (1969), em lagoas de estabilização facultativas, a camada superior com concentrações significativas de oxigênio dissolvido impede a passagem de odores de produtos finais da respiração anaeróbia para a atmosfera, já que estes materiais podem ser oxidados química ou biologicamente antes de atingirem a superfície.

Em lagoas anaeróbias o controle de odores pode ser feito através da recirculação de efluentes de estágios aeróbios ricos de oxigênio. Kobayashi *et al.* (1983) investigaram o uso de bactérias fotossintéticas do enxofre na remoção de sulfeto de hidrogênio, obtendo resultados positivos.

### **3 – MATERIAL E MÉTODOS**

#### **3.1- Descrição do sistema experimental**

A pesquisa foi realizada em um sistema experimental sistema em escala-piloto, instalado nas dependências da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários da Universidade Federal da Paraíba (EXTRABES-UFPB), na cidade de Campina Grande - PB (7° 13' 11" Sul, 35° 52' 31" Oeste a 550 m acima do nível do mar).

O sistema, ilustrado na Figura 3.1, consistiu de quatro lagoas facultativas primárias, denominadas **F27**, **F28**, **F29** e **F30**, construídas em alvenaria de tijolos sobre uma base de concreto simples sendo as paredes e o fundo revestidos com argamassa de cimento e areia.

As unidades do sistema experimental estudadas neste trabalho foram as lagoas **F28** e **F29**. Antes de ser iniciada a monitoração destas lagoas, foi feita a seleção dos equipamentos utilizados durante as coletas, como também a medição das lagoas e a demarcação dos pontos a serem amostrados conforme ilustrado na Figura 3.2. A Tabela 3.1, apresenta as características físicas das lagoas **F28** e **F29**.

A lagoa **F28**, sem chicanas, foi mantida como unidade de controle para o estudo na lagoa **F29**. A lagoa **F29** era composta de três canais (I, II e III), cujas características físicas são apresentadas na Tabela 3.2, sendo os mesmos formados por duas chicanas longitudinais (1 e 2), paralelas do tipo vai – e – vem, cujas características físicas são mostradas na Tabela 3.3.

**Tabela 3.1** – Características físicas das lagoas F28 e F29 do sistema XXI localizadas na EXTRABES – Campina Grande – PB.

| Lagoa      | Comprimento<br>(m) | Largura<br>(m) | Profundidade<br>(m) | Área superficial<br>(m <sup>2</sup> ) | Volume<br>(m <sup>3</sup> ) |
|------------|--------------------|----------------|---------------------|---------------------------------------|-----------------------------|
| <b>F28</b> | 25,5               | 7,2            | 2,3                 | 183,6                                 | 422,3                       |
| <b>F29</b> | 25,5               | 7,2            | 2,3                 | 183,6                                 | 422,3                       |

**Tabela 3.2** – Características físicas dos canais da lagoa F29 do sistema XXI localizada na EXTRABES – Campina Grande – PB.

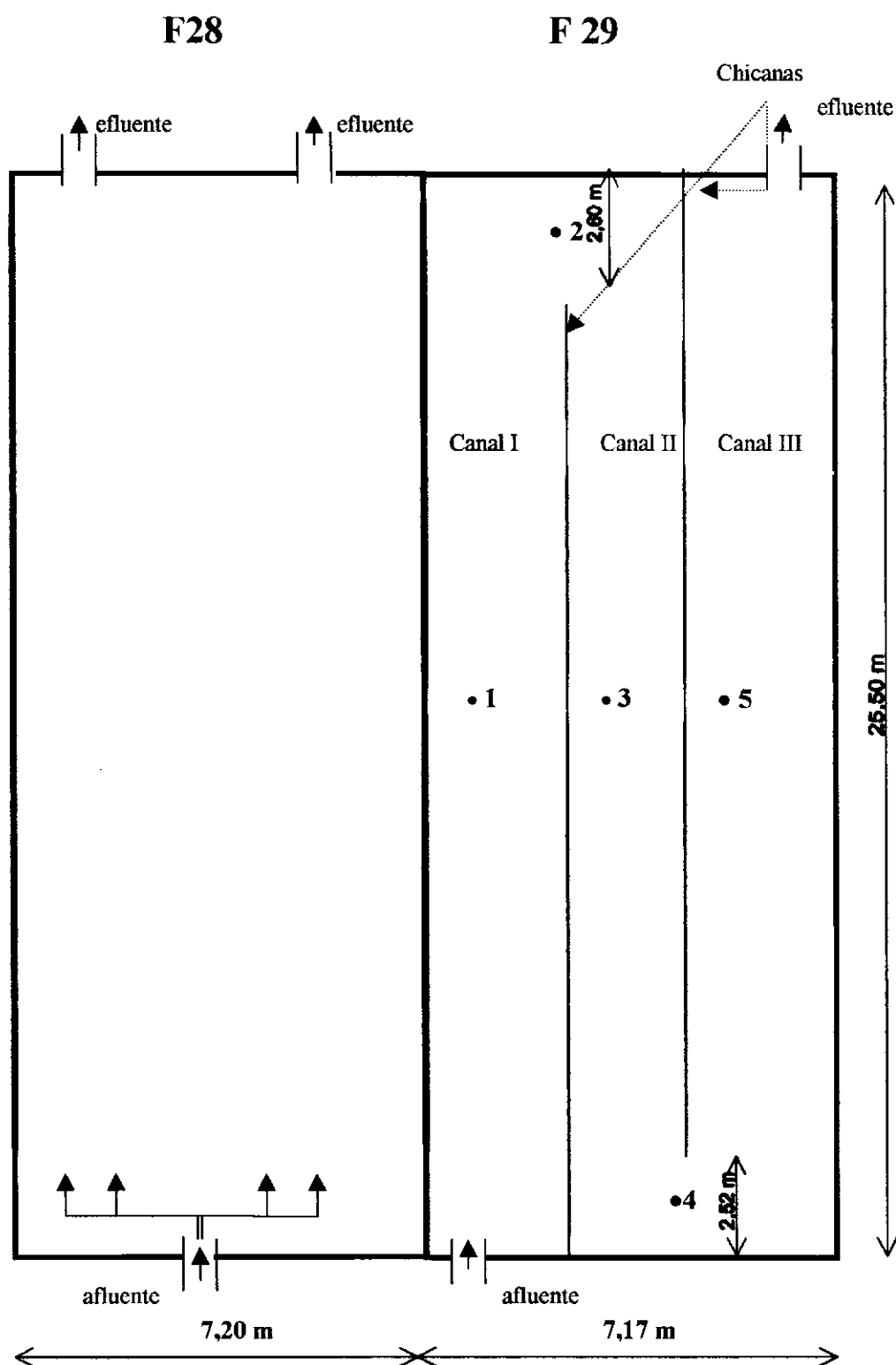
| canal      | Comprimento<br>(m) | Largura<br>(m) | Profundidade<br>(m) | Área superficial<br>(m <sup>2</sup> ) | Volume<br>(m <sup>3</sup> ) |
|------------|--------------------|----------------|---------------------|---------------------------------------|-----------------------------|
| <b>I</b>   | 25,5               | 2,33           | 2,3                 | 59,4                                  | 136,7                       |
| <b>II</b>  | 25,5               | 2,35           | 2,3                 | 59,9                                  | 137,8                       |
| <b>III</b> | 25,5               | 2,33           | 2,3                 | 59,4                                  | 136,7                       |

**Tabela 3.3** – Características físicas das chicanas da lagoa F29 do sistema XXI localizada na EXTRABES – Campina Grande – PB.

| Dimensões<br>(m) | Chicanas |       |
|------------------|----------|-------|
|                  | 1        | 2     |
| Espessura        | 0,08     | 22,90 |
| Comprimento      | 0,09     | 23,00 |



**Figura 3.1** - Vista do sistema experimental em escala-piloto instalado na EXTRABES - UFPB



**Figura 3.2** – Desenho esquemático dos reatores, F28 e F29, investigados neste trabalho localizados na EXTRABES – Campina Grande PB.

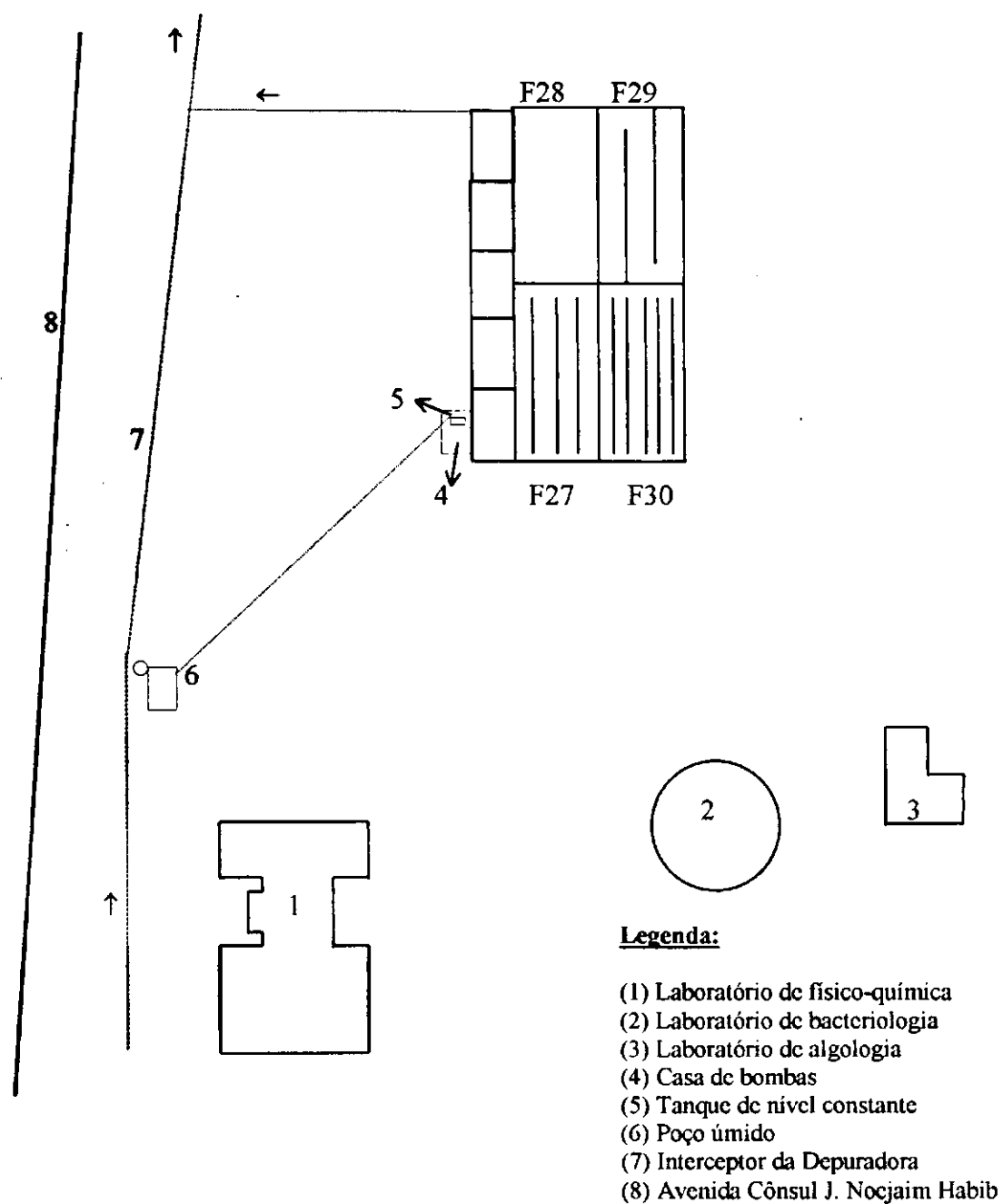
### 3.2 Alimentação do sistema

As unidades, em escala - piloto, do sistema experimental, foram alimentadas com água residuária bruta, predominantemente doméstica, do sistema de esgotos da cidade de Campina Grande PB, captada de um dos seus interceptores (Interceptor Leste ou da Depuradora). A Figura 3.3 mostra o funcionamento do sistema de alimentação das lagoas, o esgoto era bombeado de um poço úmido (6), adjacente a um dos poços de visita do interceptor, para o tanque de nível constante (TNC - 5) situado no interior da casa de bombas (4), sendo, para isso, utilizada uma bomba submersível de 1,2 hp. Do TNC, o esgoto era bombeado para o interior das lagoas F28 e F29 (Figura 3.4) a uma taxa de 28 m<sup>3</sup>/dia através de uma bomba peristáltica de velocidade variável NETZSCH (modelo NE30A).

A alimentação da lagoa **F28** era feita com a descarga da totalidade da vazão através de 4 tubos de entrada, distribuídos uniformemente ao longo da parede frontal, conforme descrito anteriormente, enquanto que na **F29** o dispositivo estava localizado no centro da extensão transversal da primeira região do canal fazendo com que a carga orgânica aí aplicada fosse cerca de 3 vezes a carga da lagoa de controle.

A descarga do esgoto afluyente, nas unidades do sistema deu-se a cerca de 0,5 m do piso, fazendo com que o fluxo hidráulico, que ocorre de montante para jusante, também ocorresse de baixo para cima.

O dispositivo de entrada da lagoa F28 era constituído por 4 tubos de 75 mm de diâmetro, uniformemente distribuídos ao longo da parede frontal da lagoa, sendo alimentados por uma caixa de distribuição de 4 compartimentos. Já a lagoa F29, era alimentada por um único tubo de 75 mm de diâmetro, localizado no centro da região da entrada do canal que a constituía. A estrutura de saída de F28 era constituída por dois tubos de 75 mm posicionados, cada um, a cerca de 2,3 m de cada uma das paredes laterais e protegidos por retentores de espuma circulares (300 mm de diâmetro e 200 mm de altura), submersos parcialmente em torno de 50 mm, enquanto que um único tubo de 50 mm, protegido por retentor de espuma similar ao da outra lagoa, estava posicionado na região de saída da lagoa F29.



**Figura 3.3** - Planta de situação do sistema experimental em escala-piloto, nas dependências da EXTRABES - Campina grande PB.

### 3.3 Operação do sistema experimental e amostragem

A monitoração do sistema experimental, cujas características operacionais são apresentadas na Tabela 3.4, foi realizada em duas etapas sendo que a primeira teve como objetivo a caracterização da massa líquida da lagoa provida de chicanas. A segunda etapa constituiu na monitoração de rotina dos efluentes das lagoas F28, (unidade de controle) e F29 (lagoa provida de chicanas).

**Tabela 3.4** Características operacionais das lagoas F28 e F29, do sistema XXI, EXTRABES – Campina Grande PB.

| Características operacionais                                                | Lagoa |      |
|-----------------------------------------------------------------------------|-------|------|
|                                                                             | F28   | F29  |
| Vazão ( $\text{m}^3$ / dia)                                                 | 28,0  | 28,0 |
| Tempo de detenção (dia)                                                     | 15    | 15   |
| Carga orgânica superficial ( $\text{kg DBO}_5/\text{ha} \cdot \text{dia}$ ) | 330   | 330  |
| Carga orgânica volumétrica ( $\text{g DBO}_5/\text{m}^3 \cdot \text{dia}$ ) | 15    | 15   |

#### 3.3.1 Caracterização da massa líquida da lagoa F29

A caracterização da massa d'água da lagoa F29 foi baseada na análise de amostras coletadas ao longo da profundidade nos níveis 5(A), 50(B) e 200(C) cm em cinco pontos denominados de 1 a 5 demarcados ao longo da superfície da lagoa, além da amostra do efluente. A Figura 3.2 mostra a localização dos pontos de coletas da lagoa F29.

As coletas ocorreram em intervalos regulares, a cada 10 dias, e foram realizadas às 6h 30min da manhã, para a observação das condições predominantes no período noturno, e, às 13h 30min, para a verificação do efeito das condições meteorológicas no decorrer do dia, o período experimental estendeu-se de setembro a

novembro de 1998, sendo considerado como tipicamente de estiagem para região de Campina Grande, PB.

Em cada coleta, foram utilizadas 3 séries de dezesseis frascos de vidro. De cada série, um frasco era utilizado para a coleta da amostra de efluente no tubo de saída de cada reator e os quinze restantes destinavam-se à coleta das amostras dos três diferentes níveis (5, 50 e 200 cm) nos cinco pontos demarcados na superfície da lagoa F29 (Figura 3.2). Para a determinação de sulfeto total, as amostras eram coletadas em frascos de vidro com capacidade de 125 ml. Outra série de frascos de DBO de 300 ml, destinava-se à coleta de amostras para a determinação de oxigênio dissolvido, DBO, pH, e uma terceira série era destinada à análise de gás sulfídrico. Frascos de 1000 ml foram utilizados para a coleta de amostras com vistas à análise de clorofila "a". As amostras para determinação de sulfato eram coletadas em baldes plásticos.

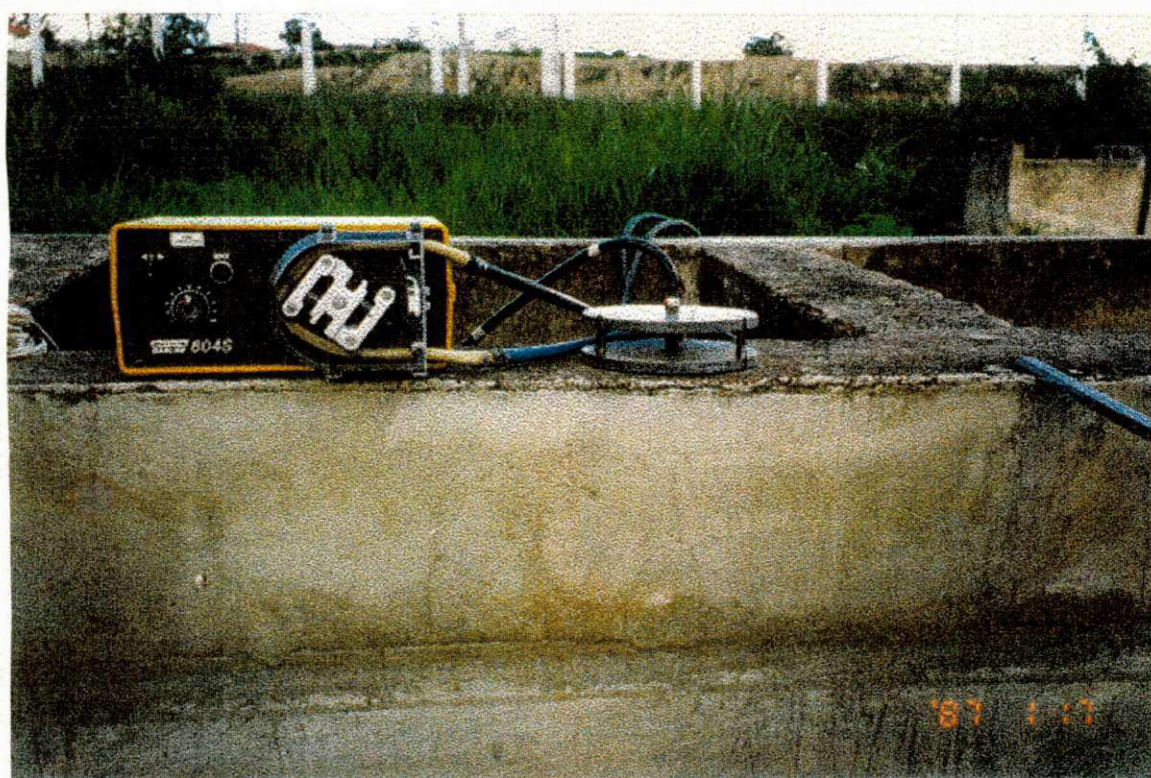
Na realização das coletas de amostras da coluna d'água da lagoa F29 foi utilizada uma bomba peristáltica de velocidade variável WATSON MARLOW modelo 604S, (Figura 3.5) conectada a uma mangueira de polietileno, com 12 mm de diâmetro e 17,3 m de comprimento, a cuja extremidade era acoplado dispositivo de coleta circular, provida de dois discos de PVC rígido com 25 cm de diâmetro, dispostos em paralelo, distando 5 cm um outro. O conjunto mangueira e amostrador era introduzido perpendicularmente na coluna líquida até o nível de amostragem. Antes de cada coleta, era dada uma descarga de aproximadamente 2 minutos, com a finalidade de esgotar todo o líquido restante da mangueira da coleta anterior.

No momento da amostragem, o líquido era coletado diretamente da mangueira para os frascos, lentamente, à baixa velocidade para evitar turbulência nas amostras e, em seguida, o frasco era fechado. Também, eram realizadas medições da temperatura na amostra do balde, com uso de termômetro de filamento de mercúrio.

Terminada a coleta, as amostras eram levadas para o laboratório de físico-química, onde eram feitas as análises de todos os parâmetros.



**Figura 3.4** – Bomba peristáltica NETZSCH NE 30 A



**Figura 3.5** – Bomba peristáltica WATSON MARLOW NE 30 A,  
modelo 604S e dispositivo de amostragem

### 3.3.2 Monitoração de rotina de efluentes

A monitoração de rotina das lagoas F28 e F29, foi baseada na análise das amostras pontuais dos efluentes coletadas, semanalmente, às 8h da manhã, de ambas as lagoas ao longo do ciclo hidrológico entre 15/10/97 e 14/12/98, com vista à determinação das diversas formas de enxofre (sulfeto total, gás sulfídrico e sulfato) e outros parâmetros analíticos os quais, no entanto, não foram utilizados neste trabalho. A amostragem de efluentes consistiu na coleta de amostras dos efluentes das lagoas F28 e F29 nas respectivas canalizações drenantes.

### 3.4 Procedimentos analíticos

Foram feitas determinações de  $\text{DBO}_5$ , oxigênio dissolvido, sulfeto total, gás sulfídrico, sulfato, pH, temperatura e clorofila "a".

#### 3.4.1 Parâmetros principais:

- Sulfeto total

As concentrações de sulfeto foram determinadas de acordo com método do azul de metileno, com o pré - tratamento das amostras por precipitação com acetato de zinco em condições básicas conforme descrito em APHA *et al.* (1992). Para a leitura de absorbância foi utilizado o espectrofotômetro Pharmacia LKB – NOVASPEC II.

- Sulfato

As concentrações de sulfato foram determinadas de acordo com método turbidimétrico descrito em APHA *et al.* (1992) utilizando uma curveta de 1 cm de espaço interno. Para a leitura de absorbância foi utilizado um espectrofotômetro GRIFFIN SPR270 010X411C. Uma curva de calibração (absorbância x concentrações de sulfato) era determinada sob as condições recomendadas pelo método.

- **Gás sulfídrico**

Determinado através de expressão baseada em medidas de sulfeto dissolvido, pH, temperatura e condutividade elétrica, conforme procedimentos descritos em APHA *et al.* (1992). O sulfeto dissolvido foi determinado através do método espectrofotométrico (espectrofotômetro Pharmacia LKB – NOVASPEC II) do azul de metileno em amostras pré-tratadas pelo método da separação de sulfetos solúveis e insolúveis ( *Ibid.* ) baseado na precipitação química utilizando cloreto de alumínio em meio básico.

**Parâmetros auxiliares:**

- **DBO<sub>5</sub>**

Método da diluição em frascos padrões, conforme em APHA *et al.*, 1992.

- **Temperatura**

A temperatura das amostras foi determinada, durante a coleta, com medição direta usando termômetro de filamento de mercúrio, marca INCOTERM, com escala de -10 a + 60 °C.

- **pH**

Os valores de pH eram determinados através do método potenciométrico descrito em APHA *et al.* (1992), com a utilização de um medidor de pH JENWAY modelo 3030 com eletrodo combinado RUSSEL BNC e um compensador de temperatura JENWAY PCT 121.

- **OD**

Método eletrométrico conforme em APHA *et al.* (1992), usando um medidor de oxigênio YSI modelo 54A provido de eletrodo com membrana seletiva modelo YSI 5730A.

### • Clorofila “a”

Foi determinada pela técnica de extração a quente com metanol a 100% (Jones, 1979) e leituras espectrofotométricas, a 665 e 750 nm, feitas com o uso de um espectrofotômetro Pharmacia LKB-NOVASPEC II.

## 3.5 Análises estatísticas

Com o auxílio da planilha eletrônica EXCEL 97 e, com base no texto de Sokal e Rohf (1981), foram aplicadas as seguintes análises estatísticas aos dados amostrais:

- análise gráfica de distribuição espaço-temporal desses dados, obedecendo a uma convenção definida de cores e sinais, nas duas etapas do trabalho;
- estudo de matrizes de correlação de todos os parâmetros analisados na etapa de caracterização da massa líquida da lagoa F29, com o objetivo de estabelecer coeficientes de correlação significativos entre eles;
- estudo da análise de tendência para os dados das espécies de enxofre (sulfeto total, gás sulfídrico e sulfato), com a finalidade de obter melhor interpretação da variação das concentrações desses parâmetros ao longo da profundidade da massa líquida;
- análise de variância (ANOVA: fator único), aplicada aos dados das duas etapas do trabalho para a comparação simultânea das médias de cada conjunto de dados, definindo limites a partir dos quais duas médias próximas passam a ser significativamente diferentes num determinado nível de significância ( $\alpha = 0,05$ ). Em seguida foram determinados os limites de confiança (superior e inferior), de 95% através do método GT-2 que ilustra graficamente onde as diferenças significativas ocorrem.

## **4.0 APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS**

### **4.1 Apresentação e análise dos resultados obtidos na monitoração da massa líquida da lagoa F29**

Os dados relativos a cada parâmetro analítico determinado nas amostras coletadas na massa líquida da lagoa F29 são apresentados nas Figuras 4.1 a 4.14.

#### **4.1.1 – Oxigênio dissolvido**

As Figuras 4.1 a 4.2, ilustram a distribuição das concentrações de oxigênio dissolvido nos diferentes níveis da coluna líquida da lagoa, ao longo dos seis experimentos realizados.

No período da manhã (6h 30min), Figura 4.1, foi observado que as concentrações de oxigênio dissolvido foram predominantemente nulas, 74 (82%) das 90 medidas feitas, refletindo as condições de anaerobiose, prevalentes no período noturno.

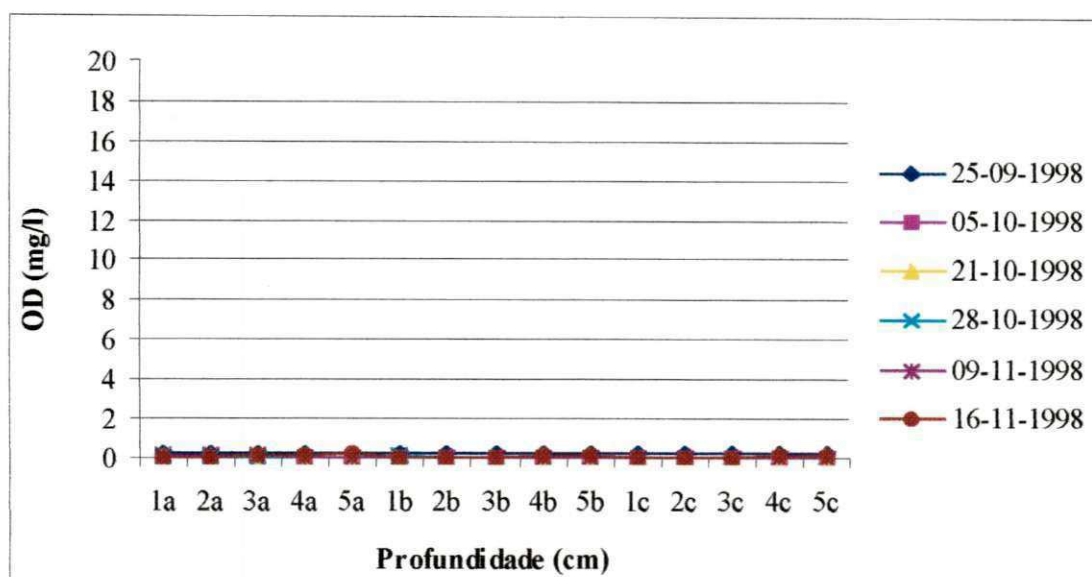
À tarde (13h 30min), Figura 4.2, ocorreram elevados valores de concentrações de oxigênio dissolvido, de até maiores que 20 mg/l, na camada superficial da lagoa (5 cm), em todos os experimentos, sendo o valor mínimo de 0,2 mg/l (4A). As outras concentrações, nesse nível, foram predominantemente acima de 3,5 mg/l, apresentando, em sua maioria, valores de supersaturação. As elevadas concentrações de oxigênio dissolvido, observadas neste horário, foram uma consequência da atividade fotossintética do fitoplâncton, devido às condições favoráveis de insolação e temperatura. Já nos níveis mais profundos (50 e 200 cm), foram verificadas baixas concentrações com a máxima de 0,4 mg/l. Dentre de 89 determinações, 42 (47%) foram de concentrações nulas. Isto mostra que a fotossíntese, por depender da energia solar, é mais elevada próximo à superfície da lagoa. À medida em que aumenta a profundidade na massa líquida da lagoa, a penetração da luz é menor, o que causa a predominância do consumo

de oxigênio (respiração) sobre a sua produção (fotossíntese), com eventual ausência de oxigênio dissolvido a partir de uma certa profundidade.

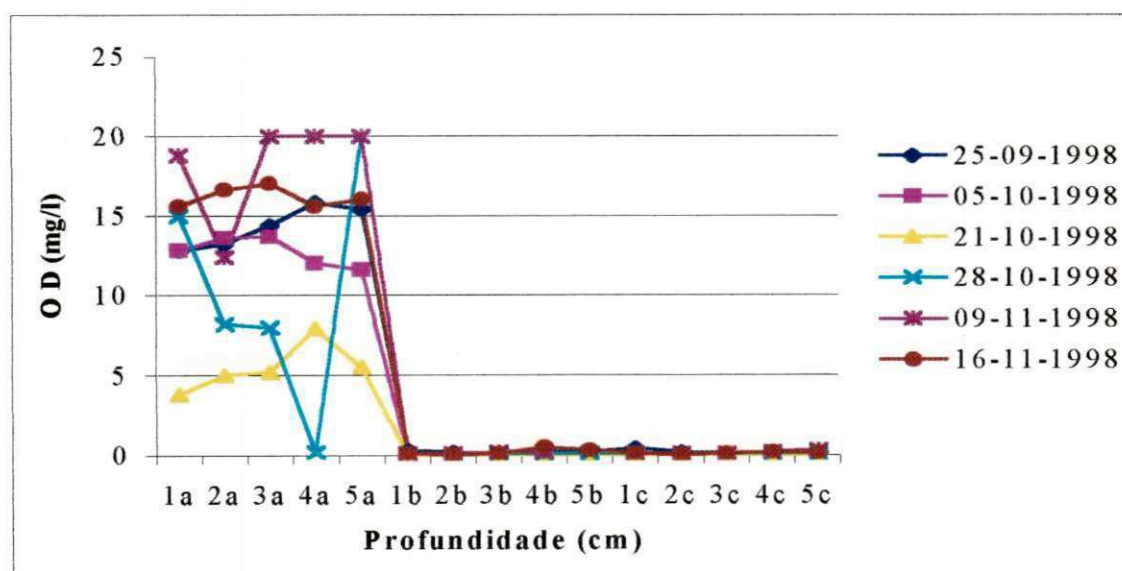
As Figuras 4.1 e 4.2, demonstram que a lagoa é predominantemente anaeróbia, tanto pela manhã quanto à tarde, e, pode ser observado que somente no primeiro nível de 5 cm em todos os pontos, foram detectadas concentrações de oxigênio dissolvido. As Figuras, também mostram que foi possível verificar que as concentrações de oxigênio nos níveis A (5 cm) dos diferentes pontos não apresentaram diferenças importantes entre si. Isso parece uma contradição porque era esperado que, no início (ponto 1) junto da entrada EB, as concentrações fossem significativamente menores que nos pontos subsequentes, uma vez que as concentrações de matéria orgânica tendem a diminuir. De fato, logo na entrada do afluente ocorre uma grande remoção da matéria orgânica, por sedimentação, e, após isso, a remoção torna-se um processo mais lento porque passa a depender quase que exclusivamente da ação bioquímica dos organismos decompositores sobre o material solúvel. Assim, não se pode esperar uma grande diminuição do material orgânico remanescente dentro do limitado espaço geométrico e de tempo no interior do canal que constitui a lagoa F29 o que, ao lado da concentração de algas e condições de iluminação relativamente uniformes, contribui para a obtenção de concentrações de oxigênio também uniformes.

Estudos desenvolvidos em lagoa de estabilização facultativa primária tratando esgoto doméstico, com profundidade de 2,20 m, na EXTRABES (de Oliveira, 1990 e Silva, 1982), mostraram perfis de oxigênio dissolvido cujas características são praticamente as mesmas dos perfis aqui obtidos, revelando que, na maior parte do tempo, a lagoa foi mantida sob condições anaeróbias, e, somente nas camadas próximas à superfície, à tarde, as condições de aerobiose são melhores.

Do ponto de vista da análise de oxigênio dissolvido, pode ser concluído, que a lagoa F29 apresentou condições predominantemente anaeróbias em mais de 3/4 da sua massa líquida, mesmo considerando os diferentes pontos amostrados ao longo da sua superfície e as melhores condições de aerobiose verificadas às 13h 30min.



**Figura 4.1-** Variação espaço-temporal das concentrações de oxigênio dissolvido obtidas na monitoração da massa líquida da lagoa F29, (manhã-6h 30min), do sistema XXI localizado na EXTRABES Campina Grande - PB.



**Figura 4.2-** Variação espaço-temporal das concentrações de oxigênio dissolvido obtidas na monitoração da massa líquida da lagoa F29, (à tarde-13h 30min), do sistema XXI localizado na EXTRABES Campina Grande - PB.

### 4.1.2 - Clorofila “a”

As Figuras 4.3 e 4.4 indicam as variações espaço temporal das concentrações de clorofila “a” determinadas nos diferentes pontos e profundidades da lagoa F29.

Durante o período da manhã (6h30min), a distribuição das concentrações de clorofila “a” ao longo do tempo, mostrou uma pequena tendência de aumento na camada superior (5 cm). Ao longo de todo o período experimental, a concentração mínima foi de 207  $\mu\text{g/l}$  (2A) e a máxima de 1875  $\mu\text{g/l}$  (4A). Na Figura 4.3, pode ser observado que, com exceção de uma única medida 1875  $\mu\text{g/l}$  (4A) dentre 90 determinações, as concentrações de biomassa de algas, se situaram abaixo de 1000  $\mu\text{g/l}$ . De fato, as concentrações se situaram predominantemente entre 200 a 800  $\mu\text{g/l}$ , ao longo das profundidades amostradas. Isto é característico do funcionamento de uma lagoa facultativa primária tratando esgoto doméstico, o que foi observado também por Guimarães (1986).

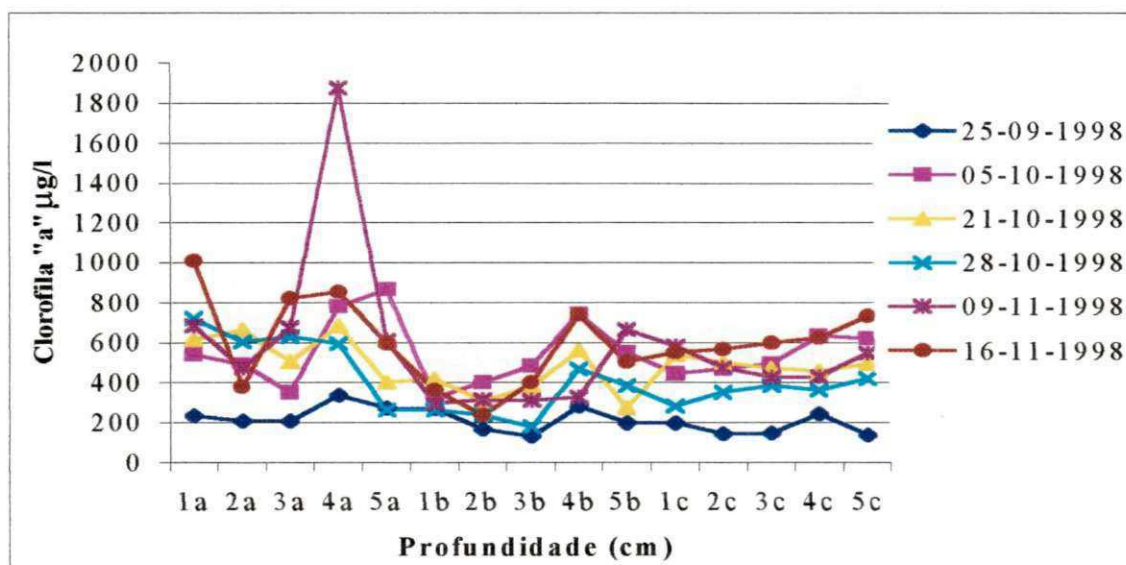
Nos dados da tarde (13h30min), pode ser observada uma elevação mais acentuada das concentrações de clorofila “a” camada mais superficial (nível 5cm). Foram verificadas concentrações de até mais de 8000  $\mu\text{g/l}$ , sendo isto devido à existência de condições mais propícias para a fotossíntese, devendo ser enfatizado que, temperatura e insolação, são fatores ambientais que têm influência no comportamento das algas. As algas flageladas se deslocam da camada superficial de água, descem para o fundo, fugindo do excesso de luz ou, talvez, da elevação de temperatura, selecionando, particularmente, uma faixa, de radiação, temperaturas e presença de nutrientes, que sejam mais adequados à sua manutenção.

Nas camadas inferiores (50 e 200 cm) ocorreram menores concentrações de clorofila “a”, entre 200 a 1000  $\mu\text{g/l}$ . No que se refere ao comportamento desses níveis (B e C), a concentração de clorofila “a”, caracteristicamente, foi a mesma daquela típica durante a manhã, indicando a presença de gêneros de algas e cianobactérias capazes de sobreviver em condições anaeróbias.

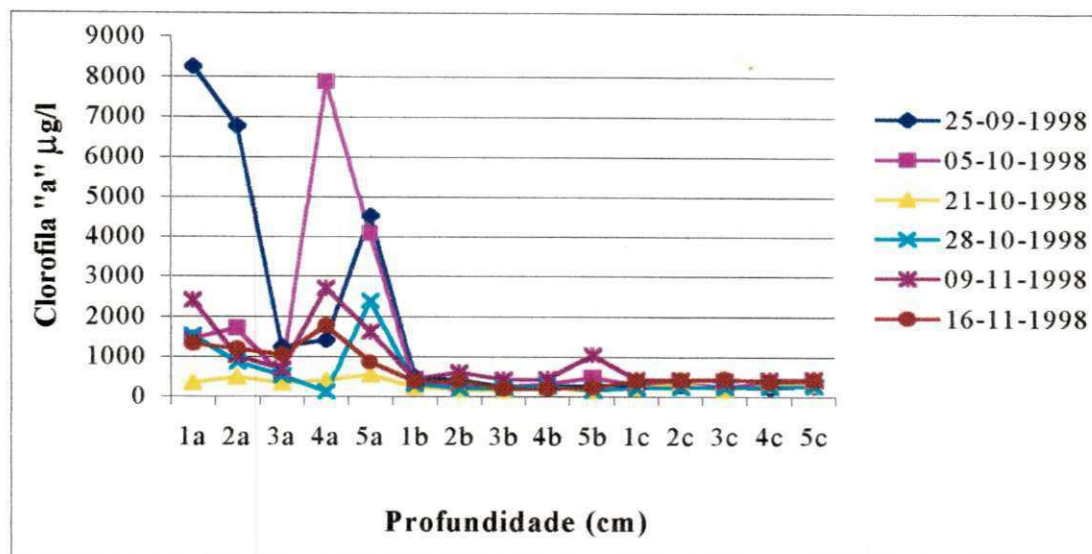
Nas Figuras 4.3 e 4.4, pode ser visualizadas que, no dia 25/09/98, as concentrações de biomassa de algas foram mais baixas do que aquelas observadas nos demais experimentos, mas, à tarde, não ocorreu o mesmo comportamento, pois ocorreram concentrações muito elevadas de até 8000  $\mu\text{g/l}$ .

A análise dos dados por período (manhã 6h 30min e tarde 13h 30min), é de grande importância. A Figura 4.5 mostra que, de manhã, houve uma maior uniformidade ao longo de toda a profundidade, diferindo da tarde (Figura 4.6), quando ocorreram maiores concentrações na superfície da lagoa. Isto é resultado principalmente do aumento da fotossíntese que ocorreu entre de manhã e tarde. Observando, ainda, um aumento da biomassa de 235  $\mu\text{g/l}$  para 8270  $\mu\text{g/l}$  entre 6h 30min e 13h 30min, no nível A no ponto 1.

Os resultados obtidos na presente pesquisa na lagoa F29, no que se refere à concentração de clorofila "a" foram semelhantes àqueles relatados por Guimarães (1986), em estudo realizado com lagoas de estabilização profundas, mas sem chicanas, com cargas orgânicas entre 193 e 290 kg DBO<sub>5</sub>/ha.dia.



**Figura 4.3** - Variação espaço-temporal das concentrações de clorofila "a" obtidas na monitoração da massa líquida da lagoa F29, (manhã-6h 30min), do sistema XXI localizado na EXTRABES – Campina Grande - PB.



**Figura 4.4** - Variação espaço-temporal das concentrações de clorofila "a" obtidas na monitoração da massa líquida da lagoa F29, (à tarde-13h 30min), do sistema XXI localizado na EXTRABES – Campina Grande - PB.

#### 4.1.3 – pH

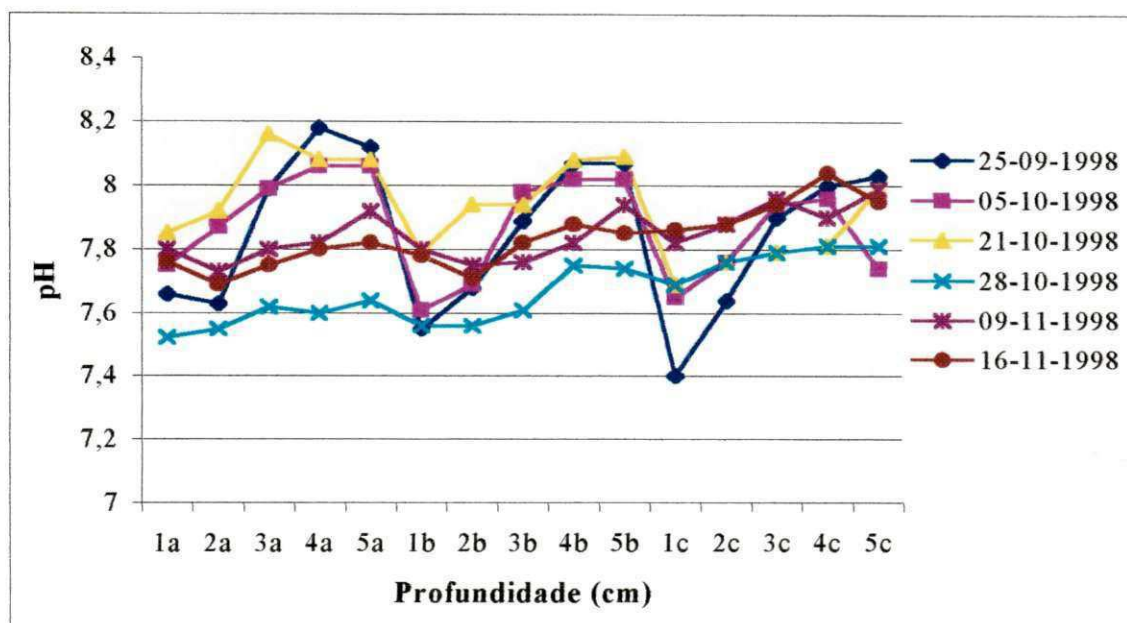
Conforme ilustrado nas Figuras 4.5 e 4.6, a variação do pH nos diferentes pontos e níveis da coluna líquida, da lagoa F29, apresentou um comportamento padrão. No período da manhã (6h 30min) Figura 4.5, as variações se mantiveram, em todo o período experimental predominantemente numa faixa relativamente estreita entre 7,5 – 8,2.

À tarde (13h 30min), no entanto (Figura 4.6), os maiores valores de pH (8,4 – 9,0) foram observados na camada superficial (nível A-5 cm). Esta elevação está associada ao aumento da atividade fotossintética de algas e cianobactérias, que supera a respiração microbiana e, na medida em que consome  $\text{CO}_2$ , mais do que é produzido movem as concentrações relativas das espécies carbônicas em equilíbrio, fazendo com que os radicais bicarbonato presentes se dissociem, havendo a liberação de íon hidroxila, aumentando o pH do meio. Pequenas variações de pH ocorreram nas camadas mais

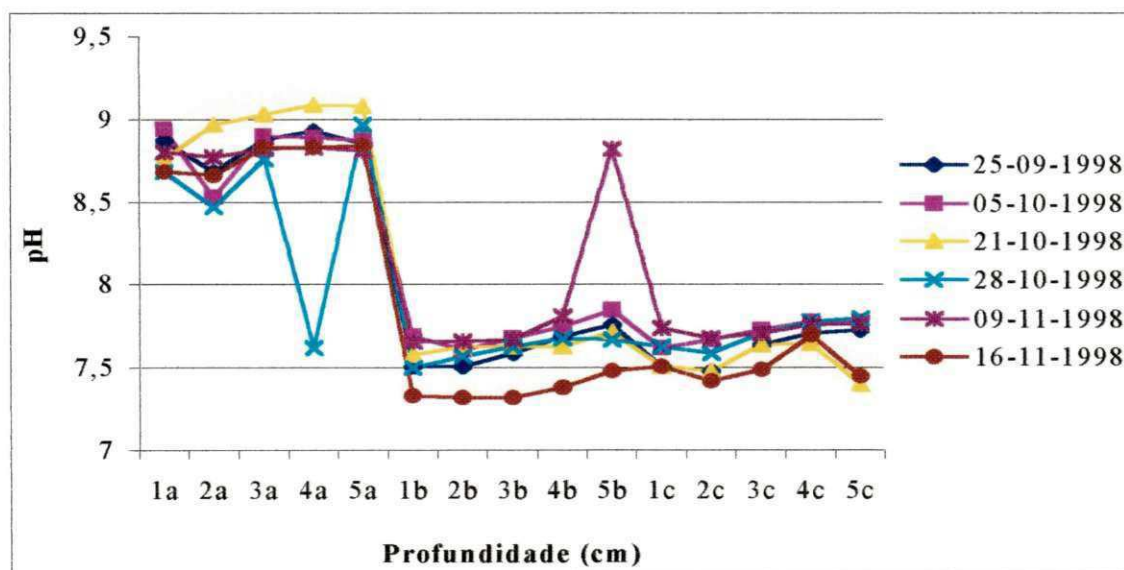
profundas. Nos níveis 50(B) e 200(C) cm os valores de pH foram mantidos próximos de 7,5, como ocorreu pela manhã. O valor de pH tendeu a diminuir, pois nas camadas mais profundas não há penetração de radiação solar, ocorrendo a inibição da fotossíntese e, conseqüentemente, a manutenção do pH próximo do neutro. Isto também pode ser atribuído ao processo de degradação da matéria orgânica e respiração microbiana aumentando as concentrações de gás carbônico, assim como ácidos voláteis os quais contribuem para a diminuição de pH.

Durante o período da tarde (13h 30min), altos valores de pH foram sempre acompanhados por elevadas concentrações de oxigênio dissolvido associadas as mais elevadas concentrações de clorofila "a". No entanto, no período da manhã (6h 30min), em todo os níveis 5, 50 e 200 cm e nas camadas mais profundas à tarde, não foi observada esta associação, pois nesses pontos e níveis, apesar da relativamente alta concentração de clorofila "a" não houve elevação de oxigênio dissolvido (concentrações praticamente nulas) nem elevação do pH. Altas concentrações de clorofila "a" podem coexistir com relativamente baixos valores de oxigênio dissolvido e pH em situações onde o oxigênio produzido por fotossíntese é respirado imediatamente pela comunidade microbiana. Por outro lado, em algumas situações muito particulares, por exemplo, períodos de elevada insolação, podem-se observar valores elevados de pH e OD em níveis da massa líquida de lagoas facultativas primárias (particularmente próximo à superfície) simultaneamente com concentrações baixa de clorofila "a". Isto, pode ser atribuído ao fato que quando as algas se afastam das camadas superficiais, devido a alta insolação deixam vestígios de sua permanência junto à superfície, ou seja, as algas deixam camadas ricas em oxigênio e íons hidroxila, fenômeno este também observado por (Guimarães, 1986).

As variações de pH observadas na lagoa F29, provida de chicanas, foram compatíveis com aquelas observadas por Guimarães, (1986), em lagoas sem chicanas, indicando que as chicanas não exerceram influência visível no comportamento do pH ao longo da profundidade da massa líquida de lagoas facultativas primárias profundas.



**Figura 4.5** - Variação espaço-temporal das concentrações de pH obtidas na monitoração da massa líquida da lagoa F29, (manhã-6h 30min), do sistema XXI localizado na EXTRABES Campina Grande - PB.



**Figura 4.6** - Variação espaço-temporal das concentrações de pH obtidas na monitoração da massa líquida da lagoa F29, (à tarde-13h 30min), do sistema XXI localizado na EXTRABES - Campina Grande - PB.

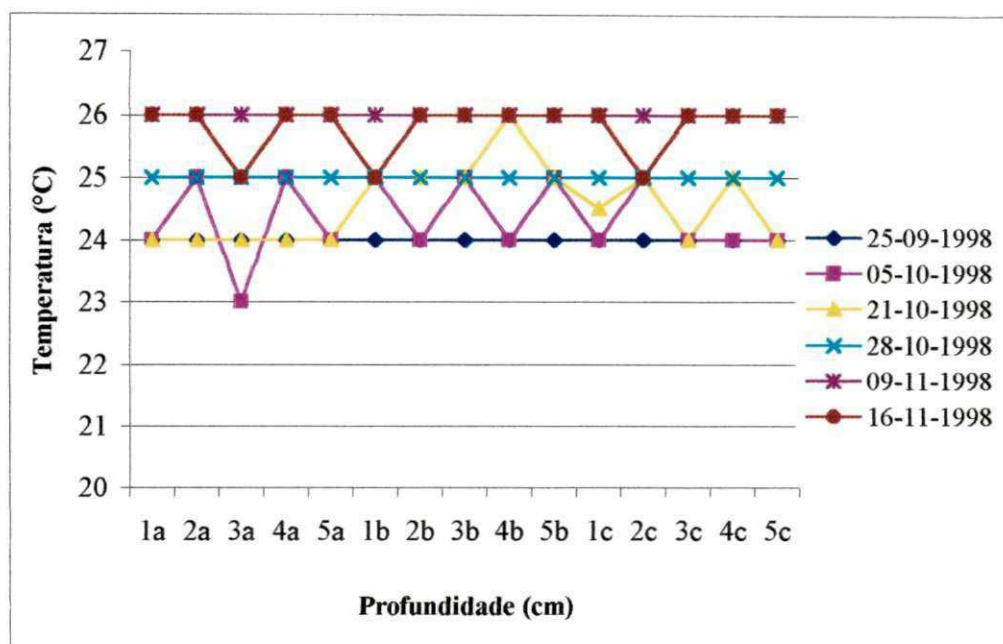
#### 4.1.4 - Temperatura

As Figuras 4.7 e 4.8 mostram as variações de temperatura observadas nos períodos manhã às 6h 30min e à tarde 13h 30min. Pela manhã, Figura 4.7, foi observada uma temperatura variando na faixa de 23 a 26 °C.

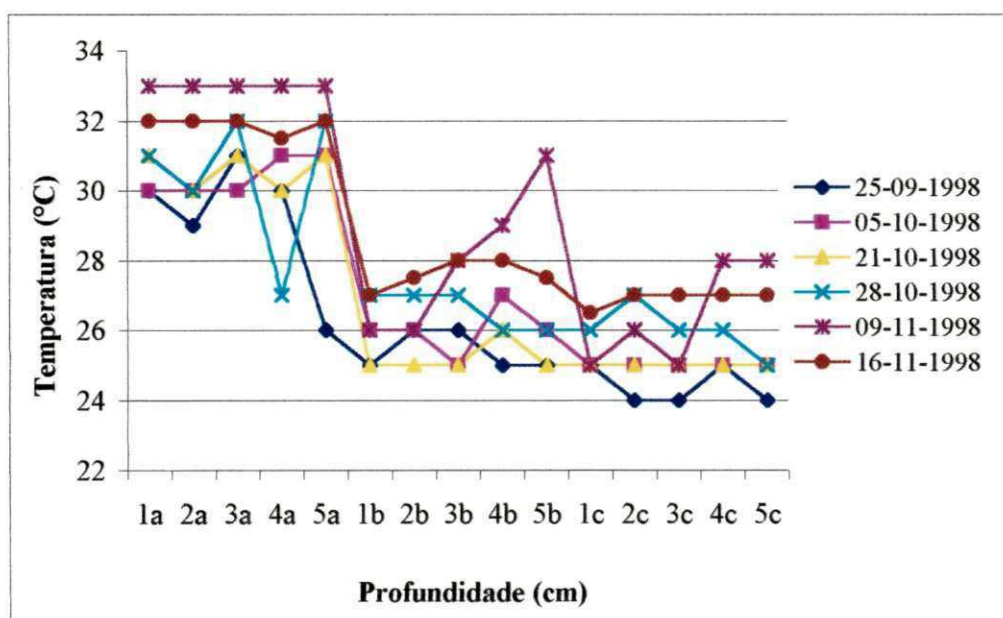
Quanto à tarde, as variações de temperatura se comportaram diferentemente daquilo que aconteceu pela manhã. Houve um acentuado aquecimento de toda a superfície da lagoa e que se refletiu nos diferentes níveis na massa líquida foram observadas grandes variações de temperatura ao longo da coluna líquida da lagoa cujo valor máximo foi, durante todo período experimental, de 33 °C e o mínimo de 24 °C. As maiores elevações de temperatura ocorreram no nível mais próximo da superfície (5 cm) e flutuaram entre 27 – 33 °C, devido ao aumento da temperatura do ar e à maior penetração de raios infravermelhos,  $\lambda > 700$  nm, na superfície da lagoa. Nos níveis mais profundos também ocorreu variações na temperatura entre 24 – 28 °C, porém com um gradiente menor, pois a energia calorífica tende a se extinguir com a profundidade do corpo aquático.

A Figura 4.8 mostra, também, que, nas horas de iluminação mais intensa, à apresentou uma acentuada estratificação térmica, com gradientes de temperatura de 3,5 °C entre os níveis 5 e 50 cm e de 1 °C entre os níveis 50 e 200 cm. Caracterizando, um gradiente de temperatura desde a superfície até o fundo de 4,5 °C.

Foi visto que as maiores temperaturas ocorreram na camada superficial, nível A (5 cm), e os níveis restantes B e C (50 e 200 cm) praticamente ficaram uniformes. Caracterizando que, 75% da massa de água da lagoa era constituído de uma camada predominantemente anaeróbia, neutra e relativamente fria.



**Figura 4.7-** Variação espaço-temporal das concentrações de tempratura obtidas na monitoração da massa líquida da lagoa F29, manhã (6h30min), do sistema XXI localizada na EXTRABES.



**Figura 4.8-** Variação espaço-temporal das concentrações de tempratura obtidas na monitoração da massa líquida da lagoa F29, à tarde (13h30min), do sistema XXI localizada na EXTRABES.

#### 4.1.5 - Sulfeto total

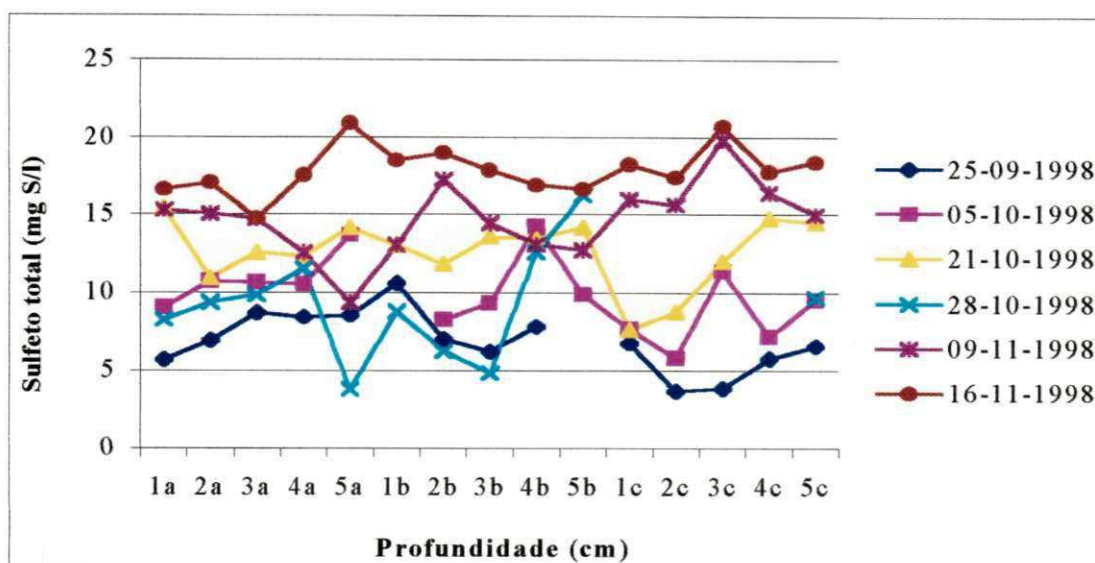
As Figuras 4.9 e 4.10, ilustram as variações das concentrações de sulfeto total em três níveis, ao longo da coluna líquida da lagoa F29.

Conforme a Figura 4.9 manhã 6h 30min, pode ser observado que as concentrações de sulfeto total variaram na faixa 3,8 – 21,0 mg S/l. As maiores concentrações ocorreram no dia 16/11/98, atingindo valores máximos acima de 18,0 mg S/l, enquanto que as menores concentrações foram verificadas no dia 28/10/98, com valor máximo de 16,50 mg S/l, no ponto 5, a uma profundidade de 50 cm e um valor mínimo de 3,8 mg S/l nesse mesmo ponto, mas na camada superficial da lagoa (5 cm). Mais de 77% das 84 medidas de sulfeto total registradas em todo o experimento foram acima de 8,0 mg S/l, podendo observar problemas de inibição para as algas, (Gloyne e Espino, 1969 e Mara e Pearson, 1986).

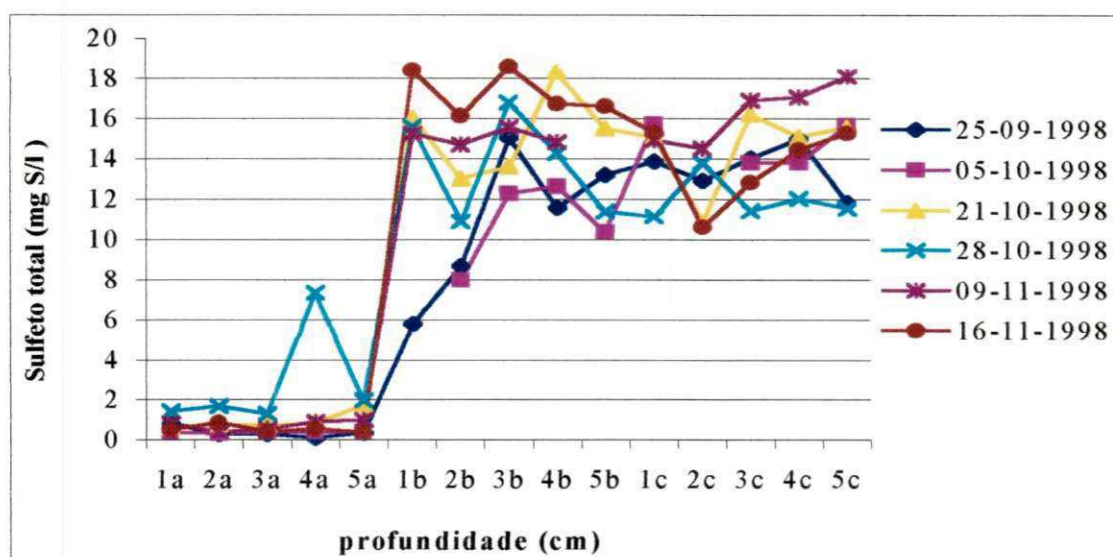
Quanto ao período da tarde (Figura 4.10), as concentrações de sulfeto total na camada superficial diminuíram, atingindo valores abaixo de 2 mg S/l com exceção do ponto 4 com concentração de 7,36 mg S/l, podendo ter isso ocorrido devido à influência da camada de espuma que, ocasionalmente, era empurrada pelo vento para as proximidades desse ponto. A camada de espuma é um depósito anaeróbio rico em material orgânico onde formas oxidadas de enxofre, sofrem processos de redução bioquímica, a exemplo da redução dissimilatória de sulfato (eq. 2. 1), aumentando, assim, a concentração de sulfeto total neste ponto. A diminuição gradual que ocorreu nas concentrações de sulfeto total na camada mais superficial (5 cm) pode ser atribuída a fatores como a reação espontânea com o excesso de oxigênio dissolvido, passando o sulfeto para enxofre elementar. Também, pode ser atribuída a uma ação oxidativa anterior (ao longo do período da manhã) de bactérias anaeróbias coloridas pertencentes ao ciclo do enxofre (verdes e púrpuras) que são fotossintéticas anoxigênicas as quais convertem o sulfeto para enxofre elementar. Cianobactérias, também, estão envolvidas na

oxidação de sulfeto, convertendo-o aerobiamente para enxofre elementar. Além disso, pode estar associada a outros mecanismos bioquímicos, especialmente aqueles catalisados por gêneros de bactérias incolores do enxofre como espécies de *Thiobacillus*, que, em seu metabolismo, promovem a oxidação (predominantemente aeróbia) de enxofre reduzido para outras formas mais oxidadas. O gênero *Thiobacillus* utiliza o sulfeto dando como produto final o sulfato. Já nos níveis mais profundos (50 – 200 cm), foram verificadas elevadas concentrações de sulfeto total, sendo a mínima de 10,60 mg S/l e a máxima de 18,0 mg S/l. O aumento das concentrações de sulfeto total deve ser atribuído principalmente ao processo de redução dissimilatória de sulfato (ou outros compostos de enxofre) para sulfeto, pois, nessas camadas, as condições eram propícias à proliferação de bactérias redutoras de sulfato, com a conseqüente produção de sulfeto. Mais de 70% das 58 medidas de sulfeto total registradas, às 13h 30min, nas camadas mais profundas (50 e 200m), apresentaram concentrações acima de 13,0 mg S/l.

Dessa forma, em toda a coluna líquida, ocorreu a presença de enxofre predominantemente na forma de sulfeto total e que as menores concentrações ocorreram na camada superficial da lagoa e as maiores nas camadas mais profundas (50 – 200 cm). Isto, é uma conseqüência da predominância de anaerobiose na lagoa F29. Foi observado que esta realmente, apresentou comportamento típico de uma lagoa facultativa primária, submetida a elevadas cargas orgânicas, funcionando anaerobicamente.



**Figura 4.9** - Variação espaço-temporal das concentrações de sulfeto total obtidas na monitoração da massa líquida da lagoa F29, (manhã-6h 30min), do sistema XXI localizado na EXTRABES – Campina Grande - PB.



**Figura 4.10** - Variação espaço-temporal das concentrações de sulfeto total obtidas na monitoração da massa líquida da lagoa F29, (à tarde-13h 30min), do sistema XXI localizado na EXTRABES – Campina Grande - PB.

#### 4.1.6 Gás Sulfídrico

As Figuras 4.11 e 4.12, ilustram as variações das concentrações de gás sulfídrico em cinco e nos três níveis da coluna líquida da lagoa F29.

No período da manhã, conforme ilustra a Figura 4.11, foi observada em todo o experimento a faixa de concentrações entre 0,1 e 3,0 mg S/l, sendo que as menores concentrações ocorreram na camada superficial da lagoa (5 cm), enquanto que as maiores dominaram nos níveis mais profundos (50 – 200 cm), predominantemente anaeróbios.

Na amostragem de 13h 30min, as concentrações no nível superficial (5 cm) foram praticamente nulas, com exceção do ponto 4, uma única vez, com valor de 1,67 mgS/l. Já nos níveis mais profundos (50 – 200 cm) ocorreu um aumento e as concentrações se situaram na faixa 1,20 – 4,0 mg S/l. Esta tendência de aumento nas concentrações de gás sulfídrico nas camadas mais profundas, predominantemente anaeróbias, de fato, foi devida à formação de gás sulfídrico principalmente da decomposição de compostos orgânicos e redução biológica de sulfato, e, eventualmente, outras formas de enxofre que podem ter sido reduzidas em condições anaeróbias.

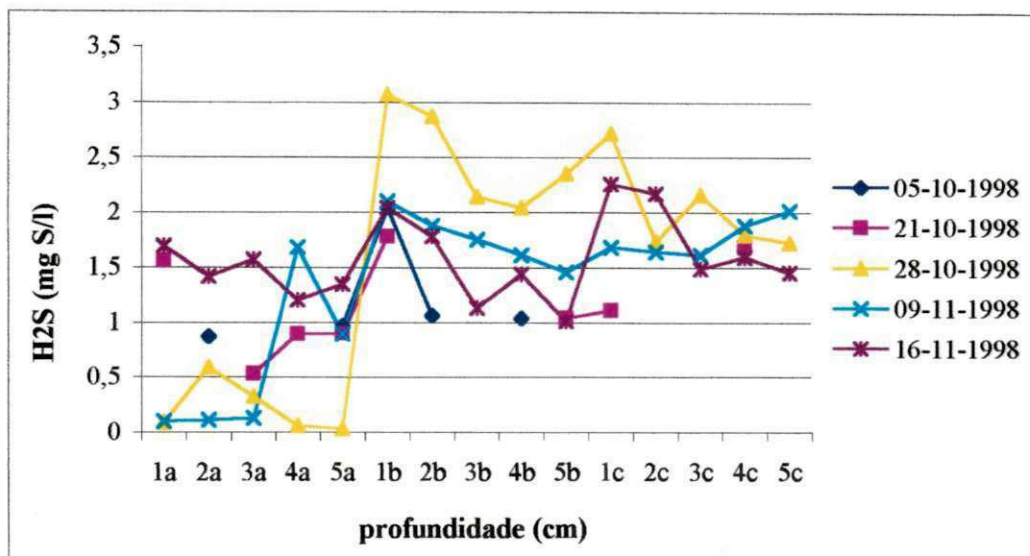
Essas concentrações de gás sulfídrico são responsáveis pela evolução de maus odores, principalmente as medidas pela manhã (6h 30min) na camada superficial. Os resultados das concentrações de gás sulfídrico, obtidos neste trabalho, demonstram que a lagoa F29 apresenta características de uma lagoa facultativa primária na qual é notável a ocorrência de exalação de odores desagradáveis. Lagoa facultativa, porque há ocorrência de oxigênio dissolvido, mas é predominantemente anaeróbia (ou anóxica). Tudo isto em decorrência da carga orgânica superficial aplicada (nas vizinhanças da máxima recomendável para lagoa facultativa na região do experimento) mas também influenciada pela elevada profundidade.

Tipicamente, as concentrações de gás sulfídrico ( $H_2S$ ) medidas são responsáveis pela exalação de odores. E, dependendo das concentrações, o gás sulfídrico também responde por toxicidade para o homem e outros seres vivos. A liberação desses odores para a atmosfera provoca sérios problemas de saúde, irritação dos olhos, nariz e

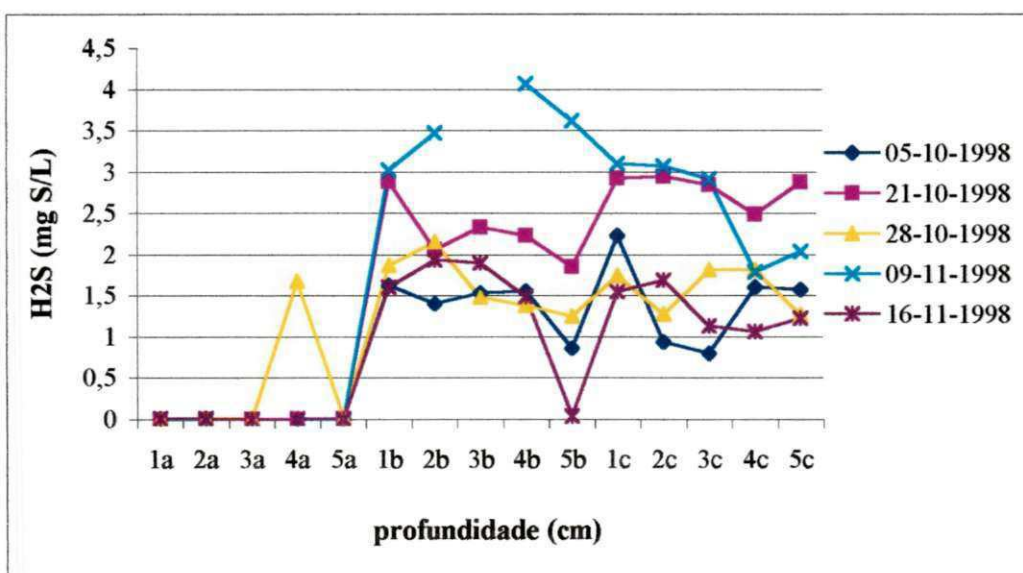
dores de cabeça, segundo Bowker *et al.* (1989), e, a partir de 100 ppm (teor em volume de  $H_2S$  no ar) há perda da capacidade olfativa (os nervos são paralisados em 15 minutos) e nenhum odor é detectado. Concentrações superiores a 300 ppm com permanência de até duas horas, podem levar o homem à morte.

No caso particular das algas, concentrações elevadas de sulfeto podem inibir a sua atividade fotossintética. Pearson *et al.* (1987) demonstraram que as algas mais sensíveis são, em ordem decrescente: *Euglena*, *Scenedesmus*, *Chlorella* e *Chlamydomonas*. Esses autores afirmam que, após o contato com elevadas concentrações de sulfeto, as algas levam algum tempo para reativar a atividade fotossintética e que o restabelecimento é tanto mais lento quanto maior tiver sido o tempo de contato com o sulfeto. Estudos realizados com lagoas facultativas primárias, na EXTRABES (Guimarães, 1986, de Oliveira, 1990), demonstraram que o gênero *Chlamydomonas* é predominante nesse tipo de lagoa. Portanto, o sulfeto pode influenciar a especiação de algas em ambientes aquáticos.

Neste trabalho, pode ser constatado que as condições de anaerobiose foram predominantes na massa líquida da lagoa facultativa analisada, levando à ocorrência de concentrações grandes de sulfeto decorrentes das reações de redução dissimilatória de sulfato e dessulfuração, por exemplo. Concentrações relativamente altas de sulfeto dissolvido associadas a valores de pH neutros ou predominantemente ácidos contribuem para a ocorrência de concentrações significativas de gás sulfídrico. Assim, a evolução de gás sulfídrico e a conseqüente produção de odores podem se tornar ofensivas ao senso estético de moradores das proximidades o que recomendaria a instalação desse tipo de reator o mais afastado possível das residências.



**Figura 4.11** -Variação espaço-temporal das concentrações de gás sulfídrico obtidas na monitoração da massa líquida da lagoa F29, (manhã-6h30min), do sistema XXI localizado na EXTRABES – Campina Grande - PB.



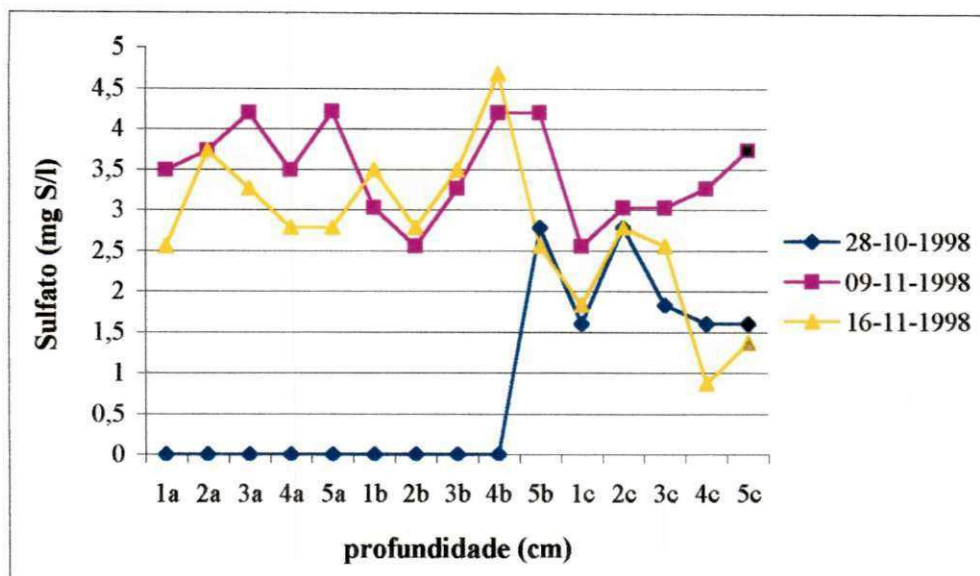
**Figura 4.12** -Variação espaço-temporal das concentrações de gás sulfídrico obtidas na monitoração da massa líquida da lagoa F29, (à tarde -13h30min), do sistema XXI ocalizado na EXTRABES – Campina Grande - PB.

#### 4.1.7 – Sulfato

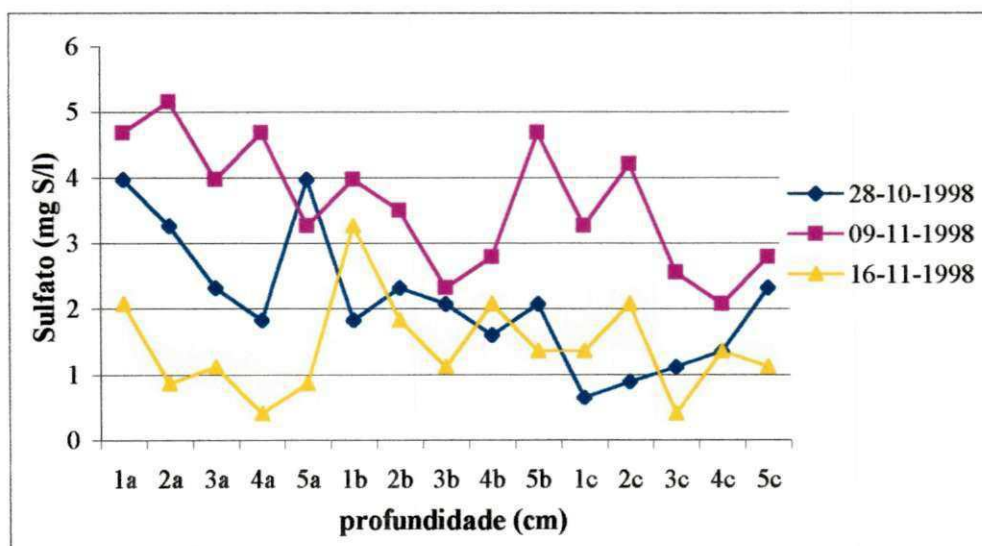
Conforme ilustrado nas Figuras 4.13 e 4.14, as concentrações de sulfato ao longo de toda a coluna líquida, períodos manhã e tarde, predominaram no intervalo 0,0 – 5,15 mg S/l.

Às 6h 30min (Figura 4.13), as maiores concentrações ocorreram no dia 09/11/98, sendo bastante próximas em todos os níveis com uma pequena tendência de aumento no nível 5 cm, enquanto que no dia 28/10/98 as concentrações foram menores, podendo ser observado, também, que as concentrações de sulfato foram nulas nos níveis (A – B) com exceção do ponto 5B tendo valor 2,78 mg S/l.

Às 13h 30min, ocorreu pouca variação ao longo da coluna líquida, as concentrações mais elevadas ocorreram no dia 09/11/98, situando-se na faixa entre 2,07 e 5,15 mg S/l e, para as duas outras datas, as menores concentrações ocorreram a 200 cm de profundidade; esse decréscimo pode ser uma consequência da redução dissimilatória de sulfato dando como produto sulfeto, num ambiente no qual condições de anaerobiose foram predominantes. As concentrações de sulfato, observadas neste trabalho, as quais se situaram na faixa 0,0 – 5,15 mg S/l foram compatíveis com aquelas obtidas por Ferreira (1988) e de Oliveira (1990) estudando a massa líquida de uma lagoa anaeróbia e uma facultativa secundária.



**Figura 4.13** -Variação espaço-temporal das concentrações de sulfato obtidas na monitoração da massa líquida da lagoa F29, (manhã-6h30min), do sistema XXI localizado na EXTRABES – Campina Grande - PB.



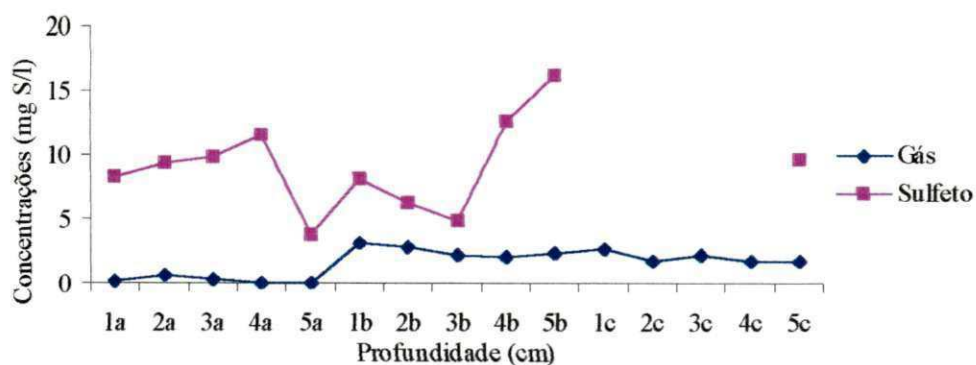
**Figura 4.14** -Variação espaço-temporal das concentrações de sulfato obtidas na monitoração da massa líquida da lagoa F29, (à tarde-13h30min), do sistema XXI localizado na EXTRABES – Campina Grande - PB.

## **4.2 Relação entre as concentrações de gás sulfídrico e sulfeto total na coluna líquida da lagoa**

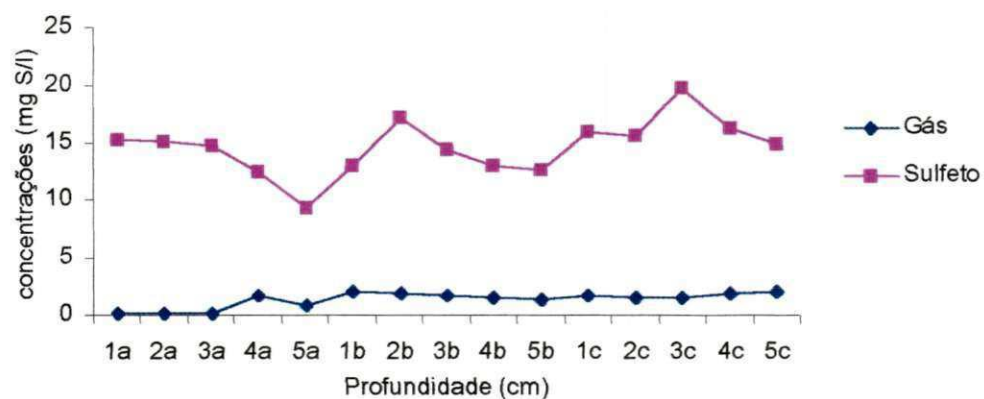
As Figuras 4.15 a 4.21, apresentam, em conjunto, as variações das concentrações de sulfeto total e gás sulfídrico, podendo ser observado que, embora, as concentrações do primeiro sejam sempre superiores às do segundo, a relação entre elas não é homogênea para todos os pontos e níveis, ao longo do período experimental. Por exemplo, no dia 28/10/98, pode ser observado que, no nível A, às 6:30h (Figura 4.15), ocorreram grandes concentrações de sulfeto total, até maiores do que as concentrações que ocorreram no nível B, mas isso não correspondeu a elevadas concentrações de gás sulfídrico, isso porque, de fato, as concentrações de gás sulfídrico têm, basicamente, relação com o sulfeto que está dissolvido, com o pH, bem como com a condutividade e a temperatura. Nos níveis B e C, as concentrações de gás sulfídrico tenderam a aumentar, tanto devido ao conjunto de fatores referidos como, possivelmente, a ações bioquímicas distintas.

No dia 09/11/98 (Figura 4.16), pode ser observada, também, uma tendência de uniformidade nas concentrações de sulfeto total e um baixo nível nas concentrações de gás sulfídrico no nível A e concentrações um pouco maiores de gás sulfídrico nos níveis B e C, mas isso não tem relação direta com o teor de sulfeto total. Na data 16/11/98 (Figura 4.17), pode ser observada uma certa uniformidade nas concentrações tanto de sulfeto total como de gás sulfídrico, não ocorrendo uma diminuição acentuada no nível A.

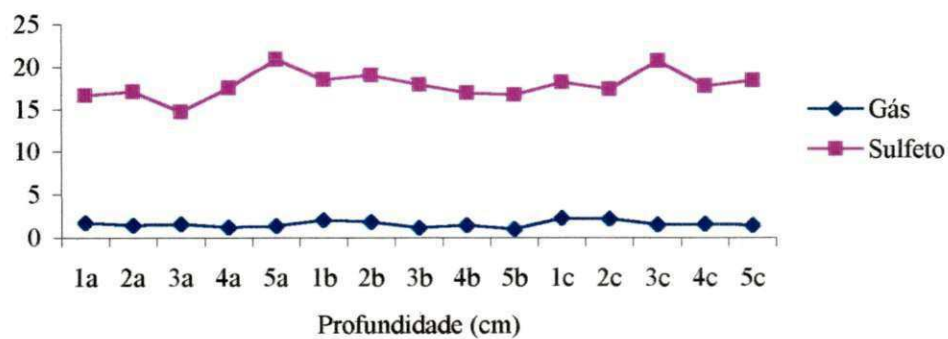
No período da tarde, conforme as Figuras 4.18 a 4.21, pode ser observada uma maior tendência de proporcionalidade entre as concentrações de gás sulfídrico e sulfeto total, particularmente nos níveis B e C nos quais predominaram as mais elevadas concentrações de sulfeto total. À tarde, as concentrações de gás sulfídrico no nível A foram baixas o suficiente para que não ocorresse exalação sensível de odores na lagoa, devida a gás sulfídrico, apesar da presença de sulfeto total.



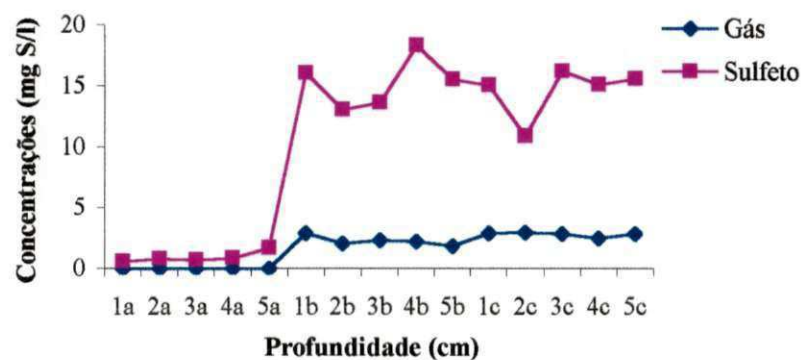
**Figura 4.15**-Relação entre as concentrações de sulfeto total e gás sulfídrico, 28/10/98, manhã.



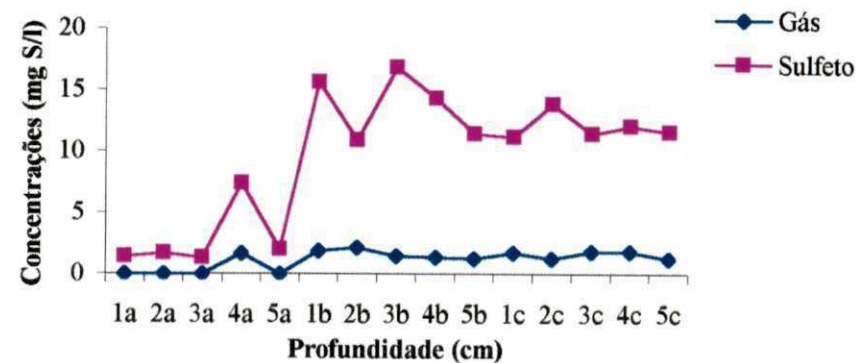
**Figura 4.16**-Relação entre as concentrações de sulfeto total e gás sulfídrico, 09/11/98, manhã



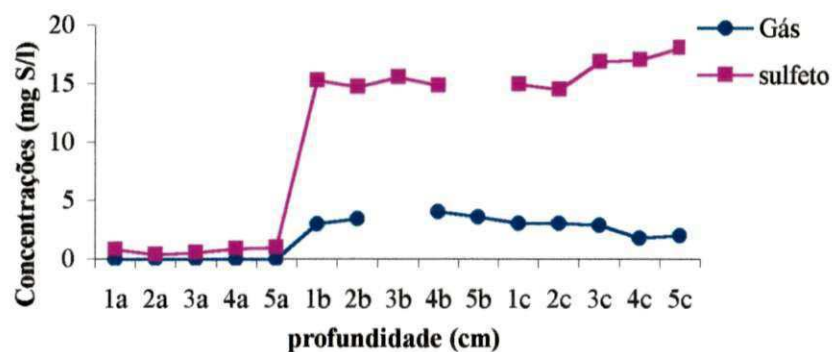
**Figura 4.17** -Relação entre as concentrações de sulfeto total e gás sulfídrico, 16/11/98, manhã



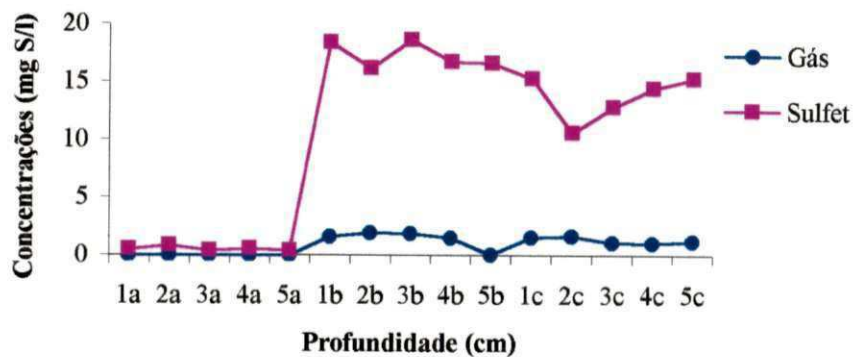
**Figura 4.18** -Relação entre as concentrações de sulfeto total e gás sulfídrico, na data 21/10/98, à tarde.



**Figura 4.19** - Relação entre as concentrações de sulfeto total e gás sulfídrico, na data 28/10/98, à tarde.



**Figura 4.20** - Relação entre as concentrações de sulfeto total e gás sulfídrico, na data 09/11/98, à tarde.



**Figura 4.21** - Relação entre as concentrações de sulfeto total e gás sulfídrico, na data 16/11/98, à tarde.

#### 4 - 3 Estudo das matrizes de correlação

No estudo de correlações, foram considerados os parâmetros OD, clorofila "a", temperatura, pH, sulfeto total, gás sulfídrico e sulfato, acha-se resumido nas matrizes de correlação são apresentadas nas Tabelas 4.1 a 4.9. As porcentagens dos coeficientes de correlação significantes a um nível de significância  $\alpha = 0,05$ , variaram de 66,7% a 85,7% para o dados das amostras coletadas às 6h 3minh, de 81 a 100%, para o dados obtidos às 13h 30min, de 71,4 a 95% no estudo de correlação procedido para o conjunto dos dados dos níveis A, B e C, obtidos de manhã e à tarde. Para a análise destes parâmetros foi dada maior atenção aos dados de oxigênio dissolvido que caracterizam o estado de aerobiose/anaerobiose da massa líquida da lagoa.

Entre os parâmetros OD e clorofila "a" pode ser observado (Tabelas 4.1 a 4.3) que, pela manhã, ocorreu uma correlação significativa e negativa, em todos os níveis. Isso significa que a variação da biomassa de algas, em termos de clorofila "a", não correspondeu diretamente à distribuição de oxigênio dissolvido (de fato, estas concentrações foram praticamente nulas). Às 13h 30min (Tabelas 4.4 a 4.6), houve significância, positiva nos níveis A e C, o que indica que às concentrações crescentes de biomassa de algas corresponderam aumentos nas concentrações de oxigênio dissolvido e vice-versa. No entanto, deve ser enfatizado que no nível C as concentrações de OD foram muito baixas, a exemplo do que ocorreu às 6:30h em todos os níveis, o que pode levar à conclusão de que, embora significativa, a correlação pode ter ocorrido acidentalmente. À tarde no nível A, o coeficiente de correlação revela que houve associação direta entre as concentrações de clorofila "a" e de oxigênio dissolvido, o que pode ser atribuída ao estabelecimento de um franco processo de produção da biomassa associado a concentrações também crescentes de oxigênio fotossintético. De fato, no início da tarde, lagoas facultativas primárias, em vista da disponibilidade abundante de luz e nutrientes, tornam-se ambientes excelentes para o desenvolvimento do fitoplâncton. Isto pode justificar, também, a correlação positiva existente para o conjunto dos dados (manhã e

tarde) do nível A, (Tabela 4.7). As Tabelas 4.8 e 4.9 demonstram que a correlação foi significativa mas negativa nos níveis B e C, o que, ao longo desta apresentação, ficou evidenciado como característico de ambientes pouco aeróbios, como é o caso de todos os níveis pela manhã e dos níveis B e C à tarde (13h 30min).

Para os parâmetros OD e pH, (Tabelas 4.1 a 4.3) demonstram que, nas amostras das 6h 30min, não ocorreu nenhuma correlação significativa nos três níveis analisados. À tarde, Tabelas 4.4 a 4.6, pode ser observado que não houve significância no nível C, mas ocorreu nos níveis A e B, sendo, no nível A, o coeficiente de correlação positivo, pois as mais altas concentrações de OD, foram associadas aos elevados valores de pH, devido à atividade fotossintética das algas. A maior produção de oxigênio foi decorrente de uma maior fotossíntese, associada a um maior consumo de  $\text{CO}_2$ , com conseqüente liberação de íons hidroxila que promove a elevação do pH. Já no nível B, a correlação existente entre esses parâmetros ocorreu de forma negativa, implicando que num ambiente pouco aeróbio, onde a respiração da biota pode ser expressiva o bastante, determinando a diminuição do pH pelo acúmulo de  $\text{CO}_2$ . Este comportamento também foi observado para o conjunto de dados (manhã e tarde), cujas matrizes são mostradas nas Tabelas 4.7 a 4.9, onde também ocorreu uma correlação negativa significativa no nível C.

As Tabelas 4.1 a 4.3, demonstram que, às 6h 30min, ocorreu correlação significativa negativa entre os parâmetros OD e temperatura nos níveis B e C apesar da lagoa apresentar condições predominantemente anaeróbias na maior parte da massa líquida. Embora válida matematicamente, a correlação não parece assumir significado físico importante. Nas Tabelas 4.4 a 4.6 (13h 30min), a correlação entre esses parâmetros foi significativa e positiva, em todos os níveis. De fato houve uma associação direta, onde OD comumente tendeu a aumentar, na medida em que a temperatura se elevou. Este comportamento foi semelhante para o conjunto de dados (manhã e tarde). A solubilidade de espécies gasosas é inversamente relacionada com a temperatura. O aumento da concentração de oxigênio na massa líquida da lagoa, no entanto, não foi dependente da temperatura, em si, mas da fotossíntese do fitoplâncton que foi responsável pela

progressiva disponibilidade de oxigênio ao longo do tempo nas horas mais iluminadas e gradualmente mais quentes do ciclo diário.

Pode ser observado (Tabelas 4.1 a 4.3) que, entre os parâmetros OD e sulfeto total às 6h 30min, ocorreram correlações significativas negativas nos níveis B e C, o que indica que em um ambiente com concentrações de oxigênio que tendem a diminuir ou anular-se as concentrações de sulfeto total tendem a aumentar significativamente em decorrência do processo de redução bioquímica dissimilatória de enxofre e sulfato. Mas, às 13h 30min (Tabelas 4.4 a 4.6), ocorreram correlações significantes nos níveis A e C, sendo negativa no nível A, revelando que, às maiores concentrações de OD corresponderam mais baixas concentrações de sulfeto, pois ambiente predominantemente aeróbio promove a realização do processo de conversão de sulfeto, por meio de ação oxidativa e/ou por reação química espontânea com o oxigênio dissolvido, diminuindo as concentrações de sulfeto total. Para o nível C, a correlação se apresentou de forma positiva, ocorrendo um aumento nas concentrações de sulfeto total, embora não tenha sido observado um aumento sensível de oxigênio dissolvido devendo ser enfatizado que, de fato, as concentrações deste último se mantiveram baixas nesses níveis.

Para os parâmetros OD e gás sulfídrico (Tabelas 4.1 a 4.3), período manhã, apenas no nível C ocorreu correlação significativa negativa, apesar das concentrações de oxigênio dissolvido terem sido praticamente nulas, predominando as condições de anaerobiose. Conforme enfatizado anteriormente, essas condições propiciam o desenvolvimento de processos de redução dissimilatória de sulfato produzindo concentrações significantes de gás sulfídrico e, conseqüentemente, geração de odores. À tarde (Tabelas 4.4 a 4.6), houve significância nos níveis A e C de forma negativa. No nível C pode ter ocorrido o mesmo que aconteceu pela manhã. Para o nível A, as condições aeróbias, tanto inibiram o processo de redução dissimilatória do sulfato, como contribuíram para a oxidação do sulfeto dissolvido, diminuindo, assim, as concentrações de gás sulfídrico. As Tabelas 4.7 a 4.9, que apresentam as matrizes de correlação do

conjunto de dados (manhã e tarde), demonstram que as correlações existentes foram significativas e negativas para os níveis A e C, tendo isso já sido anteriormente justificado.

As matrizes de correlação para o OD e sulfato, mostradas nas Tabelas 4.1 a 4.3, demonstram a existência de significância positiva em todos os níveis. De fato, ocorreu uma associação direta entre esses parâmetros, pois no período da manhã, as baixas concentrações de oxigênio dissolvido corresponderam a pequenas concentrações de sulfato, em decorrência da redução dissimilatória. À tarde, conforme Tabelas 4.4 a 4.6, ocorreu correlação significativa negativa apenas no nível A. No âmbito matemático implica que as altas concentrações de oxigênio dissolvido não corresponderam necessariamente elevadas concentrações de sulfato. Aparentemente, isso não é fisicamente justificável, pois poderia ser esperado que ocorresse uma correlação positiva, visto que o ambiente (camada superficial, pela tarde) aeróbio pode possibilitar o processo de oxidação de sulfeto total para sulfato. No entanto, é importante notar que, num primeiro momento, e, isso possivelmente ocorre em lagoas facultativas primárias, o sulfeto é oxidado para o enxofre elementar e não para sulfato.

**Tabela 4.1** – Matriz correlação entre parâmetros físico-químicos e biológicos no nível A 5 cm, manhã (6h 30min), lagoa F29 localizada na EXTRABES Campina Grande - PB.

|                              | OD       | pH       | T       | CL"a"   | S <sup>-</sup> | H <sub>2</sub> S | SO <sub>4</sub> <sup>-</sup> |
|------------------------------|----------|----------|---------|---------|----------------|------------------|------------------------------|
| OD                           | 1        |          |         |         |                |                  |                              |
| pH                           | 0,0866   | 1        |         |         |                |                  |                              |
| T                            | -0,0539  | -0,4224* | 1       |         |                |                  |                              |
| CL"a"                        | -0,4213* | -0,0991  | 0,4776* | 1       |                |                  |                              |
| S <sup>-</sup>               | -0,0469  | 0,1066   | 0,4857* | 0,3424* | 1              |                  |                              |
| H <sub>2</sub> S             | 0,0233   | 0,2817*  | 0,0506  | 0,4338* | 0,5176*        | 1                |                              |
| SO <sub>4</sub> <sup>-</sup> | 0,2162*  | -0,8518* | 0,7155* | 0,1519* | -0,4754*       | -0,5492*         | 1                            |

\*significante ao nível  $\alpha = 0,05$

**Tabela 4.2** – Matriz correlação entre parâmetros físico-químicos e biológicos no nível B 50 cm, manhã (6h 30min), lagoa F29 localizada na EXTRABES Campina Grande - PB.

|                              | OD       | pH       | T        | CL "a"   | S <sup>=</sup> | H <sub>2</sub> S | SO <sub>4</sub> <sup>=</sup> |
|------------------------------|----------|----------|----------|----------|----------------|------------------|------------------------------|
| OD                           | 1        |          |          |          |                |                  |                              |
| pH                           | 0,0229   | 1        |          |          |                |                  |                              |
| T                            | -0,5850* | -0,0707  | 1        |          |                |                  |                              |
| CL "a"                       | -0,2720* | 0,3362*  | 0,2861*  | 1        |                |                  |                              |
| S <sup>=</sup>               | -0,3862* | 0,1813*  | 0,6173*  | 0,4476*  | 1              |                  |                              |
| H <sub>2</sub> S             | 0,0431   | -0,7552* | -0,0550  | -0,5078* | -0,4020*       | 1                |                              |
| SO <sub>4</sub> <sup>=</sup> | 0,1909*  | -0,507*  | -0,2068* | -0,2152* | -0,1789*       | 0,3744*          | 1                            |

\*significante ao nível  $\alpha = 0,05$

**Tabela 4.3** – Matriz correlação entre parâmetros físico-químicos e biológicos no nível C 200 cm, manhã (6h 30min), lagoa F29 localizada na EXTRABES Campina Grande - PB.

|                              | OD       | pH       | T        | CL "a"   | S <sup>=</sup> | H <sub>2</sub> S | SO <sub>4</sub> <sup>=</sup> |
|------------------------------|----------|----------|----------|----------|----------------|------------------|------------------------------|
| OD                           | 1        |          |          |          |                |                  |                              |
| pH                           | -0,07038 | 1        |          |          |                |                  |                              |
| T                            | -0,3460* | 0,2907*  | 1        |          |                |                  |                              |
| CL "a"                       | -0,6160* | 0,3167*  | 0,4736*  | 1        |                |                  |                              |
| S <sup>=</sup>               | -0,5151* | 0,4217*  | 0,8098*  | 0,6088*  | 1              |                  |                              |
| H <sub>2</sub> S             | -0,2214* | -0,2032* | -0,08714 | -0,4635* | 0,3461*        | 1                |                              |
| SO <sub>4</sub> <sup>=</sup> | 0,4848*  | -0,3320* | -0,07101 | -0,5233* | -0,3652*       | 0,1347*          | 1                            |

\*significante ao nível  $\alpha = 0,05$

**Tabela 4.4** – Matriz correlação entre parâmetros físico-químicos e biológicos no nível A 5 cm, à tarde (13h 30min), lagoa F29 localizada na EXTRABES Campina Grande - PB.

|                              | OD       | pH       | T        | CL "a"   | S <sup>=</sup> | H <sub>2</sub> S | SO <sub>4</sub> <sup>=</sup> |
|------------------------------|----------|----------|----------|----------|----------------|------------------|------------------------------|
| OD                           | 1        |          |          |          |                |                  |                              |
| pH                           | 0,2898*  | 1        |          |          |                |                  |                              |
| T                            | 0,6237*  | 0,4433*  | 1        |          |                |                  |                              |
| CL "a"                       | 0,2260*  | 0,1107*  | -0,1320* | 1        |                |                  |                              |
| S <sup>=</sup>               | -0,4597* | -0,786*  | -0,4633* | -0,2179* | 1              |                  |                              |
| H <sub>2</sub> S             | -0,4413* | -0,850*  | -0,6331* | -0,1783* | 0,9403*        | 1                |                              |
| SO <sub>4</sub> <sup>=</sup> | -0,5978* | -0,4166* | -0,6808* | -0,3887* | 0,4773*        | 0,3328*          | 1                            |

\*significante ao nível  $\alpha = 0,05$

**Tabela 4.5 – Matriz correlação entre parâmetros físico-químicos e biológicos no nível B 50 cm, à tarde (13h 30min), lagoa F29 localizada na EXTRABES Campina Grande - PB.**

|                               | OD       | pH       | T        | CL "a"   | S <sup>2-</sup> | H <sub>2</sub> S | SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> |
|-------------------------------|----------|----------|----------|----------|-----------------|------------------|-------------------------------|
| OD                            | 1        |          |          |          |                 |                  |                               |
| pH                            | -0,2930* | 1        |          |          |                 |                  |                               |
| T                             | 0,4291*  | 0,3916*  | 1        |          |                 |                  |                               |
| CL "a"                        | 0,083833 | 0,6882*  | 0,5516*  | 1        |                 |                  |                               |
| S <sup>2-</sup>               | -0,02057 | -0,3264* | 0,3943*  | -0,2448* | 1               |                  |                               |
| H <sub>2</sub> S              | -0,11208 | 0,4212*  | 0,2792*  | 0,5293*  | 0,1422*         | 1                |                               |
| SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> | 0,099146 | -0,360*  | -0,2251* | -0,3887* | -0,574*         | -0,5285*         | 1                             |

\*significante ao nível  $\alpha = 0,05$

**Tabela 4.6 – Matriz correlação entre parâmetros físico-químicos e biológicos no nível C 200 cm, à tarde (13h 30min), lagoa F29 localizada na EXTRABES Campina Grande PB.**

|                               | OD       | pH       | T        | CL a     | S <sup>2-</sup> | H <sub>2</sub> S | SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> |
|-------------------------------|----------|----------|----------|----------|-----------------|------------------|-------------------------------|
| OD                            | 1        |          |          |          |                 |                  |                               |
| pH                            | 0,1048   | 1        |          |          |                 |                  |                               |
| T                             | 0,2364*  | -0,0461  | 1        |          |                 |                  |                               |
| CL "a"                        | 0,1301*  | -0,0856  | 0,5506*  | 1        |                 |                  |                               |
| S <sup>2-</sup>               | 0,1221*  | 0,1798*  | 0,1862*  | 0,2807*  | 1               |                  |                               |
| H <sub>2</sub> S              | -0,1652* | -0,1216* | -0,3700* | -0,0105  | 0,2602*         | 1                |                               |
| SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> | 0,0766   | -0,0276  | 0,2380*  | -0,3965* | -0,5039*        | -0,6970*         | 1                             |

\*significante ao nível  $\alpha = 0,05$

**Tabela 4.7– Matriz correlação entre parâmetros físico-químicos e biológicos no nível A 5 cm, (manhã e tarde), lagoa F29 localizada na EXTRABES Campina Grande - PB.**

|                               | OD       | pH       | T        | CL "a"   | S <sup>2-</sup> | H <sub>2</sub> S | SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> |
|-------------------------------|----------|----------|----------|----------|-----------------|------------------|-------------------------------|
| OD                            | 1        |          |          |          |                 |                  |                               |
| pH                            | 0,8342*  | 1        |          |          |                 |                  |                               |
| T                             | 0,9034*  | 0,8717*  | 1        |          |                 |                  |                               |
| CL "a"                        | 0,4609*  | 0,4064*  | 0,3669*  | 1        |                 |                  |                               |
| S <sup>2-</sup>               | -0,8066* | -0,8334* | -0,8148* | -0,3796* | 1               |                  |                               |
| H <sub>2</sub> S              | -0,6182* | -0,6504* | -0,6570* | -0,2231* | 0,7575*         | 1                |                               |
| SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> | -0,11797 | -0,11421 | 0,105632 | -0,1395* | -0,2329*        | -0,1987*         | 1                             |

\*significante ao nível  $\alpha = 0,05$

**Tabela 4.8** – Matriz correlação entre parâmetros físico-químicos e biológicos no nível B 50 cm, (manhã e tarde), lagoa F29 localizada na EXTRABES Campina Grande - PB.

|                              | OD       | pH       | T       | CL "a"   | S <sup>=</sup> H <sub>2</sub> S | SO <sup>=</sup> <sub>4</sub> |
|------------------------------|----------|----------|---------|----------|---------------------------------|------------------------------|
| OD                           | 1        |          |         |          |                                 |                              |
| pH                           | -0,2939* | 1        |         |          |                                 |                              |
| T                            | 0,2410*  | -0,00482 | 1       |          |                                 |                              |
| CL "a"                       | -0,1450* | 0,5505*  | 0,3107* | 1        |                                 |                              |
| S <sup>=</sup>               | -0,08378 | -0,1479* | 0,5025* | 0,1302*  | 1                               |                              |
| H <sub>2</sub> S             | -0,04673 | 0,1355*  | 0,2465* | 0,1720*  | -0,08517                        | 1                            |
| SO <sup>=</sup> <sub>4</sub> | 0,2111*  | -0,3942* | -0,0644 | -0,2622* | -0,1660*                        | -0,1305*                     |

\*significante ao nível  $\alpha = 0,05$

**Tabela 4.9** – Matriz correlação entre parâmetros físico-químicos e biológicos no nível C 200 cm, (manhã e tarde), lagoa F29 localizada na EXTRABES Campina Grande - PB.

|                               | OD       | pH       | T        | CL "a"   | S <sup>2-</sup> H <sub>2</sub> S | SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> |
|-------------------------------|----------|----------|----------|----------|----------------------------------|-------------------------------|
| OD                            | 1        |          |          |          |                                  |                               |
| pH                            | -0,1530* | 1        |          |          |                                  |                               |
| T                             | 0,105031 | -0,1362* | 1        |          |                                  |                               |
| CL "a"                        | -0,3765* | 0,4075*  | 0,2325*  | 1        |                                  |                               |
| S <sup>2-</sup>               | -0,1923* | 0,0871   | 0,5476*  | 0,3412*  | 1                                |                               |
| H <sub>2</sub> S              | -0,1270* | -0,1759* | -0,2952* | -0,177*  | 0,1442*                          | 1                             |
| SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> | 0,060257 | 0,0462   | 0,0393   | -0,1888* | -0,4065*                         | -0,5166*                      |

\*significante ao nível  $\alpha = 0,05$

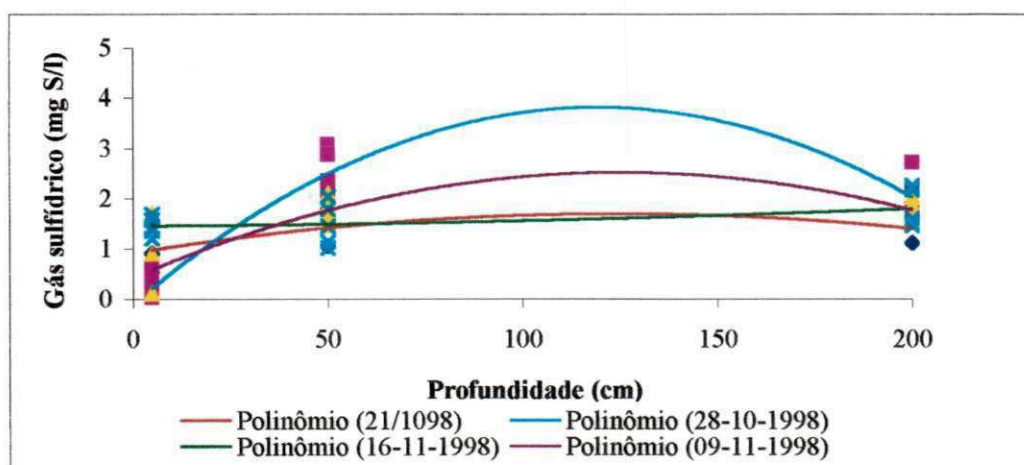
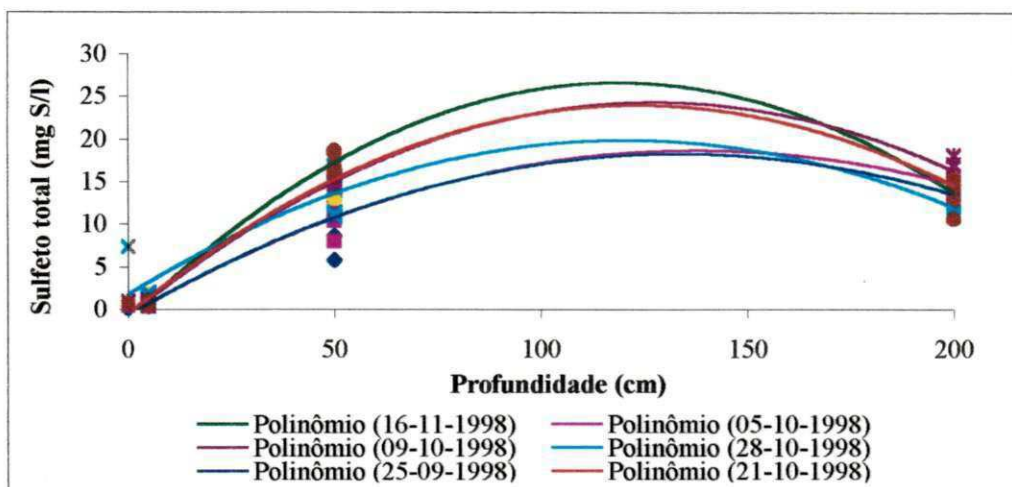
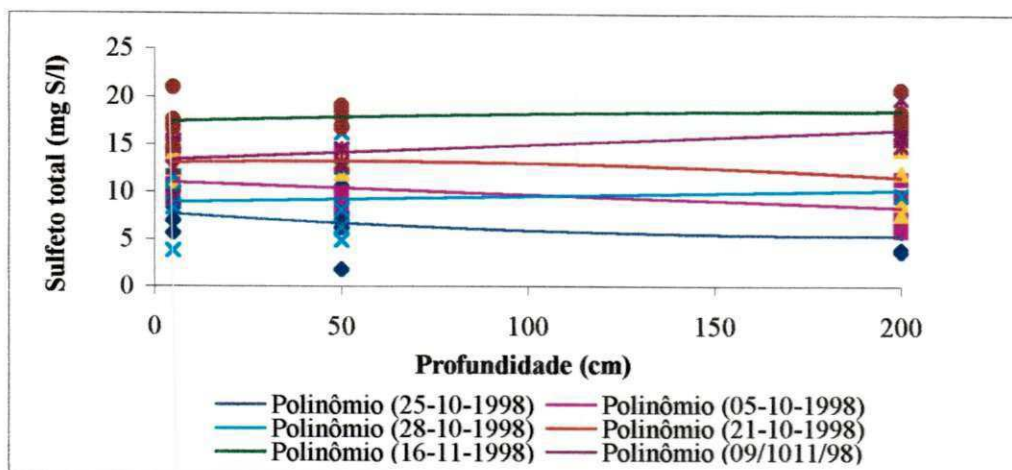
#### 4.4 – Análise de tendência

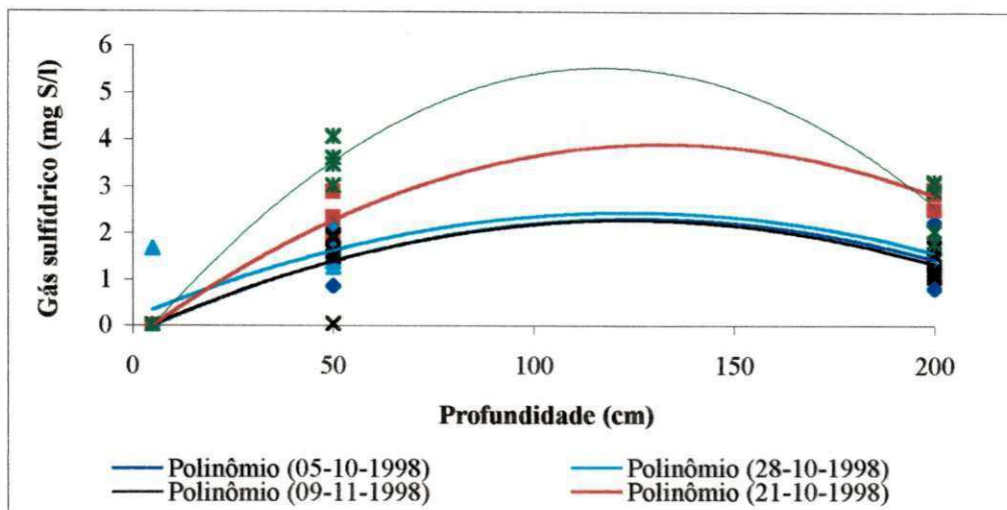
Foi aplicada análise de tendência para os dados de concentrações das diferentes espécies de enxofre (sulfeto total, gás sulfídrico e sulfato), com a finalidade de obter melhor interpretação da variação das concentrações desses parâmetros ao longo da profundidade da massa líquida. As Figuras 4.22 a 4.27 ilustram as melhores curvas de tendência para as concentrações de sulfeto total, gás sulfídrico e sulfato, ao longo de toda a coluna líquida da lagoa. Foram testados os modelos polinomial, exponencial e linear, sendo que as equações polinomiais do tipo  $y = ax^2 + bx + c$  foram as que melhor

definiram as tendências de variação das concentrações. As variações dos coeficientes (a, b e c) dos polinômios para cada espécie de enxofre estudada são mostrados na Tabela 4.10, assim como também os coeficientes de determinação ( $R^2$ ).

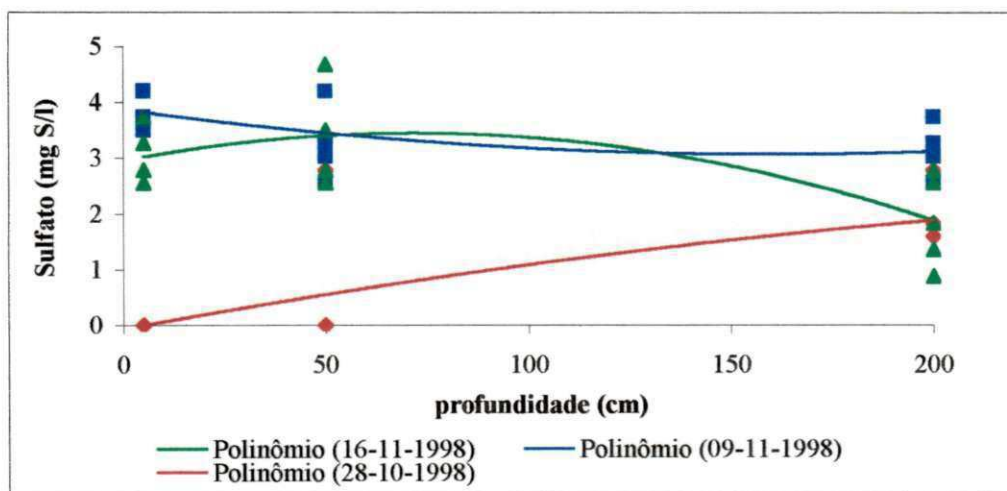
**Tabela 4.10**– Valores dos coeficientes polinomiais e de determinação ( $R^2$ ) das curvas de tendência para sulfeto total, sulfato e gás sulfídrico.

| PARÂMETROS     |       | EXPERIMENTO      |                   |
|----------------|-------|------------------|-------------------|
|                |       | Manhã            | Tarde             |
| SULFETO TOTAL  | a     | -7E-05 a 6E-05   | -0,002 a -0,001   |
|                | b     | -0,0253 a 0,0155 | -0,2805 a 0,4684  |
|                | c     | 7,7787 a 17,313  | -1,2503 a 1,7263  |
|                | $R^2$ | 0,093 a 0,335    | 0,136 a 0,982     |
| SULFATO        | a     | -1E-04 a 3E-05   | -2E-05 a 3E-05    |
|                | b     | -0,0101 a 0,0136 | -0,0101 a 0,0177  |
|                | c     | -0,0663 a 3,8739 | -0,0663 a 3,8717  |
|                | $R^2$ | 0,2688 a 0,5639  | 0,2681 a 0,5639   |
| GÁS SULFÍDRICO | a     | -5E-05 a 7E-06   | -0,0004 a -0,0001 |
|                | b     | 0,0004 a 0,0657  | 0,0366 a 0,1028   |
|                | c     | -0,1037 a 1,4439 | -0,5008 a -0,1646 |
|                | $R^2$ | 0,1946 a 0,8896  | 0,6312 a 0,9681   |

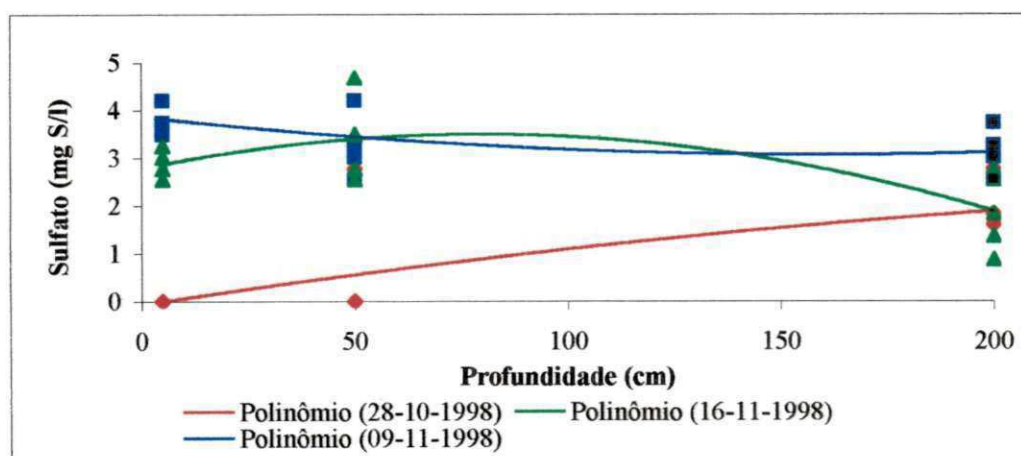




**Figura 4.25** - Curvas de tendência das concentrações de gás sulfídrico na massa líquida da lagoa F29, (à tarde -13h 30min) na EXTRABES Campina Grande PB.



**Figura 4.26** - Curvas de tendência das concentrações de sulfato na massa líquida da lagoa F29, (manhã -6h 30min) na EXTRABES Campina Grande PB.



**Figura 4.27** - Curvas de tendência das concentrações de sulfato na massa líquida da lagoa F29, (à tarde -13h 30min) na EXTRABES Campina Grande PB.

Foi analisada, também, a tendência de variação com base nas concentrações médias das espécies de enxofre nos diferentes níveis ao longo da profundidade durante o período experimental, sendo as curvas de tendência e as correspondentes equações polinomiais, são ilustradas nas Figuras 4.28 a 4.33. Conforme as Figuras 4.28 a 4.30, as quais ilustram as curvas de variação média de sulfeto total (tarde) e gás sulfídrico, (manhã e tarde), pode ser observado que a uma profundidade de 200 cm, junto a camada de lodo, as concentrações tenderam a ser menores do que a 50 cm de profundidade, sendo que o modelo prevê que as concentrações máximas devem ocorrer a meia profundidade da coluna líquida, comportamento semelhante ao que foi descrito por Nascimento (1998), em reservatório profundo de estabilização analisando sulfeto total. Por outro lado, na Figura 4.31, a curva de variação média de sulfeto total, manhã, apresentou-se de modo uniforme e as curvas de variação de sulfato, manhã (6h 30min) e tarde (13h 30min), Figuras 4.32 e 4.33, demonstraram que houve uma pequena tendência de diminuição, ao longo da profundidade da lagoa.

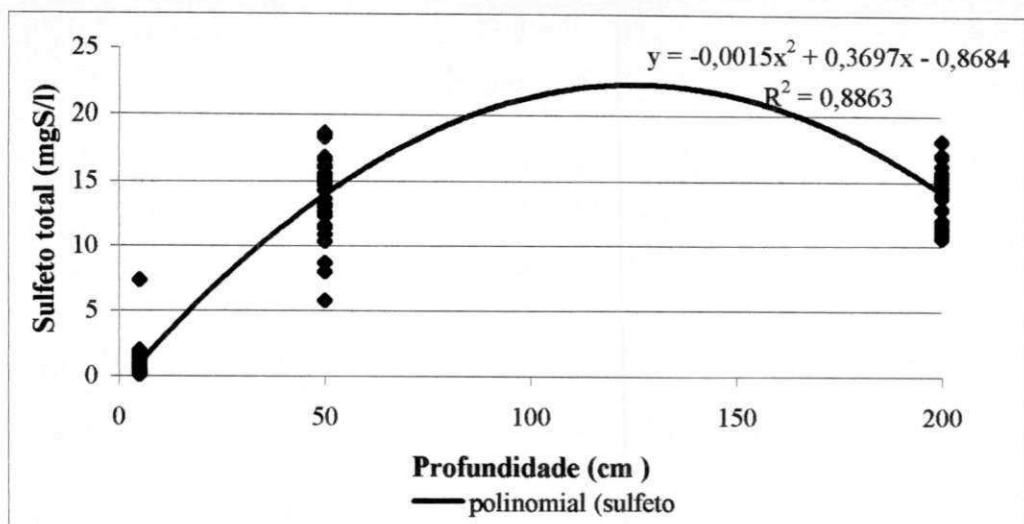


Figura 4.28 - Curva de tendência média da concentração de sulfeto total, à tarde.

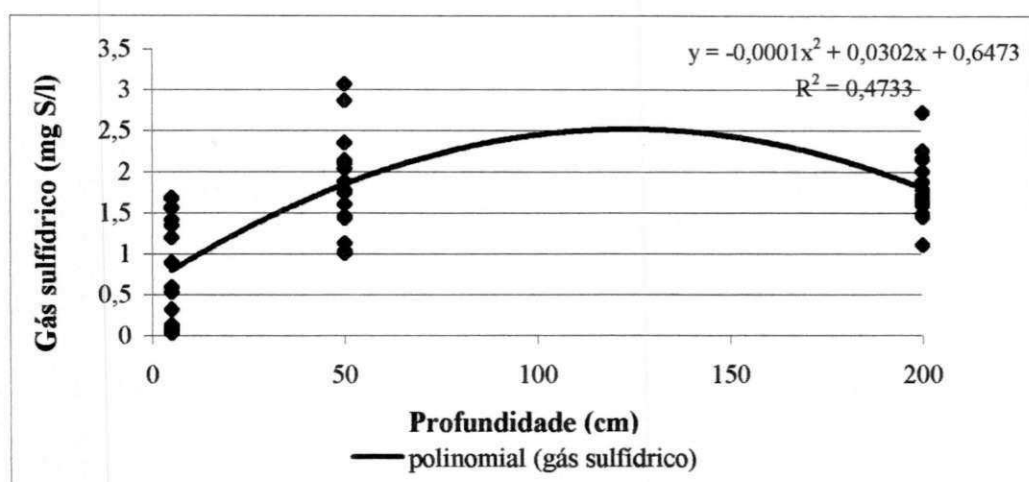


Figura 4.29- Curva de tendência média da concentração de gás sulfídrico, manhã.

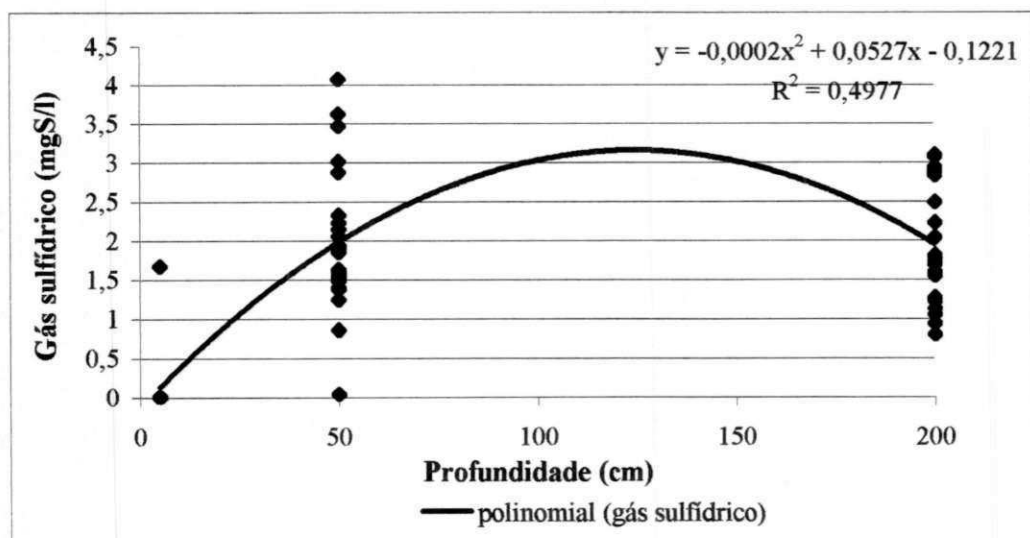


Figura 4.30 - Curva de tendência média da concentração de gás sulfídrico, à tarde.

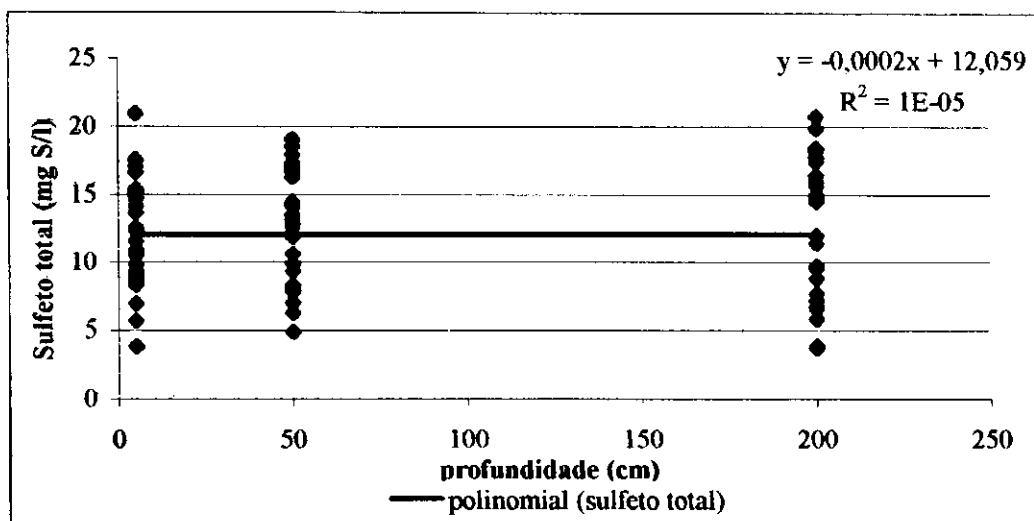


Figura 4.31- Curva de tendência média da concentração de sulfeto total, à tarde.

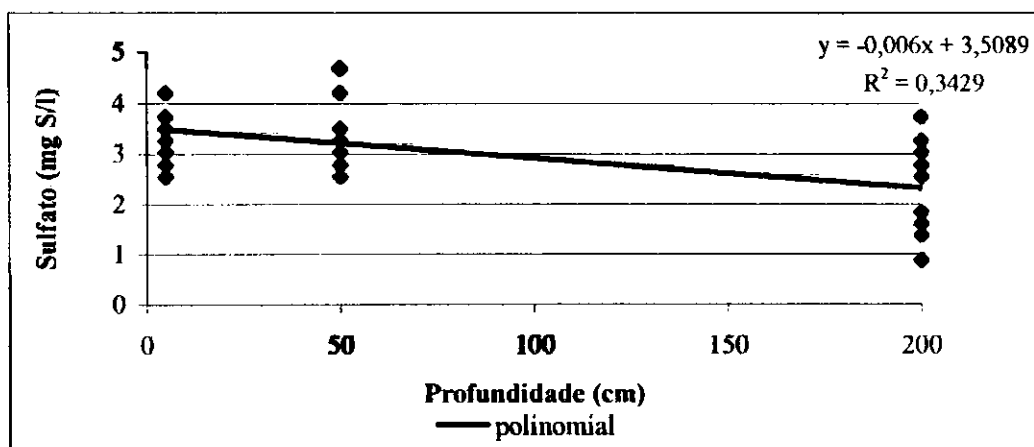


Figura 4.32- Curva de tendência média da concentração de sulfato, manhã.

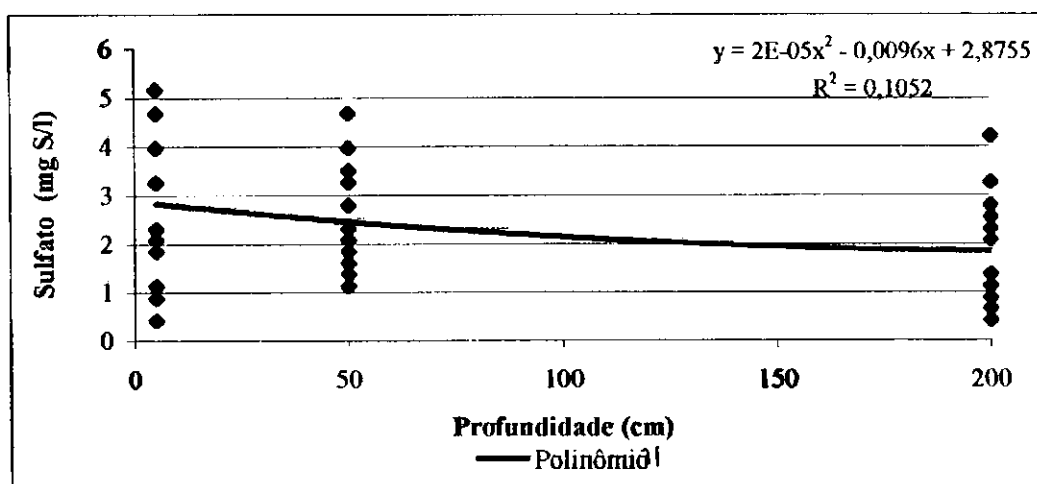
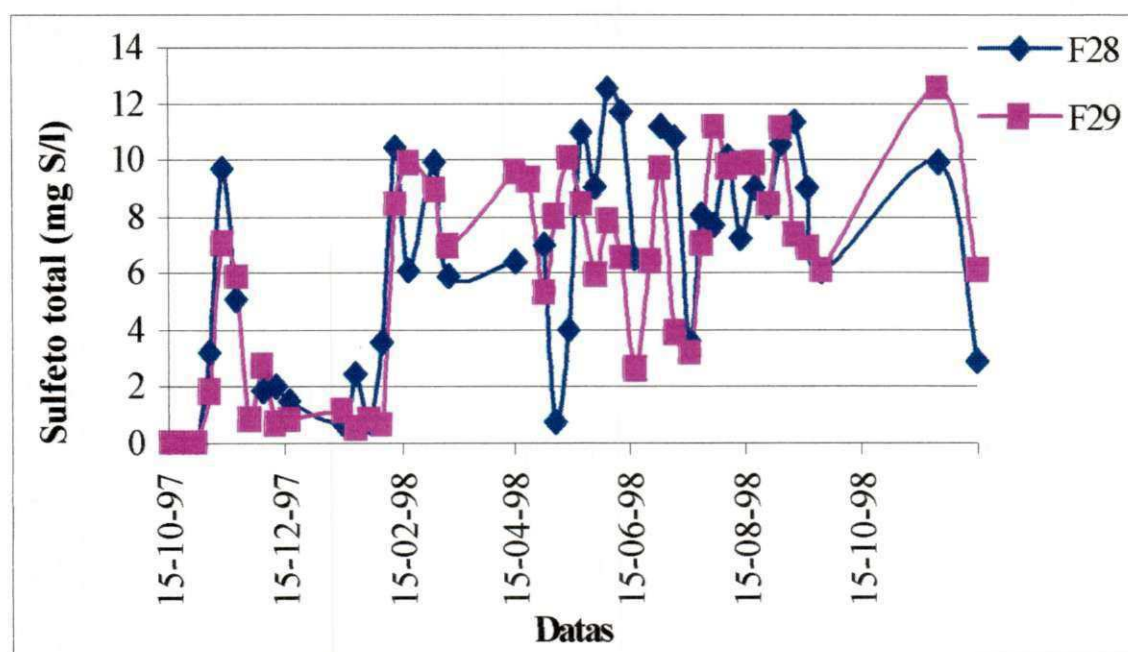


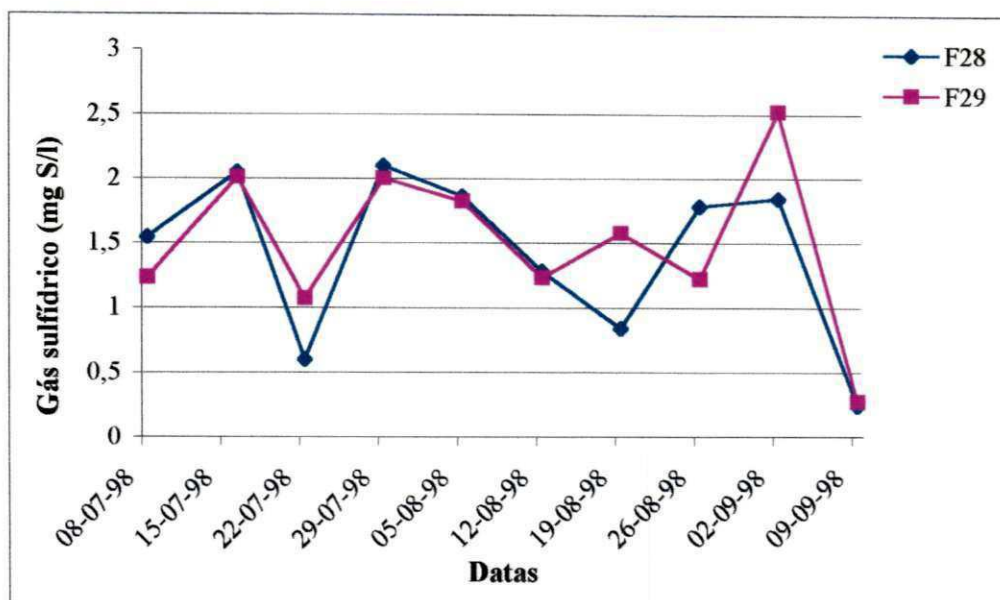
Figura 4.33- Curva de tendência média da concentração de sulfato, à tarde.

#### 4.5 – Apresentação e análise dos resultados da monitoração de rotina dos efluentes das lagoas F28 e F29

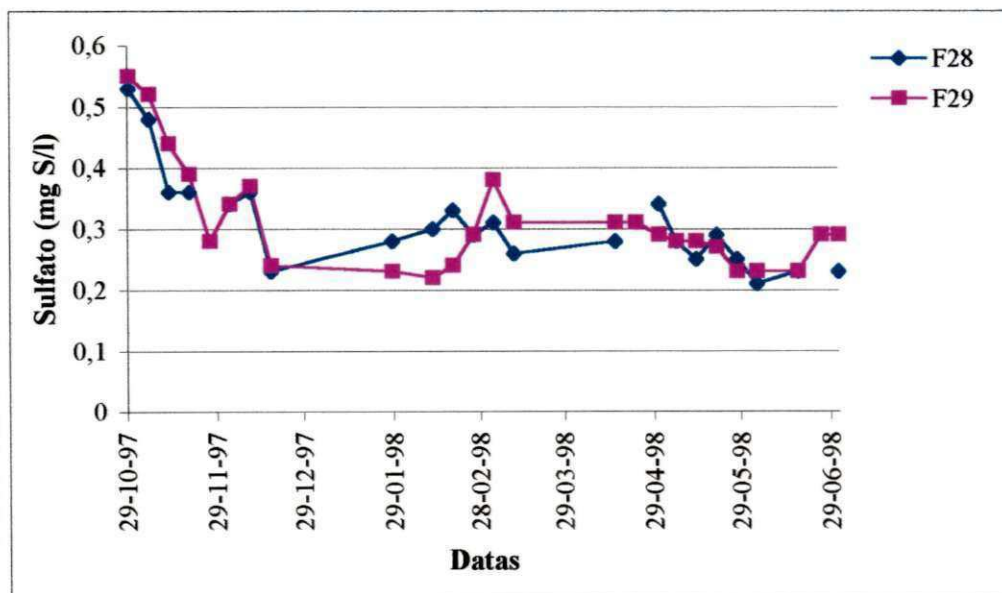
As Figuras 4.34 a 4.36, ilustram as distribuições das concentrações de espécies de enxofre (sulfeto total, gás sulfídrico e sulfato) dos efluentes das lagoas F28 e F29 ao longo do período experimental, pode ser observado que houve pouca diferença na distribuição das concentrações desses parâmetros nos efluentes dessas lagoas, indicando, de modo preliminar, que o uso de chicanas (F29) não tem influência significativa sobre as concentrações dessas espécies de enxofre.



**Figura 4.34** –Variação temporal das concentrações de sulfeto total obtidas na monitoração de rotina das lagoas F28 e F29, sistema XXI da EXTRABES.



**Figura 4.35** – Variação temporal das concentrações de gás sulfídrico obtidas na monitoração de rotina das lagoas F28 e F29, sistema XXI da EXTRABES.



**Figura 4.36** – Variação temporal das concentrações de sulfato obtidas na monitoração de rotina das lagoas F28 e F29, sistema XXI da EXTRABES.

## **4. 6 – Análise de variância**

### **4. 6. 1 – Introdução**

A análise de variância (ANOVA) de fator único (Sokal & Rohlf, 1981), foi aplicada, para a comparação de diferentes grupos de concentrações respectivas de sulfeto total, sulfato e gás sulfídrico. Essa análise permite, a princípio, saber se existem diferenças significativas entre as médias desses grupos de concentrações a um determinado nível de significância (por exemplo  $\alpha = 0,05$ ). Em seguida, são definidos os limites, a partir dos quais duas médias próximas passam a ser consideradas significativamente diferentes. Esses limites podem ser determinados através de diferentes métodos entre os quais podem ser citados o método gráfico de Gabriel, o método de Tukey, o método de Games e Howell e o método GT-2 (*Ibid.*). Este último, tem sido, frequentemente (Nascimento, 1998; da Silva, 1998; Barros, 1999 e Diniz 1999), usado para a determinação dos limites de confiança de 95%, úteis para a demonstração das diferenças significativas entre médias, as quais são consideradas estatisticamente iguais sempre que ocorrer intercessão de seus limites de confiança .

### **4.6.2 – Análise comparativa de desempenho das lagoas F28 e F29**

Num primeiro momento, ANOVA foi aplicada à análise comparativa das concentrações de sulfeto total, sulfato e gás sulfídrico quantificados nos efluentes das lagoas F28 e F29 numa monitoração de rotina baseada na análise de amostras coletadas, uma vez por semana às 8 h da manhã, ao longo de um ciclo hidrológico completo (15/10/97 a 14/12/98). As Tabelas 4.11 a 4.13, apresentam os resumos finais da ANOVA, aqui aplicada, tendo sido verificado que, em face do valor assumido pela estatística F com

relação ao valor crítico dessa estatística ( $F < F_c$ ), não houve diferenças significativas entre os efluentes das duas lagoas, indicando que as chicanas longitudinais do tipo vai-e-vem da lagoa F29 não exerceram influência significativa sobre o comportamento das concentrações efluentes médias das espécies de enxofre no ciclo hidrológico.

**Tabela 4.11** - Resumo da análise de variância de fator único aplicada à comparação das concentrações de sulfeto total nos efluentes das lagoas F28 e F29 na EXTRABES Campina Grande - PB.

| Fonte da variação | SQ       | gl | MQ     | F     | valor-P | F crítico |
|-------------------|----------|----|--------|-------|---------|-----------|
| Entre grupos      | 6,141    | 1  | 6,141  | 0,431 | 0,5134  | 3,957     |
| Dentro dos grupos | 1168,772 | 82 | 14,253 |       |         |           |
| Total             | 1174,912 | 83 |        |       |         |           |

**Tabela 4.12** - Resumo da análise de variância de fator único aplicada à comparação das concentrações de sulfato nos efluente das lagoas F28 e F29, EXTRABES Campina Grande - PB.

| Fonte da variação | SQ     | gl | MQ     | F      | valor-P | F crítico |
|-------------------|--------|----|--------|--------|---------|-----------|
| Entre grupos      | 0,0002 | 1  | 0,0002 | 0,0238 | 0,8780  | 4,0566    |
| Dentro dos grupos | 0,3131 | 45 | 0,0070 |        |         |           |
| Total             | 0,3133 | 46 |        |        |         |           |

**Tabela 4.13** - Resumo da análise de variância de fator único aplicada à comparação das concentrações de gás sulfídrico nos efluentes das lagoas F28 e F29, na EXTRABES Campina Grande - PB.

| Fonte da variação | SQ       | gl | MQ       | F        | valor-P  | F crítico |
|-------------------|----------|----|----------|----------|----------|-----------|
| Entre grupos      | 0,163805 | 1  | 0,163805 | 0,391096 | 0,539573 | 4,413863  |
| Dentro dos grupos | 7,53905  | 18 | 0,418836 |          |          |           |
| Total             | 7,702855 | 19 |          |          |          |           |

#### 4.6.3 – Análise da massa líquida da lagoa F29

Os valores de  $F$  e  $F_{\text{crítico}}$  ( $\alpha = 0,05$ ), mostrados na Tabela 4.14, demonstram não ter havido diferenças significativas ( $F < F_c$ ) nas concentrações médias de sulfeto total entre os níveis A, B e C, no período da manhã (6h 30min) refletindo as condições de anaerobiose e mistura predominantes na massa líquida da lagoa durante a noite do dia anterior e ao amanhecer. Igualdade estatística ocorreu também para os dados de sulfato, nos dois horários analisados separadamente e para o conjunto de dados, conforme os valores da estatística  $F$  e de  $F_{\text{crítico}}$ , no nível de significância de 5%, também mostrados nos resumos da ANOVA apresentados nas Tabelas 4.15 a 4.18. Mas, ANOVA aplicada, respectivamente, aos dados de sulfeto total, período tarde (13h 30min), e de gás sulfídrico, períodos manhã e tarde, bem como aos conjuntos de dados, (manhã e tarde), para ambos os parâmetros, demonstrou a existência de diferenças significativas ( $F > F_c$ , Tabela 4.14), nas concentrações médias entre os níveis A, B e C desses parâmetros. Em seguida para esses parâmetros foi feita aplicação do método GT-2, e os seus limites de confiança de 95% estão ilustrados nas Figuras 4.37 a 4.41.

**Tabela 4.14** – Valores da estatística  $F$  aplicada aos dados amostrais de espécies de enxofre analisadas nos pela manhã, tarde e o conjunto de dados reunidos da lagoa F29.

| Parâmetros            | Valores da estatística $F$ |                      |        |                      |               |                      |
|-----------------------|----------------------------|----------------------|--------|----------------------|---------------|----------------------|
|                       | Manhã                      |                      | Tarde  |                      | Manhã e Tarde |                      |
|                       | $F$                        | $F_{\text{Crítico}}$ | $F$    | $F_{\text{Crítico}}$ | $F$           | $F_{\text{Crítico}}$ |
| <b>SULFETO TOTAL</b>  | 0,157                      | 3,10                 | 429,36 | 3,10                 | 42,32         | 3,05                 |
| <b>SULFATO</b>        | 0,216                      | 3,22                 | 2,47   | 3,22                 | 0,69          | 3,13                 |
| <b>GÁS SULFÍDRICO</b> | 22,70                      | 3,16                 | 71,71  | 3,12                 | 74,00         | 3,07                 |

**Tabela 4.15** - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados de sulfeto total entre os níveis a, b e c, manhã, da lagoa F29 na EXTRABES Campina Grande - PB.

| Fonte da variação | SQ       | gl | MQ     | F     | valor-P | F crítico |
|-------------------|----------|----|--------|-------|---------|-----------|
| Entre grupos      | 6,149    | 2  | 3,074  | 0,157 | 0,855   | 3,109     |
| Dentro dos grupos | 1589,703 | 81 | 19,626 |       |         |           |
| Total             | 1595,852 | 83 |        |       |         |           |

**Tabela 4.16**- Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados do sulfato entre os níveis a, b e c, manhã, da lagoa F29 na EXTRABES Campina Grande - PB.

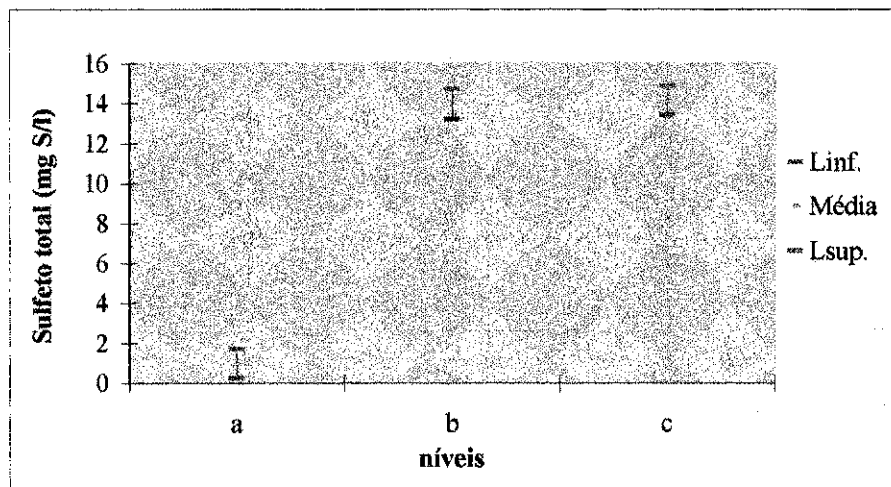
| Fonte da variação | SQ     | gl | MQ    | F     | valor-P | F crítico |
|-------------------|--------|----|-------|-------|---------|-----------|
| Entre grupos      | 0,844  | 2  | 0,422 | 0,216 | 0,806   | 3,220     |
| Dentro dos grupos | 81,888 | 42 | 1,950 |       |         |           |
| Total             | 82,732 | 44 |       |       |         |           |

**Tabela 4.17** - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados do sulfato entre os níveis a, b e c, tarde, da lagoa F29 na EXTRABES Campina Grande - PB.

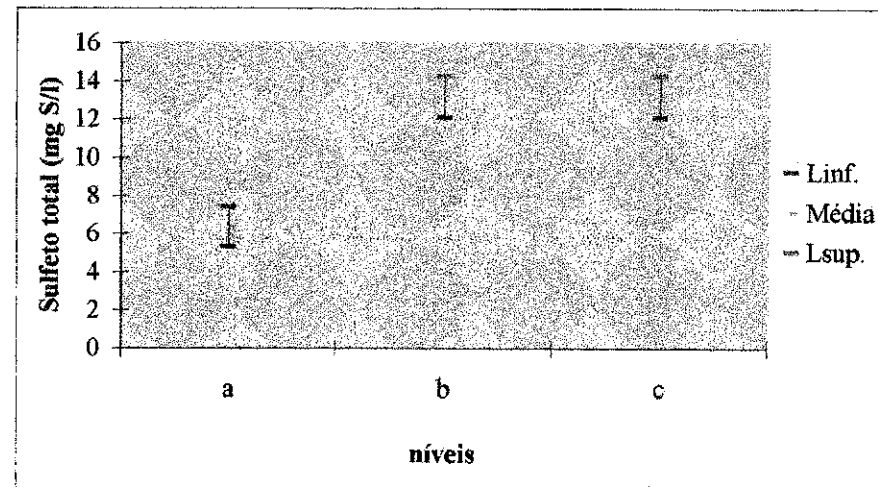
| Fonte da variação | SQ     | gl | MQ    | F     | valor-P  | F crítico |
|-------------------|--------|----|-------|-------|----------|-----------|
| Entre grupos      | 7,552  | 2  | 3,776 | 2,468 | 0,096934 | 3,219938  |
| Dentro dos grupos | 64,250 | 42 | 1,529 |       |          |           |
| Total             | 71,801 | 44 |       |       |          |           |

**Tabela 4.18** - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados do sulfato entre os níveis a, b e c, manhã e tarde, da lagoa F29 na EXTRABES Campina Grande PB.

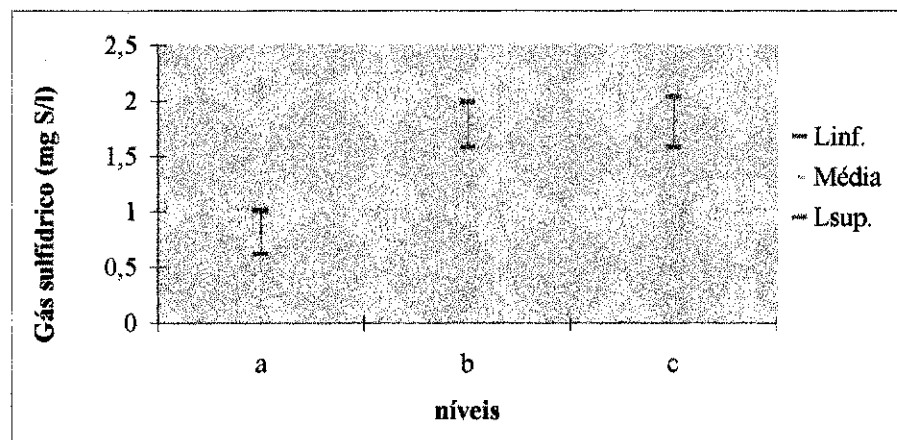
| Fonte da variação | SQ      | gl | MQ       | F     | valor-P | F crítico |
|-------------------|---------|----|----------|-------|---------|-----------|
| Entre grupos      | 2,544   | 2  | 1,272126 | 0,692 | 0,504   | 3,129     |
| Dentro dos grupos | 126,922 | 69 | 1,839    |       |         |           |
| Total             | 129,466 | 71 |          |       |         |           |



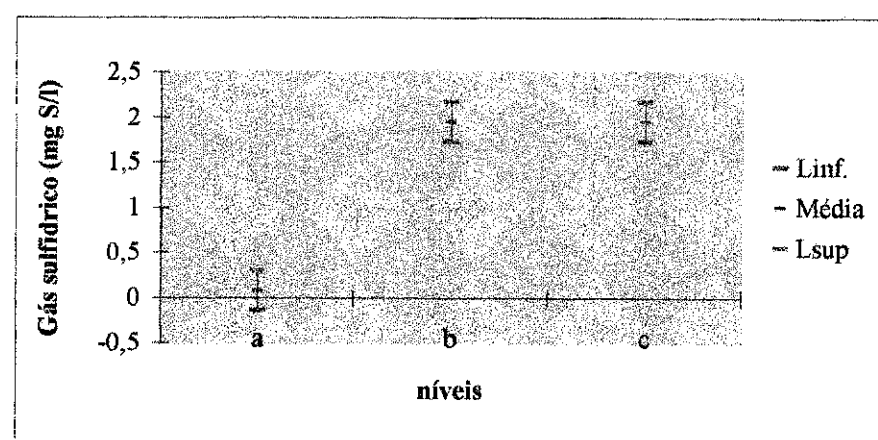
**Figura 4.37-** Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) de sulfeto total, entre os níveis (a, b,e c), lagoa F29, tarde.



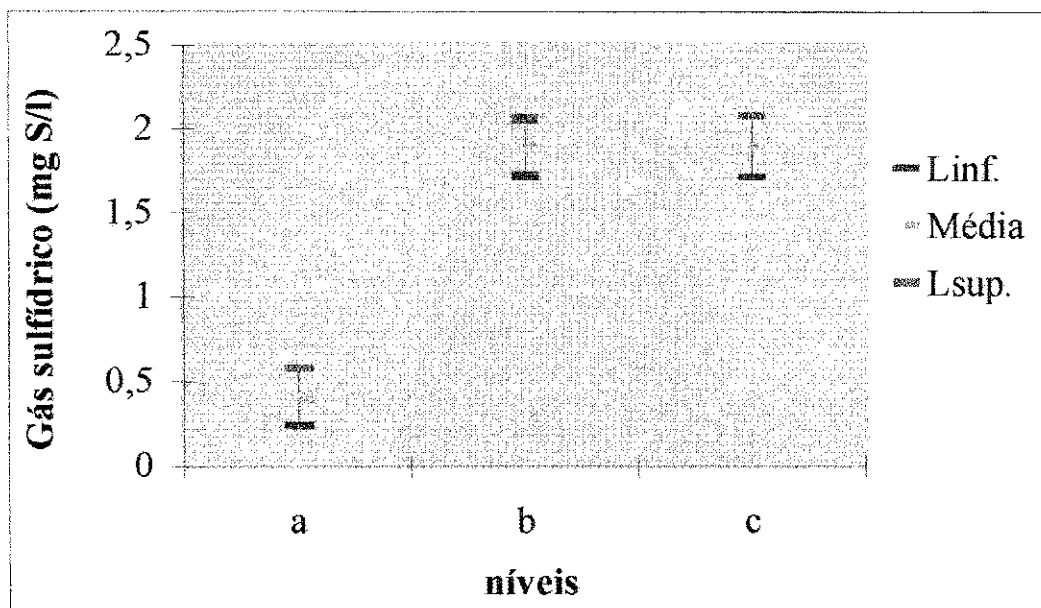
**Figura 4.38-** Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) de sulfeto total entre os níveis (a, b e c), lagoa F29, (manhã e tarde).



**Figura 4.39-** Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) de gás sulfídrico, entre os níveis (a, b,e c), lagoa F29, manhã.



**Figura 4.40-** Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) de gás sulfídrico, entre os níveis (a, b,e c), lagoa F29, à tarde.



**Figura 4.41**– Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) de gás sulfídrico entre os níveis (a, b e c), manhã e tarde.

#### 4.6.4 – Análise comparativa de diferentes conjuntos de dados de concentrações de espécies respectivas de enxofre medidas na massa líquida e no efluente da lagoa F29.

A Tabela apresenta treze conjuntos de dados definidos respectivamente para os parâmetros sulfeto total, gás sulfídrico e sulfato. As Tabelas 4.19 a 4.21 ilustram o resumo final da ANOVA fator único aplicada a esses treze diferentes conjuntos de dados, cujo o resultado da ANOVA indica que, sendo a estatística F maior que o valor de  $F_{\text{crítico}}$ , há diferenças significativas entre os vários conjuntos de médias desses parâmetros.

**Tabela 4.19** – Resumo da análise de variância de fator único aplicada à comparação de 13 diferentes conjuntos de médias de sulfeto total obtidos na monitoração da lagoa F29 na EXTRABES Campina Grande - PB.

| Fonte da variação | SQ       | gl  | MQ       | F        | valor-P  | F crítico |
|-------------------|----------|-----|----------|----------|----------|-----------|
| Entre grupos      | 7015,463 | 12  | 584,6219 | 33,44916 | 6,46E-53 | 1,776719  |
| Dentro dos grupos | 6903,779 | 395 | 17,47792 |          |          |           |
| Total             | 13919,24 | 407 |          |          |          |           |

**Tabela 4.20** - Resumo da análise de variância de fator único aplicada à comparação de 13 diferentes conjuntos de médias de gás sulfídrico obtidos na monitoração da lagoa F29 na EXTRABES Campina Grande - PB.

| Fonte da variação | SQ      | gl  | MQ    | F      | valor-P  | F crítico |
|-------------------|---------|-----|-------|--------|----------|-----------|
| Entre grupos      | 118,072 | 12  | 9,839 | 22,596 | 2,22E-33 | 1,792     |
| Dentro dos grupos | 107,119 | 246 | 0,435 |        |          |           |
| Total             | 225,192 | 258 |       |        |          |           |

**Tabela 4.21** - Resumo da análise de variância de fator único aplicada à comparação de 13 diferentes conjuntos de médias de sulfato obtidos na monitoração da lagoa F29 na EXTRABES Campina Grande - PB.

| Fonte da variação | SQ      | gl  | MQ     | F      | valor-P  | F crítico |
|-------------------|---------|-----|--------|--------|----------|-----------|
| Entre grupos      | 162,514 | 12  | 13,543 | 12,841 | 5,86E-19 | 1,805     |
| Dentro dos grupos | 196,169 | 186 | 1,0547 |        |          |           |
| Total             | 358,683 | 198 |        |        |          |           |

**Tabela 4. 22** – Descrição dos treze conjuntos de médias obtidas na monitoração da lagoa F29 na EXTRABES Campina Grande – PB.

| Grupos | Tipo de amostra                                                         |
|--------|-------------------------------------------------------------------------|
| 1      | Média dos dados obtidos do efluente da lagoa durante todo o ciclo anual |
| 2      | Média dos dados obtidos no nível A da lagoa, à tarde                    |
| 3      | Média dos dados obtidos no nível B da lagoa, à tarde                    |
| 4      | Média dos dados obtidos no nível C da lagoa, à tarde                    |
| 5      | Média dos dados obtidos no nível A da lagoa, pela manhã                 |
| 6      | Média dos dados obtidos no nível B da lagoa, pela manhã                 |
| 7      | Média dos dados obtidos no nível C da lagoa, pela manhã                 |
| 8      | Média do conjunto dos dados obtidos no nível A da lagoa, manhã e tarde  |
| 9      | Média do conjunto dos dados obtidos no nível B da lagoa, manhã e tarde  |
| 10     | Média do conjunto dos dados obtidos no nível C da lagoa, manhã e tarde  |
| 11     | Média dos dados obtidos no efluente da lagoa, manhã e tarde             |
| 12     | Média dos dados obtidos no efluente da lagoa, manhã                     |
| 13     | Média dos dados obtidos no efluente da lagoa, tarde                     |

As Tabelas 4.23 a 4.25 contêm, respectivamente, todos os elementos básicos, tais como média, variância e número de dados amostrais relativos aos dados de sulfeto total, gás sulfídrico e sulfato, para ANOVA de fator único. Apresenta, também, os elementos ( $S_{yi}$  e  $W$ ) úteis à determinação dos limites de confiança de 95% ( $L_{inf}$  e  $L_{sup}$ ) das médias pelo método GT-2 os quais indicarão se os diversos conjuntos serão iguais (ocorre intercessão de limites) ou significativamente diferentes. Os resultados finais da análise estão ilustrado nas Figuras 4.42 a 4.44 e, nestas, pode ser verificado que o conjunto de treze médias e dos seus respectivos intervalos de confiança são mapeados dando uma visualização rápida e completa de todas as comparações possíveis para a descrição do comportamento dessas três espécies de enxofre (sulfeto total, gás sulfídrico e sulfato) em diferentes níveis, horários e ciclo hidrológico.

**Tabela 4.23** – Elementos de análise de variância de fator único para as concentrações médias de sulfeto total da lagoa F29 (sistema XXI) na EXTRABES Campina Grande PB.

| Grupo | n  | Soma   | Média  | Variância | Syi   | W     | L <sub>inf</sub> | L <sub>sup</sub> |
|-------|----|--------|--------|-----------|-------|-------|------------------|------------------|
| 1     | 42 | 241,47 | 5,749  | 13,483    | 0,645 | 1,336 | 4,414            | 7,085            |
| 2     | 30 | 28,29  | 0,943  | 1,689     | 0,763 | 1,580 | -0,638           | 2,523            |
| 3     | 28 | 390,05 | 13,930 | 10,179    | 0,790 | 1,636 | 12,295           | 15,566           |
| 4     | 29 | 409,47 | 14,120 | 3,852     | 0,776 | 1,607 | 12,512           | 15,727           |
| 5     | 30 | 352,71 | 11,757 | 14,150    | 0,763 | 1,580 | 0,177            | 13,337           |
| 6     | 28 | 347,44 | 12,409 | 16,093    | 0,790 | 1,636 | 10,773           | 14,044           |
| 7     | 26 | 313,98 | 12,076 | 29,794    | 0,820 | 1,698 | 10,379           | 13,774           |
| 8     | 60 | 381    | 6,35   | 37,517    | 0,540 | 1,117 | 5,233            | 7,467            |
| 9     | 56 | 737,49 | 13,169 | 13,486    | 0,559 | 1,157 | 12,013           | 14,326           |
| 10    | 55 | 723,45 | 13,154 | 16,851    | 0,564 | 1,167 | 11,987           | 14,321           |
| 11    | 12 | 78,682 | 6,557  | 35,220    | 1,207 | 2,499 | 4,058            | 9,055            |
| 12    | 6  | 69,86  | 11,64  | 14,304    | 1,707 | 3,534 | 8,110            | 15,177           |
| 13    | 6  | 8,822  | 1,470  | 1,087     | 1,707 | 3,534 | -2,063           | 5,004            |

**Tabela 4.24** – Elementos de análise de variância de fator único para as concentrações médias de gás sulfídrico da lagoa F29 (sistema XXI) na EXTRABES Campina Grande PB.

| Grupo | n  | Soma  | Média | Variância | SY1   | W     | Linf.  | Lsup. |
|-------|----|-------|-------|-----------|-------|-------|--------|-------|
| 1     | 10 | 14,94 | 1,494 | 0,398     | 0,209 | 0,432 | 1,062  | 1,926 |
| 2     | 13 | 1,77  | 0,136 | 0,212     | 0,183 | 0,379 | -0,243 | 0,515 |
| 3     | 24 | 47,61 | 1,984 | 0,818     | 0,135 | 0,279 | 1,705  | 2,263 |
| 4     | 25 | 48,65 | 1,946 | 0,555     | 0,132 | 0,273 | 1,673  | 2,219 |
| 5     | 19 | 15,11 | 0,795 | 0,390     | 0,151 | 0,313 | 0,482  | 1,109 |
| 6     | 17 | 31,49 | 1,852 | 0,330     | 0,160 | 0,331 | 1,521  | 2,184 |
| 7     | 17 | 30,69 | 1,805 | 0,138     | 0,160 | 0,331 | 1,474  | 2,137 |
| 8     | 32 | 16,88 | 0,528 | 0,417     | 0,117 | 0,241 | 0,286  | 0,769 |
| 9     | 40 | 78,06 | 1,952 | 0,601     | 0,104 | 0,216 | 1,736  | 2,167 |
| 10    | 42 | 79,34 | 1,889 | 0,384     | 0,102 | 0,211 | 1,678  | 2,100 |
| 11    | 10 | 3,83  | 0,383 | 0,207     | 0,209 | 0,432 | -0,049 | 0,815 |
| 12    | 5  | 3,83  | 0,766 | 0,099     | 0,295 | 0,611 | 0,155  | 1,377 |
| 13    | 5  | 0     | 0,000 | 0,000     | 0,295 | 0,611 | -0,611 | 0,611 |

**Tabela 4.25** – Elementos de análise de variância de fator único para as concentrações médias de sulfato da lagoa F29 (sistema XXI) na EXTRABES Campina Grande PB.

| Grupo | nº de dados | Soma   | Média | Variância | SY1   | W     | Linf.  | Lsup. |
|-------|-------------|--------|-------|-----------|-------|-------|--------|-------|
| 1     | 25          | 7,810  | 0,312 | 0,008     | 0,205 | 0,425 | -0,113 | 0,738 |
| 2     | 15          | 42,420 | 2,828 | 2,486     | 0,265 | 0,549 | 2,279  | 3,377 |
| 3     | 15          | 36,750 | 2,450 | 1,004     | 0,265 | 0,549 | 1,901  | 2,999 |
| 4     | 15          | 27,510 | 1,834 | 1,099     | 0,265 | 0,549 | 1,285  | 2,383 |
| 5     | 10          | 33,500 | 3,350 | 0,337     | 0,325 | 0,672 | 2,678  | 4,022 |
| 6     | 11          | 37,000 | 3,364 | 0,530     | 0,310 | 0,641 | 2,723  | 4,005 |
| 7     | 15          | 34,380 | 2,292 | 0,673     | 0,265 | 0,549 | 1,743  | 2,841 |
| 8     | 25          | 75,920 | 3,037 | 1,645     | 0,205 | 0,425 | 2,612  | 3,462 |
| 9     | 26          | 73,750 | 2,837 | 0,986     | 0,201 | 0,417 | 2,420  | 3,253 |
| 10    | 30          | 61,890 | 2,063 | 0,910     | 0,187 | 0,388 | 1,675  | 2,451 |
| 11    | 6           | 18,750 | 3,125 | 2,563     | 0,419 | 0,868 | 2,257  | 3,993 |
| 12    | 3           | 7,570  | 2,523 | 2,398     | 0,593 | 1,227 | 1,296  | 3,751 |
| 13    | 3           | 11,180 | 3,727 | 2,924     | 0,593 | 1,227 | 2,499  | 4,954 |

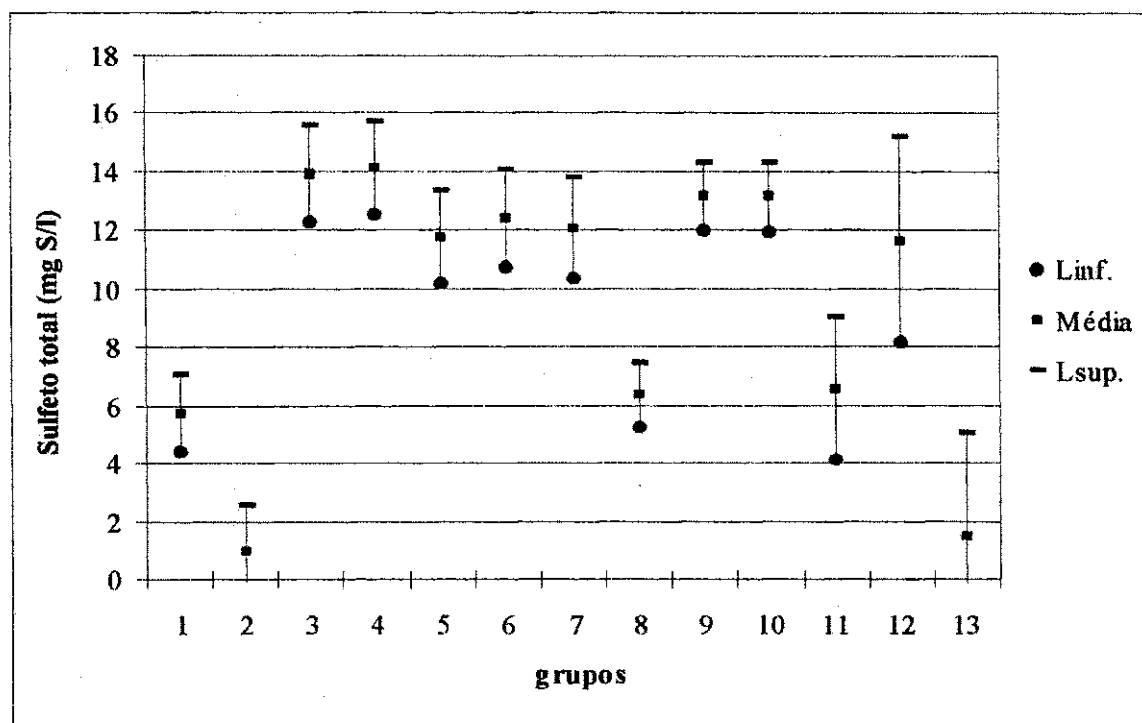
A Figura 4.42, demonstra a existência de três grupos de médias das concentrações de sulfeto total, sendo que o primeiro é formado pelas médias do nível A à tarde (13h 30min) e do efluente da lagoa à tarde (13h 30min) no período de três meses (set/nov/98), representados pelo grupos 2 e 13, respectivamente. Pode ser observado que essas concentrações médias foram muito baixas, menores que 2mg S/l, porque à tarde as condições de aerobiose propiciam a oxidação de enxofre sulfídrico que passa para enxofre elementar. Isto, de fato, confirma as conclusões obtidas nas abordagens preliminares de análise neste trabalho. Do ponto de vista da geração de odores, é importante que as concentrações de sulfeto total sejam baixas, pois, assim, as frações dissolvidas serão baixas e, conseqüentemente, a geração de gás sulfídrico será baixa, isso porque os valores de pH associados à camada superficial e ao efluente à tarde são fatores que desfavorecem a formação de gás sulfídrico.

O segundo grupo, formado pelo conjunto das médias muito elevadas, característica típica dos níveis B e C, à tarde (13h 30min), níveis A, B e C, manhã (6h 30min), níveis B e C para o conjunto de dados (manhã e tarde) e efluente pela manhã,

representados respectivamente pelos grupos 3, 4, 5, 6, 7, 9, 10 e 12 (Figura 4.42). Foram observadas as mais altas concentrações de sulfeto total, superiores a 10,0 mg S/l, alguns acima de 14,0 mg S/l. As médias foram elevadas, devido estarem associadas às condições de anaerobiose, o que é um contraste com o primeiro grupo de médias mencionado.

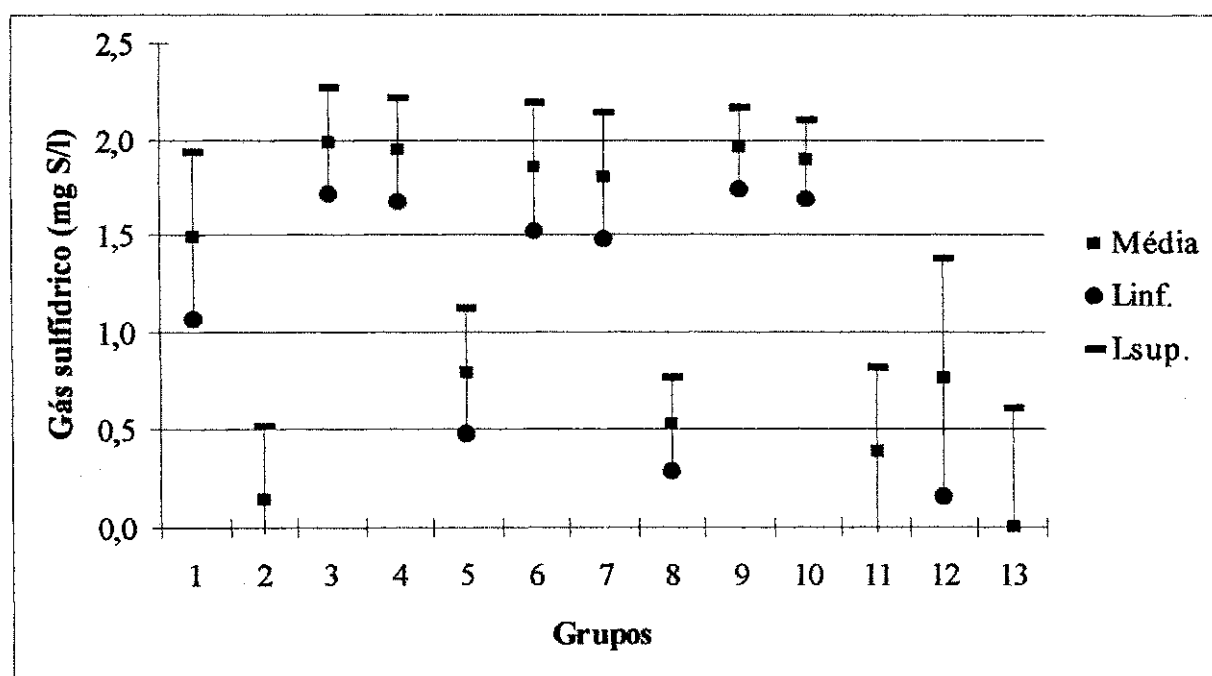
O terceiro grupo de médias, constituído por três médias intermediárias, média das concentrações de sulfeto total do efluente durante todo o ciclo anual (1), média do conjunto de dados (manhã e tarde) do nível A (8) e o do efluente (manhã e tarde) período curto (11). É demonstrado que é possível substituir a monitoração do efluente feita no ciclo anual, coleta feita uma vez por semana às 8 h, por uma monitoração durante um período curto (3 meses), com uma coleta realizada mais ou menos a cada dez dias.

A numeração utilizada, no conjunto das Figuras 4.42, 4.43 e 4.44, para indicar as médias dos parâmetros é apresentada na Tabela 4.22.



**Figura 4.42** – Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) de sulfeto total da coluna líquida da lagoa F29.

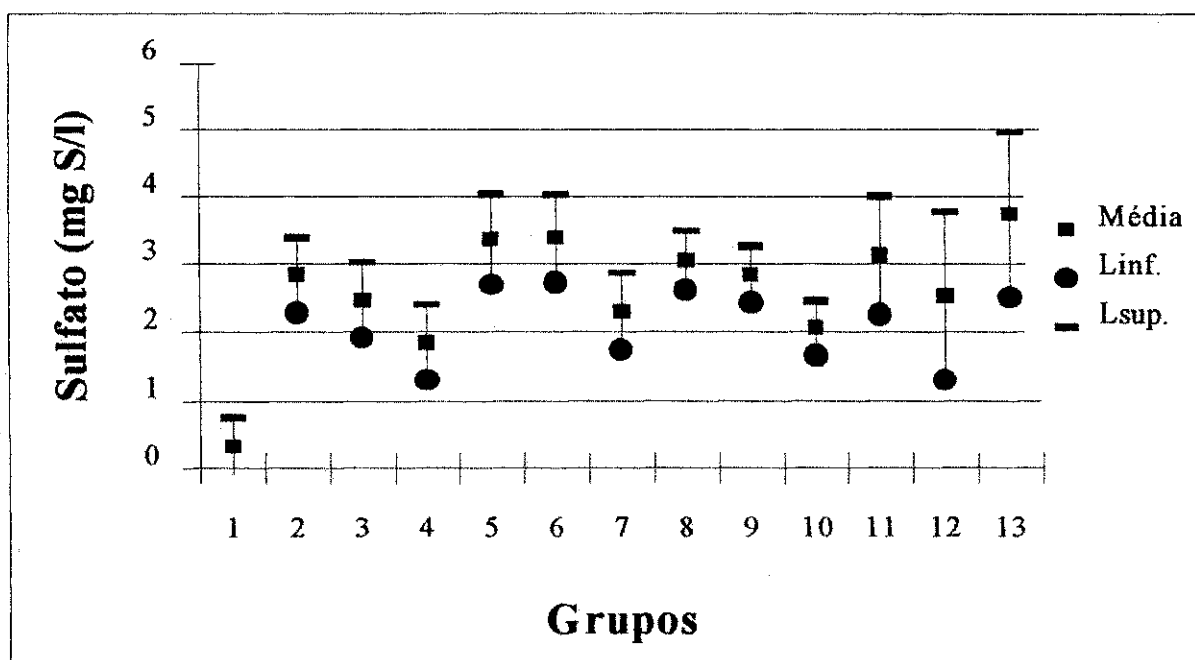
Analisando o comportamento das médias das concentrações de gás sulfídrico, Figura 4.43, pode ser verificada a existência de dois grupos de médias sendo o primeiro formado por concentrações médias mais elevadas, atingindo valores de até 2,0 mg S/l, indicadas pelos números 1, 3, 4, 6, 7, 9 e 10, que representam respectivamente o efluente no ciclo anual, os níveis B e C, tarde, os níveis B e C, manhã e o conjunto de dados (manhã e tarde) para os níveis B e C. O segundo grupo formado pelas médias de concentrações de gás sulfídrico, situadas na faixa 0,25-0,80 mg S/l, indicadas pelos números 2, 5, 8, 12 e 13, que representam predominantemente o nível superficial e o efluente.



**Figura 4.43** – Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) de gás sulfídrico da lagoa F29.

A Figura 4.44, ilustra o comportamento das médias das concentrações de sulfato, que foram agrupadas em dois grupos. O primeiro grupo, das médias das concentrações mais elevadas, situadas entre 0,31 mg S/l e 3,70 mg S/l, representadas por todas as médias com exceção da média do efluente no ciclo anual (1) a qual constitui sozinha o segundo grupo.

De um modo geral e, do ponto de vista das principais espécies de enxofre (sulfeto total) detectadas numa lagoa facultativa primária provida de chicanas do tipo vai-e-vem, pode ser concluído que a monitoração realizada ao longo do ciclo hidrológico pode ser substituída por uma monitoração mais breve, dentro da estratégia geral de monitoração de reatores de tratamento de esgoto estabelecida pela respectiva gerência no âmbito de uma empresa prestadora de serviços de saneamento.



**Figura 4.44** – Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) de sulfato da lagoa F29.

## **5 - DISCUSSÃO**

### **5.1 – Sobre influência das características físicas e operacionais no funcionamento da lagoa F29**

A lagoa F29 funcionou como uma lagoa facultativa primária profunda (2,3 m) sendo provida de chicanas longitudinais do tipo vai-e-vem para promover o ordenamento hidráulico da massa líquida concorrendo para uma menor dispersão longitudinal e melhorando a eficiência de tratamento, conforme observado por Barros (1999) e Diniz (1999). Com relação à profundidade, é importante mencionar que a lagoa aqui investigada era cerca de 50% mais profunda que lagoas facultativas primárias típicas.

A lagoa foi caracterizada por um tempo de detenção hidráulica de 15 dias tendo sido submetida a uma carga orgânica de 330 kg DBO<sub>5</sub> /ha.dia, a qual se situou próxima à carga máxima recomendada para o projeto de lagoas facultativas primárias (340 kg DBO<sub>5</sub> /ha.dia), tendo sido admitida a temperatura de 23° C como a média do mês mais frio do ano, de acordo com Mara (1976). Assim, a lagoa funcionou sob condições estressantes ocorrendo, conseqüentemente, mudanças nas condições ambientais da massa líquida, tais como a concentração de oxigênio dissolvido que tendeu a apresentar baixos níveis em virtude de elevada demanda. De fato, ocorreu a tendência de predominância de condições anaeróbias podendo a lagoa F29 ser classificada como um reator tipicamente anóxico conforme o conceito expresso por Almasi e Pescod (1996).

Conforme Silva (1982), em lagoas facultativas primárias, o aumento na carga orgânica acarreta o aumento de atividade das bactérias anaeróbias resultando em aumento na produção de compostos tóxicos tais como sulfeto com conseqüente efeito sobre a biota particularmente sobre o fitoplâncton.

Na presente pesquisa, foi verificado que, na lagoa F29, ao longo de sua profundidade, no ciclo diário, ocorreu predominância de condições de anaerobiose, correspondendo a 4/5 de sua massa líquida. Vale ressaltar que, ocasionalmente, pode ocorrer anaerobiose no ambiente iluminado da camada superficial o que pode favorecer a ação de bactérias fotossintéticas oxidantes do enxofre. Por outro lado, as condições de aerobiose ocorreram somente nas camadas mais próximas à superfície.

As condições de anaerobiose, propiciaram a ocorrência de concentrações elevadas de formas reduzidas de enxofre, principalmente sulfeto total, resultantes, de processos como a redução dissimilatória de sulfato e dessulfuração. Consequentemente, ocorreu a presença de compostos nocivos, a exemplo do gás sulfídrico responsável pela liberação de odores, não desejáveis em lagoas facultativas.

## **5.2 – Sobre o comportamento dos parâmetros auxiliares e sua interação com as formas de enxofre**

Embora apresentando predominância de condições anaeróbias, na maior parte do ciclo diário, a monitoração das concentrações de oxigênio revestiu-se de muita importância com vistas à caracterização de frações da massa líquida, como é o caso da camada superficial, que experimentaram variações de concentração as quais poderiam ser direta ou indiretamente relacionadas à presença de formas reduzidas ou oxidadas de enxofre.

Concentrações significativas de oxigênio dissolvido foram detectadas, às 13h 30min, em consequência da atividade fotossintética do fitoplâncton, e foi restrita à camada superficial devido à limitação da penetração de luz na massa líquida. Essa limitação, foi causada pelo excesso de partículas, em suspensão e dissolvidas, e associada à elevada carga orgânica, em consequência disponibilidade de oxigênio em somente cerca de 20% da lâmina líquida mas que, nesse período do dia, representou

um eficiente barreira contra a evolução de gases malcheirosos, gerado nas profundidades maiores que também estiveram submetidas a uma estratificação térmica, com temperaturas na faixa entre 24 a 33 °C, fenômeno típico nesses reatores (Silva, 1982, Guimarães, 1986, de Oliveira, 1990).

Apesar da ocorrência de estratificação térmica, não foi possível constatar qualquer mal funcionamento como, normalmente, a literatura descreve. Deve ser destacado, no entanto, que o fluxo da água residuária num reator com chicanas vai-e-vem o qual ocorre de montante para jusante e de baixo para cima (esta é, de fato, uma característica muito própria dos reatores pesquisados na EXTRABES), deve ter exercido um efeito benéfico sobre o seu desempenho. Pela manhã (6h 30min), as temperaturas foram uniformes com média de 25 °C, o que também tem sido verificado por muitos autores entre os quais Silva (1982) e Back (1986). Moreno-Grau (1984) estudando lagoas de diferentes profundidades (4,5 e 14 m) constatou que quanto mais profundo o reator mais acentuada foi a estratificação térmica tendo esse fenômeno sido também verificado em pesquisas realizadas com reservatórios profundos de estabilização conforme do Nascimento (1996), Nascimento (1998) e da Silva (1998).

A ocorrência de estratificação térmica na massa líquida, dificulta o processo de mistura vertical da lagoa. Segundo Kellner e Pires (1998) com base em Silva & Mara (1979), a mistura vertical em lagoas facultativas é de fundamental importância para seu eficiente funcionamento. A mistura diminui a possibilidade de ocorrência de curtos-circuitos, minimiza a formação de zonas estagnadas e assegura uma distribuição uniforme de matéria orgânica e microrganismos, e promove também o movimento de algas não motoras por toda a massa líquida da lagoa.

A temperatura age como importante agente catalisador nas reações químicas e bioquímicas que ocorrem entre as espécies de enxofre na massa líquida da lagoa. O grande volume da massa de água, compreendida entre os níveis B e C, foi constituído por uma massa mais fria do que a massa líquida da camada superficial. A região mais fria foi menos oxigenada e os níveis de pH foram menores.

O pH foi um dos fatores que mais influenciaram o comportamento das espécies de enxofre. O sulfeto na forma de  $H_2S$  aumentou na proporção em que o pH diminuiu, nas camadas mais profundas (a partir de 50 cm), devido à redução da atividade fotossintética das algas, aumentando a concentração relativa de  $CO_2$  na massa líquida.

Em valores de pH abaixo de 6 predomina a forma molar do gás sulfídrico ( $H_2S$ ) que contribui para inibir a atividade metabólica dos microrganismos. O íon sulfeto ( $S^{2-}$ ) é somente significativo para valores de pH acima de 11. A predominância do íon bissulfeto ( $HS^-$ ) ocorre numa faixa de pH entre 8 e 11. Baixos valores de pH tendem a influir na remoção de sulfeto através da volatilização do malcheiroso gás sulfídrico. A variação do pH foi concomitante à do oxigênio dissolvido, de acordo com a hora do dia. Às 6h 30min, se situou na faixa entre 7,5 e 8,2 e os valores mais altos (acima de 8,0) foram à tarde (13h 30min), no nível mais próximo à superfície. Esta variação, é devido ao metabolismo das algas que retiram  $CO_2$  do meio líquido mais rapidamente do que ocorre sua reposição pela respiração da comunidade biológica, induzindo os íons bicarbonato presentes a dissociarem-se produzindo  $CO_2$  e  $OH^-$ , que aumenta os valores de pH. Os valores de pH nas camadas mais profundas (zonas anaeróbias), tenderam para o neutro, o que não prejudicou o processo de digestão anaeróbia.

### 5.3 – Sobre os efeitos do uso de chicanas na massa líquida

A lagoa F29, provida de chicanas vai-e-vem, funcionou como um longo canal e os resultados dos parâmetros analisados na massa líquida se comportaram de modo similar ao da massa de água das lagoas facultativas primárias convencionais, mostrando a existência de um típico ciclo diário de aerobiose/anaerobiose,

particularmente nas camadas mais próximas à superfície, bem como o característico ciclo diário de estratificação térmica e mistura.

#### **5.4 – Sobre as transformações das espécies de enxofre na massa líquida**

As transformações do ciclo do enxofre, dentro da massa líquida, no seu ciclo diário, envolveram reações de oxi-redução com os compostos de enxofre, conduzidas por microrganismos ou não. O processo de oxidação predominou nas camadas mais próximas da superfície, durante o dia, particularmente na presença de oxigênio dissolvido, e, durante a noite predominou redução. Nas camadas mais profundas (níveis B e C), devido às condições anaeróbias, a massa líquida foi francamente favorável aos processos de redução por bactérias redutoras de sulfato e enxofre elementar contribuindo para a manutenção de elevadas concentrações de sulfeto total.

#### **5.5 – Sobre a exalação de odores**

O fenômeno do odor é importante no âmbito da Engenharia Sanitária e Ambiental e os profissionais desta área vêm se preocupando com os problemas acarretados pela exalação de odores, não somente no setor de tratamento de esgoto, mas também no setor industrial, propondo modelos alternativos visando à eliminação de tais inconvenientes (Hansend, 1998; Joyce & Sorensen, 1999).

A liberação de odores desagradáveis atribuída ao sulfeto de hidrogênio, é um dos principais problemas operacionais que normalmente pode ocorrer em lagoas de estabilização. Essa exalação tem sua predominância quando a lagoa se acha completamente anaeróbia (porque é nessa condição que predominam as formas reduzidas do enxofre decorrentes da redução dissimilatória, principalmente) e sob a

condição de mistura porque, então, muito sulfeto acumulado nas camadas mais profundas vem à superfície onde pode não encontrar um ambiente propício à sua oxidação. Por exemplo, quando a camada superficial de uma lagoa facultativa encontra-se desprovida de oxigênio, como ocorre à noite e nas primeiras horas do dia. De fato, nesses períodos, ocorre a combinação de fatores (predominância de anaerobiose, mais baixos níveis de pH, mistura e acumulação de produtos malcheirosos) mais favoráveis à evolução de odores não somente de gás sulfídrico, mas também, de ácidos voláteis, mercaptanas, amônia (aqui, são os mais altos níveis de pH que mais contribuem), etc. da massa líquida de lagoas de estabilização. A mistura que ocorre nesses períodos dá-se normalmente mais por convecção térmica do que pela ação dos ventos. De fato, à noite, é possível a ocorrência de longos períodos de calmaria que podem contribuir para a não dispersão dos odores.

À tarde, na camada superficial, apesar da presença de sulfeto total, as concentrações de gás sulfídrico foram baixas o suficiente, para que não ocorresse exalação de odores sensíveis devido às condições de aerobiose e pH mais elevado, com valores acima de 8,0, em decorrência da fotossíntese das algas. Desse modo, esses fatores favoreceram a oxidação do sulfeto dissolvido presente, prevenindo a liberação de gás sulfídrico de dentro da massa líquida para o atmosfera.

#### **5.5.1 Abordagens sobre o controle de odores na fase de projeto de sistemas de lagoas de estabilização**

Em fase de projeto, é de grande importância levar em conta a locação das lagoas de estabilização, considerando tanto as condições topográficas como as meteorológicas, fatores esses diretamente relacionados à instabilidade da atmosfera a qual é responsável pela dispersão de contaminantes do ar. Azevedo Neto (1977), *apud* Kellner e Pires (1998), sugere que a locação das lagoas de estabilização seja feita de

maneira que os ventos predominantes atuem na direção cidade-lagoa, paralelamente ao comprimento da série de lagoas devendo também (Pessoa e Jordão, 1982) coincidir com o sentido do escoamento. Vários autores sugerem que sua locação seja feita a uma distância próxima ou superior a 1000 m da última residência, evitando, assim, a presença de maus odores em áreas residenciais. No entanto, a fixação da distância para a locação do sistema de lagoas não deve ser feita de uma maneira absoluta e universal devendo ser levadas em conta as circunstâncias locais. Como exemplo, pode ser citado o caso bem sucedido do projeto de um conjunto de lagoas em pleno Parque do Ibirapuera, região metropolitana de São Paulo (Kellner e Pires, 1998). No Anexo A1, encontra-se um estudo, baseado em dados climatológicos reais sobre a variação de intensidade média dos ventos no ciclo diário bem como sobre a sua direção predominante ao longo do ciclo hidrológico da cidade de Campina Grande PB. O comportamento aqui observado é válido para uma área geográfica limitada, não tendo, portanto, significado universal, mas ilustra que, para cada situação particular, é possível estudar fatores meteorológicos importantes definindo seus padrões de comportamento e, em função disso, projetar a locação e a orientação dos equipamentos de tratamento de esgotos da comunidade.

Devido à possibilidade de ocorrência de longos períodos de evolução de odores, é possível, também, prever no projeto, soluções para o controle desses odores quando de sua ocorrência (às vezes a ocorrência é restrita a um determinado período do ano). Uma dessas possíveis soluções é a recirculação de efluentes de lagoas de maturação, os quais são frequentemente aeróbios mesmo durante a noite, para a superfície das lagoas onde ocorre o desprendimento de odor. Tradicionalmente, a literatura cita a razão de 1 volume do efluente aeróbio para 6 volumes de afluente da lagoa afetada por odores.

Dependendo da duração dos inconvenientes causados por odores, dos recursos disponíveis e da linha de trabalho da Gerência de Esgotos da Empresa de

Saneamento é possível, também, prever desde a fase do projeto, a utilização de aeradores superficiais flutuantes.

## **5.6 – Estudo comparativo entre os efluentes das lagoas F28 e F29.**

Foi feito um estudo comparativo entre as concentrações das diversas formas de enxofre (sulfeto total, gás sulfídrico e sulfato) medidas nas amostras pontuais dos efluentes das lagoas F28 e F29, o qual demonstrou que a lagoa facultativa primária profunda provida de chicanas (F29), exibiu o mesmo comportamento de uma lagoa (F28) sem chicanas, isto é, não houve diferenças significativas entre as concentrações dessas espécies de enxofre entre as duas lagoas.

Com relação às concentrações médias de sulfeto total medidas nos efluentes das lagoas F28 (6,80 mg S/l) e F29 (6,0 mgS/l) foi verificado que elas foram, até mesmo, inferiores àquelas encontradas por de Oliveira (1990) estudando lagoas facultativas sem chicanas de praticamente mesma profundidade com cargas orgânicas entre 205 e 308 kg DBO<sub>5</sub>/ha.d e tempos de detenção entre 11,5 e 17,4 dia.

## 6 – CONCLUSÕES

Tendo em vista os objetivos do trabalho e procedida a análise dos resultados experimentais obtidos, foi possível concluir o que:

1 – A lagoa facultativa primária profunda provida de chicanas (F29) apresentou um ciclo diário de aerobiose/anaerobiose típico de lagoas facultativas convencionais, ocorrendo, no entanto, predominância de condições anaeróbias na massa líquida, na maior parte do dia. Típico, também, foi o ciclo diário de estratificação térmica e mistura o qual, no entanto, aparentemente, não determinou distúrbios de funcionamento do reator;

2 – Das formas de enxofre estudadas o sulfeto total foi a mais expressiva apresentando elevadas concentrações, particularmente nos níveis da massa líquida onde as condições anaeróbias foram predominantes. A camada superficial, experimentou as transformações mais significativas nas formas de enxofre, particularmente à tarde (13h 30min) quando as condições de oxigenação da massa líquida favoreceram a oxidação do enxofre na forma de sulfeto. Nesta condições a camada superficial atuou como uma espécie de tampão da massa líquida não tendo sido notável a evolução de odores;

3 – A análise comparativa das concentrações de formas de enxofre nos efluentes das lagoas F28 (sem chicanas) e F29 (com chicanas) não demonstrou a ocorrência de diferenças significativas, permitindo concluir que, do ponto de vista do ciclo do enxofre, o uso de chicanas não promove diferença sensível de desempenho em lagoas facultativas primárias profundas operando com cargas da ordem de 330 kg DBO<sub>5</sub> ha.dia. É importante enfatizar que, apesar da elevada carga orgânica superficial aqui estudada, as concentrações médias efluentes de sulfeto total

(6,0, em F28 e 6,8 mg S/l, em F29) se situaram na mesma faixa (6,08-7,37 mg S/l) anteriormente definida por de Oliveira (1990) estudando lagoas facultativas primárias profundas, sem chicanas, com cargas entre 205 e 308 kg DBO<sub>5</sub>/ha.dia;

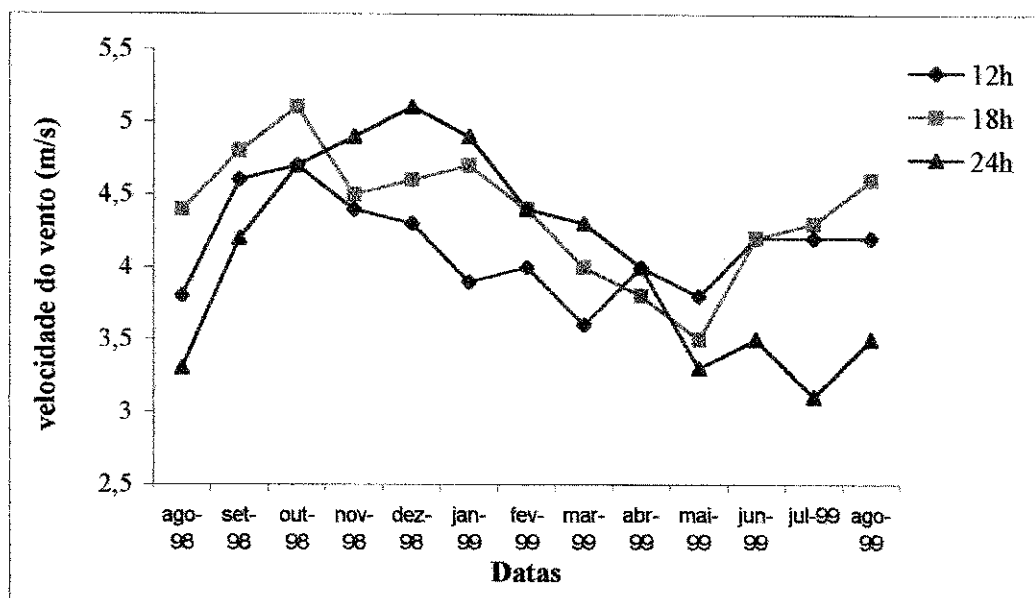
4 – A comparação dos dados de concentrações de sulfeto total, feita com base na média dos dados obtidos no efluente da lagoa F29 (manhã e tarde) e na média do conjunto dos dados medidos na camada superficial da lagoa (manhã e tarde), durante um período curto, tipicamente de estiagem (set – nov/98), com os dados obtidos em amostras de efluentes coletadas pela manhã ao longo de todo o ciclo hidrológico, indicou, em face da não existência de diferenças significativas. Portanto é possível de planejar programas de monitoração de sistemas de lagoas envolvendo períodos mais curtos, o que, reverterão em vantagens consideráveis para as companhias de esgotos, particularmente referente à rapidez do diagnóstico.

## Anexo A1

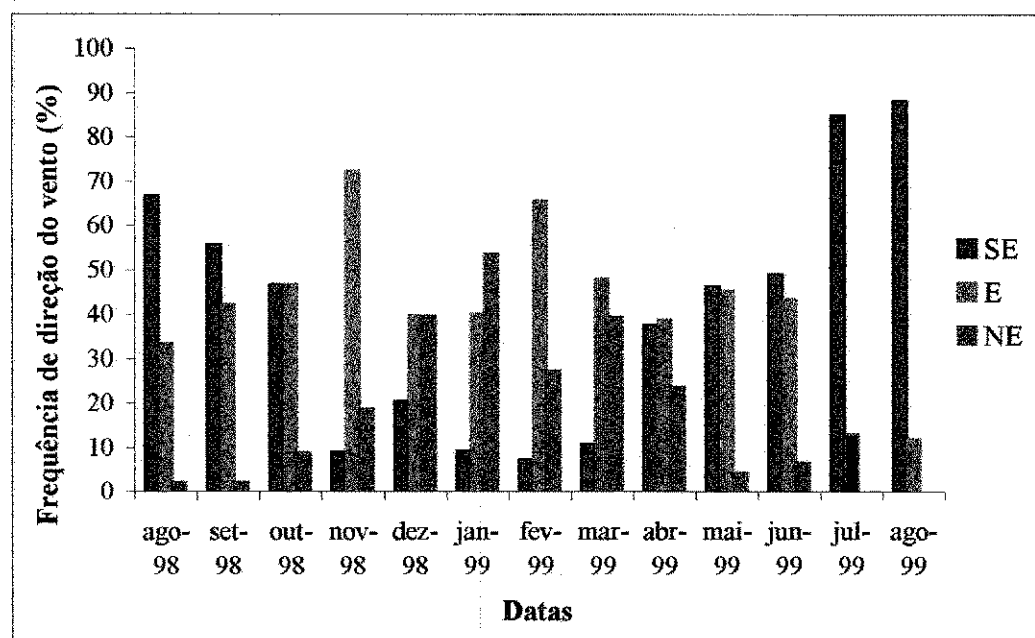
## **Anexo A1 –Estudo da variação da intensidade e direção predominante de ventos na Estação Meteorológica da EMBRAPA – Campina Grande – PB**

A Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) através do Centro Nacional de Pesquisa do Algodão (CNPQ), situado na cidade de Campina Grande – PB, forneceu dados, relativos à velocidade e direção predominante de ventos, coletados na estação climatológica localizada em sua sede à Rua Osvaldo Cruz, nº 1143, Bairro do Centenário, entre agosto de 1998 e agosto de 1999.

Foram construídas as Figuras A1.1 e A1.2. A primeira, mostra a variação da velocidade média mensal do vento em três horários distintos (12, 18, e 24h) sendo observado que entre setembro e janeiro (período de estiagem) as velocidades médias tendem a ser maiores que no restante do ano, particularmente no período noturno. Na segunda figura, são ilustradas as frequências médias mensais de direção predominante podendo ser observado que essas direções predominantes moveram-se no quadrante NE – SE e que, entre maio e outubro, a direção SE tendeu a predominar, diminuindo a frequência até março. Entre novembro e março a direção predominante E foi a mais frequente.



**Figura A .1.1-** Variação da velocidade média mensal do vento, no período ago98/ago99, na estação meteorológica da EMBRAPA - Campina Grande-PB.



**Figura A .1.2-** Variação da velocidade média mensal do vento, no período ago98/ago99 na estação meteorológica da EMBRAPA - Campina Grande-PB.

## 8- REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMASI, A . and PESCOD. M. B. (1996) – Wastewater treatment mechanisms in anoxic stabilization ponds. *Water Sciene & Technology* vol 33 (7) pp.125- 132
- ANDERSON, J. W. (1978). *Sulphur in Biology*. Studies in Biology nº 101, Edward Arnold (Publishers) Limited, London,.
- APHA, AWWA, WPCF. (1992). *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 18<sup>th</sup> ed. American Public Health Association, Washington, D.C.
- ARAÚJO, A. L. C. (1999). *The phosphorus and sulphur cycles in wastewater storage and treatment reservoirs in northeast of Brazil*. PhD. Thesis. 191. The University of Leeds. Leeds, UK.
- ATLAS, R. M. and BARTHA, R. (1987). *Microbial Ecology- Fundamentals and Aplication*. 2<sup>nd</sup> ed. The Benjamin / Cummings Publishing Company, inc., Menlo Park, California,.
- BACK, J. F. (1986). *Caracterização de sistemas profundo lagoas de estabilização – lagoas em série*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba.
- BAK, F. and PFENNIG, N. (1987). Chemolitotrophic growth of *Desulfovibrio sulfodismutans* sp. Nov. by disproportionation of inorganic sulfur compounds. *Archives of Microbiology*, 174. pp. 184 – 189.

- BARROS, J.V. (1999). *Efeitos do uso de chicanas longitudinais do tipo- vai e vem em lagoas facultativas primarias profundas tratando águas residuárias domesticas*, Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba.
- BITTON, G. (1994). *Wastewater Microbiology*. New York: A John Wiley e Sons
- BOWKER, R. P. G., SMITH, J. M. and WEBSTER, N. A. (1989). *Odour and corrosion control in sanitary sewerage systems and treatment plants*. New Jersey, USA: Noyes Data Corporation.
- BRANCO, S. M. (1986). *Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária*, 3<sup>a</sup> ed., São Paulo. CETESB/ACETESB.
- BRANDIS, A. and THAUER, R.K. (1981). Growth of desulfovibrio species on hydrogen and sulphate as sole energy source. *Journal of General Biology*, 126, pp. 249-252.
- BROCK, T. D. ; SMITH, D. W.; MADIGAN, M. T. (1984 ). *Biology of Microorganisms*. 4<sup>th</sup> edition. Prentice Hall Inc., Englewood Cliffs, New Jersey,.
- BROCK, T. D. ; SMITH, D. W.; MADIGAN, M. T. (1994). *Biology of Microorganisms*. 5<sup>th</sup> edition. Prentice Hall Inc., Englewood Cliffs, New Jersey.
- BUISMAN, C. J. N., GERAATS, B. G., IJSPEERT, P. and LETTINGA, G. (1990). Optimization of sulphur production in a biotechnological sulphide- removing reactor. *Biotechnology and Bioengineering*, 35, pp. 50-56.

- BUISMAN, C. J. N., IJSPEERT, P., JANSSEN, A. and LETTINGA, G. (1990). B of chemical and biological sulphide oxidation in aqueous solutions. *Water Research*, 24 (5 ), pp. 667 671.
- COLEMAN, R. W. and GAUDET, I.D. (1993). *Thibacillus neopolitanus* implicated in the degradation on concrete tanks used for potable water storage. *Water Research*, 27 (3), pp. 413 418.
- COHEN, Y., PADAN, E. and SHILO, M. (1975). Facultive anoxygenic photosynthesis in the cyanobacterium *Oscillatoria limnetica*. *Journal of Bacteriology*, 123, pp. 855 – 861.
- COHEN, Y., (1984). Oxygenic photosynthesis, anoxygenic photosynthesis, and sulfate reduction in cyanobacterial mats. In: *Current Perspectives in Microbial Ecology*. (Ed. M.j. Klug and C.A . Reddy). American Society for Microbiology, Washington, D.C. , pp. 435 – 440.
- COOPER, D.E., RANDS, M.B., WOO, C. P. (1975). Sulfide reduction in fellmongery effluent by red sulfur bacteria. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, vol. 47 ( 8).
- CYPIONKA, H. (1995). Solute transport and cell energetics. In: *Sulphate-reducing bacteria*. (Ed. L.L. Barton). New York Plenum Press, pp. 151-184.
- da SILVA, J. B. P. (1998). *Remoção de coliformes fecais e matéria orgânica em um reservatório profundo de estabilização tratando águas residuárias domésticas*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba.

de OLIVEIRA, R. (1990). *The performance of deep waste stabilization ponds in northeast Brazil*. Ph D., Thesis, University of Leeds, U. K.

DINIZ, M. J. L. (1999). *Estudos da influência de chicanas no desempenho operacional de lagoas facultativas primarias profundas tratamento esgoto domesticos*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba.

do NASCIMENTO, R. S. (1996). *Avaliação da remoção de matéria orgânica em reservatório profundo de estabilização*. Campina Grande: Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba. (Dissertação de Mestrado).

DUNNETTE, D. A. ; CHYNOWETH, D. P. ; MANCY, K. H. (1985). The source of hydrogen sulfide in anoxic sediment. *Water Research*, vol. 19, (7), pp. 875-884.

EICHLER, B. and PFENNIG, N. (1986). Characterization of a new platelet-forming purple sulfur bacterium, *Amoebobacter pedioformis* sp. Nov. *Archives of Microbiology*, 146. pp. 295-300.

ENDE, K. M. E. SMITH, D.W and FACEY, (1992 ). Initial investigation of microbially influenced corrosion (MIC) in a low temperature water distribution system. *Water Research*, 26 ( 2 ), pp. 169 –175.

ESTEVES, F. A. (1988). *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Editora Interciência .

FAUQUE, G.D. (1995). Ecology of sulphate-reducing bacteria. In: *Sulphate-Reducing Bacteria*. (Ed. L. L. Barton). New York: Plenum Press, pp. 217 –243.

- FAUQUE, G.D., LEGALL, J. and BARTON, L.L. (1991). Sulphate-reducing and sulphur-reducing bacteria. In: *Variations in Autotrophic Life*. (Ed. J.M. Shively and L.L. Barton). London Academic Press, pp. 271-337.
- FERREIRA, I.V.L. (1988). *Contribuição ao estudo do ciclo do enxofre em lagoas de estabilização profundas em série*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba.
- SOUSA, FILHO, J. E. (1996). *Comportamento de formas de enxofre e nitrogênio em reservatório profundo de estabilização de esgoto*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba.
- GLOYNA, E. F. and ESPINO, E. (1969). Sulfide production in waste stabilization ponds. *Journal of Sanitary Engineering Division*. Proceedings of the American Society of Civil Engineers. Vol. 95. pp. 607-628.
- GUIMARÃES, J. R. L. (1986). *Caracterização de lagoas de estabilização profunda – lagoas facultativas primárias*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba.
- HAMILTON, W. A. (1985). Sulphate-reducing bacteria and anaerobic corrosion. *Annual Review of Microbiology*, vol. 39, pp 195-217
- HANSEN, N. G. (1998). *Odour's biological option em water environmemt e Technology*, july/ august, pp 12-14.
- HANSEN, T. A. and VAN GEMERDEN, H. (1972). Sulfide utilization by purple nonsulfur bacteria. *Archives of Mikrobiology*, 86, pp. 49 – 56.

- HILTON, B. L. and OLESZKIEWCZ, J. A . (1988). Sulfide-induced inhibition of anaerobic digestion. *Journal of Environmental Engineering*, 114 ( 6 ), pp. 1377-1391.
- HOLM, H. W. and VENNES, J. W. (1970). Ocurrance of purple sulfur bacteria in a sewage treatment lagoon. *Applied Microbiology*, Vol. 19, (6), pp. 988-996.
- HOWSLEY, R., e PEARSON H. W., (1979). pH dependent sulfide toxicity to oxygenic photosynthesis in cyanobacteria. *FEMS Microbial. Lett.* (6 ) 287-292
- HUTCHINSON, G.E. (1957 ). *A treatise in limnology*. Vol. 1. Chapman and Hall Ltd.
- JOLLEY, R. A . and FOSTER, C.F. (1985). The kinetics of sulfide oxidation. *Environment Technology Letters*, 6, pp. 1 – 10.
- JONES, J. G. (1979). *A guide to methods for estimating microbial numbers and biomass in fress water*. Ambleside: Freshwater Biological Association – Scientific Publication (39).
- JORDÃO, E . P. e PESSOA, C . A, (1982). *Tratamento de esgotos domésticos: concepção clássica de tratamento de esgotos*. 2ed. Rio de Janeiro, ABES, 531p
- JOYCE, J. e SORENCEN H. (1999)., Bioscrubber Design. How to improve odor-control flexibly and operational effectiveness. *Water environmemt e Technology*, february

- JØRGENSEN, B. B. (1982). Mineralization of organic matter in the sea bed - the role of sulphate reduction. *Nature*, 296, pp. 643 – 645.
- KELLNER, E. e PIRES E. C. (1998). *Lagoa de estabilização: projeto e operação*- Rio de Janeiro: ABES, 244 P; p. 34 , p.200.
- KOBAYASHI, H. A. ; STENSTROM, M. ; MAH, R. A. (1983). Use of Photosynthetic bacteria for hydrogen sulfide removal from anaerobic waste treatment effluent. *Water Research*. Vol.17, (5), pp. 579-587.
- KUENEN, J. G. ( 1975 ). Colouless sulfur bacteria and their role in the sulfur cycle. *Plant and Soil*, (43), pp. 49 – 76.
- KUENEN, J. G. and BEUDEKER, R. F. (1982). Microbiology of thiobacilli and other sulphur-oxidizing autotrophs, mixotrophs and heterotrophs. *Phylosophical Transactions of the Royal Society of London*, series B, vol. 298, (1093). pp. 583 – 600.
- MADIGAN, M. T. (1988). Microbiology, physiology, and ecology of phototrophic bacteria. In: *Biology of Anaerobic Microorganisms*. Ed. A. J. B. Zehnder. New york: John Wiley e Sons.
- MARA, D. D. (1976). *Sewage Treatment in Hot Climates*. Chichester. John Wiley e Sons.
- MARA, D. D., ALABASTER, G. P., PEARSON, H.W. e MILLS,S.W. ( 1992 ). Waste stabilization ponds: a design manual for eastern Africa. Lagoon Technology International Ltd., Leeds, England.

- MARTIN, J. L. and RUBIN, A. J. (1979). Removal of sulfides by catalytic oxygenation in alkaline media. *Proceedings of the 33 rd Industrial Waste Conference, Purdue University*. pp. 964-977.
- MORENO- GRAU, M. D., SOLER, A. , SAEZ, J. and Moreno- clavel, J. (1984). Thermal simulation of deeps stabilization ponds. *Tribune du Celedau*, Vol. 37, (491), pp. 403 – 410.
- MORI, T. NONAKA, T. TAZAKI, K, KOGA, M., HIKOSAKA, Y. and NODA, S. (1992). Interactions of nutrients, moisture and pH on microbial corrosion of concrete sewer pipes. *Water Research*, 26 (1), pp. 29 – 37.
- NASCIMENTO, E. N. J. (1998). *Comportamento de formas de enxofre, fósforo e nitrogênio em um reservatório profundo de estabilização tratando águas residuárias domésticas*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba.
- OREN, A. and SHILO, M. (1979). Anaerobic heterotrophic dark metabolism in the cyanobacterium *Oscillatoria limnetica*: sulfur respiration and lactate fermentation. *Archives of Microbiology*, (22), pp. 77 – 84.
- PEARSON, H. W., MARA, D. D., MILLS, S. W., SMALLMAN, D. (1987). Factors determining algal populations in waste stabilization ponds and the influence of algae on pond performace. *Water Science Technology*, International Association on Water Pollution Research and Control, (11).
- PELCZAR, M. J. CHAN, E. C. S; KRIEG, NOEL R. (1993). *Microbiology: concepts and applications*. 1<sup>st</sup> ed. McGraw-Hill, Inc. New York.

- PFENNIG, N. (1989). Metabolic diversity among the dissimilatory sulfate-reducing bacteria. *Antonie van Leeuwenhoek*, 56, pp. 127 –138.
- PFENNIG, N. and TRUPER, H. G. (1981). Isolation of members of the families chromatiaceae and chlorobiaceae. Edited by Starr, M. P.; Stolp, H. ; Truper, H. G.; Balows, A. ; Schlegel H. G. the prokaryotes, vol. 1 Springer, Berlin, Heidelberg, New York, pp. 279-289.
- PFENNIG, N. and WIDDEL, F. (1981). Ecology and Physiology of some anaerobic bacteria from the microbial sulphur cycle. In: *Biology of Inorganic Nitrogen and Sulphur*. (Ed. H. Bothe and A. Trebst) Berlin: Springer – Verlag, pp. 169-177.
- PFENNIG, N. and WIDDEL, F. (1982). The bacteria of sulphur cycle. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, series B, Vol. 298, pp. 433-441.
- POSTGATE, J. R. (1968). The sulphur cycle. In: *Inorganic Sulphur Chemistry*. (Ed. G. Nickless). Elsevier Publishing Company, pp. 259-279.
- POSTGATE, J. R. (1982). Economic importance of sulphur bacteria. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, series B, Vol. 298, p. 583 – 600.
- SAWYER, C. N.; & McCARTY, P. L.; PARKIN, G. F. (1994). *Chemistry for Environmental Engineering*. 4th edition, International Student Edition, McGraw-Hill Book Company.
- SILVA, S. A. and MARA, D. D. (1979). *Tratamentos Biológicos de águas residuárias Lagoas de estabilização*. Rio de Janeiro. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES.

- SILVA, S. A. (1982). *On the treatment of domestic sewage in waste stabilization ponds in northeast Brazil*. University of Dundee, U.K. (Ph. D., Thesis).
- SMITH, D.W. and STROHL, W. R. (1991). Sulfur-oxidizing bacteria. In: *Variations in Autotrophic Life*. (Ed. J.M. Shively and L.L. Barton). London: Academic Press, pp. 121 – 146.
- SMOKER, J. A. and BARNUM, S. R. (1990). Nitrogen activity of a filamentous, nonheterocystous cyanobacterium in the presence and absence of exogenous, organic substrates. *Archives of Microbiology*, 153, pp. 417- 421.
- SOKAL, R. R. and ROHLF, F. J. (1981). *Biometry: The Principles and Practice of statistics in Biological Research*. 2<sup>nd</sup> edition. San Francisco: W. H. Freeman and Company.
- STANIER, R. Y., ADELBERG, E. A. INGRAHAM, J. L. (1977). *General Microbiology*. 4<sup>th</sup> ed. Macmillan Press Ltd, London, Basingstoke,. 871 p
- STANIER, R. Y. e SMITH, J. H. C. (1960). The chlorophylls of green bacteria. *Biophysica Acta*, vol. (41), 478- 484 p
- TANIMOTO, Y. and BAK, F. (1994). Anaerobic degradation of methylmercaptan and dimethyl sulfide by newly isolated thermophilic sulfate-reducing bacteria. *Applied Environmental Microbiology*, 60 (7), pp. 2450 – 2455.
- THAUER, R. K. (1982). Dissimilatory sulfate reduction with acetate as electron donor. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, series B298, pp. 467- 471.

- TRUPER, H. G. (1978). Sulfur metabolism. In: *The photosynthetic Bacteria*. (ed. R. K. Clayton and Sistrom, W. R.). London: Plenum Press, pp. 667 – 688.
- TRUPER, H. G. and FISCHER, U. (1982). Anaerobic oxidation of sulphur compounds as electron donors for bacterial photosynthesis. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, series B*, 298.
- Van DER HOEK, C., MANN, D. G. e JOHNES, H. M. (1990). *Algae: an introduction to phylosophical* Cambridge University Press.
- van GEMERDEN, H (1986). Production of elemental sulphur by green and purple sulphur bacteria. *Archives of Microbiology*, 146, pp. 52 - 56.
- van GEMERDEN, H (1980). Survival of *Chromatium vinosum* at low light intensities. *Archives of Microbiology*, 125, pp. 115 - 121.
- VISHNIAC, W. AND SANTER, M. (1957). The *thiobacilli*. *Bacteriological Reviews*, (21), pp 195 – 213.
- WIDDEL, F. (1988). Microbiology and ecology of sulphate and sulphur reducing bacteria. In: *Biology of anaerobic microorganisms*. (Ed. A.J. B. Zehnder) New York: Wiley Interscience, pp. 469 – 585.
- WIDDEL, F. and PFENNIG, N. (1984). Dissimilatory sulphate or sulphur reducing bacteria. In: *Bergey's Manual of Systematic Bacteriology*, vol. 1. (Ed. N. R. Krieg and J. G. Holt). Baltimore/London: Williams and Wilkins, pp. 663 – 679.
- WILMOT, P.D., CADEE, K., KATINIC, J. J. and KAVANAGH, B. V. (1998). Kinetics of sulfide oxidation by dissolved oxygen. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 60 (7), pp. 1264 – 1270.

ZEHNDER, A. J. P. E ZINDER, S. H. (1980). The sulphur cycle. In: The handbook of environment chemistry, vol. (1), part A. (ed. O. Hutzinger). New York, spring – Verlag – Berlin Heidleberg, pp. 105 – 145

ZINDER, S.H. E BROCK, T.D. (1978). Microbial tranformations od sulfur in the environment. In: *Sulfur in the Environment, part II*. (Ed. J.O . Nriagu).London: Jojn Wiley and Sons, pp. 445 – 466.