

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO  
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL  
ÁREA DE TECNOLOGIA AMBIENTAL E RECURSOS HÍDRICOS

# DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

*Avaliação da  
comunidade fitoplanctônica e eficiência de um sistema de  
tratamento de esgotos no litoral de Pernambuco*

**Marcella Vianna Cabral Paiva**

**Fevereiro, 2012**

**Marcella Vianna Cabral Paiva**

*Avaliação da  
comunidade fitoplanctônica e eficiência de um sistema de  
tratamento de esgotos no litoral de Pernambuco*

Dissertação apresentada ao curso de Pós-graduação do Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil

Área de concentração: Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos

Orientadora: Prof. Dra. Maria de Lourdes Florêncio dos Santos

Catlogação na fonte  
Bibliotecária Margareth Malta, CRB-4 / 1198

P149a Paiva, Marcella Vianna Cabral.  
Avaliação da comunidade fitoplanctônica e eficiência de um sistema de  
tratamento de esgotos do litoral de Pernambuco / Marcella Vianna Cabral  
Paiva. - Recife: O Autor, 2012.  
141 folhas, il., gráfs., tabs.

Orientadora: Profa. Dra. Maria de Lourdes Florêncio dos Santos.  
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG.  
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2012.  
Inclui Referências Bibliográficas e anexos.

1. Engenharia Civil. 2. Lagoas de estabilização. 3. Comunidade  
fitoplanctônica. 4. Fatores ambientais influentes. I. Santos, Maria de  
Lourdes Florêncio dos. (Orientadora). II. Título.

UFPE

BCTG/2012-102

624 CDD (22. ed.)

**Avaliação da  
comunidade fitoplanctônica e eficiência de um sistema de tratamento de  
esgotos no litoral de Pernambuco**

Marcella Vianna Cabral Paiva

DISSERTAÇÃO SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO COMO PARTE INTEGRANTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS À OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM ENGENHARIA CIVIL

Aprovada por:

---

Dra. Maria de Lourdes Florêncio dos Santos

---

Dra. Maristela Casé Costa Cunha

---

Dra. Rejane Helena Ribeiro da Costa

---

Dr. Mario Takayuki Kato

## **DEDICATÓRIA**

*A minha família e a todos que  
contribuíram para a realização  
deste trabalho*

## **AGRADECIMENTOS**

A minha família, que esteve muito envolvida na minha decisão de fazer mestrado e todas as dificuldades enfrentadas ao longo desta jornada.

A Professora Lourdinha Florêncio, pelos ensinamentos acadêmicos e por toda confiança depositada.

Ao Professor Mario Kato, pelos ensinamentos acadêmicos e contribuição técnica para realização deste trabalho.

Agradeço ao meu pai, Marcelo Feijó, por todo o apoio e incentivo em toda minha trajetória de vida.

A minha mãe, Sandra Cabral, pelos valiosos conselhos e por todo incentivo.

Ao meu irmão, Rafael Paiva, por ser um amigo tão especial e por todos os momentos divertidos que vivemos no longo e complicado caminho até a universidade

A Marcelo Cortez, por ter me consolado nos momentos difíceis, pelo carinho, e por participar ativamente na realização deste trabalho.

A todos que trabalharam das coletas no município de Petrolândia: Elizabeth Pastich, Leidiane Cândido, Sílvia Mariana, Larissa Ribeiro, Pedro, José de Castro. Nunca vou esquecer as viagens longas, do trabalho em equipe tão bem realizados, das madrugadas no laboratório, da amizade verdadeira, e das adversidades que também foram importantes para o crescimento pessoal e profissional

A todos que trabalharam nas coletas no município de Rio Formoso: Elizabeth Pastich, Sílvia Mariana, Barbara Trindade, Pedro, Saulo, Edécio, Juliana, Sabrina, Rafael, Daniel. A participação de vocês foi fundamental para realização desse trabalho.

Um agradecimento especial a Sílvia Mariana Barbosa, por todo apoio nos trabalhos das disciplinas, nas coletas, nas análises no laboratório. E principalmente pela amizade verdadeira e pela lealdade.

A Elizabeth Pastich, por todos os seus ensinamentos tanto profissionais como pessoais. E pelo apoio fundamental na conclusão deste trabalho.

A Larissa Ribeiro, pelo apoio na realização das coletas, análises de laboratório e por suas dicas e ensinamentos importantíssimos na contagem e identificação do fitoplâncton. E principalmente pela amizade verdadeira e palavras de apoio nos momentos difíceis.

A Professora Maristela Casé pelos ensinamentos na contagem e identificação do fitoplâncton

Aos professores do Departamento de Oceanografia (Maria Luise e Fernando Fernandes), pela ajuda na metodologia para contagem do fitoplâncton

Aos integrantes do Laboratório de Saneamento Ambiental, que foram sempre solidários a minha batalha durante as dificultosas coletas e análises. Todas as palavras de apoio, conversas, dicas e ajuda nas análises foram fundamentais para realização dos trabalhos.

A Luciano, operador da estação de tratamento de Rio Formoso, por todo o apoio e participação efetiva nas coletas.

As amigas Micheline e Edna, que participaram e vibraram com a conquista da licença para realização do mestrado.

Um agradecimento especial a Poliana Januário, por toda paciência, ensinamentos e por muitas vezes ter ficado até tarde comigo no laboratório.

A Alex Moraes, pelo apoio ao tratamento estatístico dos dados.

A amiga Tatiana Calado, por escutar todos os meus desabafos, pelo incentivo, e pela ajuda fundamental na conclusão deste trabalho.

A COMPESA pela autorização para realização das pesquisas na estação de tratamento de esgotos no município de Rio Formoso.

Ao CNPQ pelos recursos concedidos para realização dos projetos

A FACEPE por conceder a bolsa para realização deste trabalho

## RESUMO

As lagoas de estabilização são ambientes propícios ao desenvolvimento de cianobactérias, que potencialmente podem produzir toxinas e causar problemas de saúde a seres humanos e animais. Neste estudo avaliou-se a comunidade fitoplânctonica em uma estação de tratamento de esgotos, composta por reatores UASB, lagoa de polimento e filtros biológicos percoladores, no município de Rio Formoso. As coletas foram realizadas em 2011, durante seis meses, em dois horários (14h e 2h), com avaliação dos parâmetros físico-químicos, biológicos, climáticos e toxinas. Os resultados médios obtidos revelaram que a eficiência do tratamento é satisfatória na remoção de DQO (84,5%), NTK (54,5%) e nitrogênio amoniacal (43,8%). Os valores de pH e oxigênio dissolvido na lagoa foram mais elevados na superfície às 14h, devido à influência das maiores temperatura e da atividade das algas no epilimínio. A análise de fitoplâncton constatou maior densidade (entre  $3,89 \times 10^7$  cel/mL e  $5,22 \times 10^6$  cel/mL), na superfície da lagoa às 14h. A espécie *Oscillatoria limosa* foi dominante em todos os meses de coleta. Contudo, no mês de junho houve uma mudança na composição da comunidade, com aumento da representatividade de *Euglena sp.* e *Merismopedia tenuissima*, provavelmente pelo aumento do nitrogênio amoniacal na lagoa. Após o tratamento nos filtros, ocorreu uma remoção significativa de algas (entre 90 e 99%), exceto no mês de junho (11%), possivelmente pela dominância de *Euglena sp.* e *M.tenuissima*. Não foi detectada a presença de microcistinas através dos métodos de HPLC e LC-MS.

**Palavras chaves:** Lagoas de estabilização, comunidade fitoplanctônica, fatores ambientais influentes.

## ABSTRACT

The stabilization ponds are environments conducive to the development of cyanobacteria, which can potentially produce toxins and cause health problems for humans and animals. This study evaluated the phytoplankton community in a sewage treatment plant, consisting of UASB reactors, polishing pond, and filters biological trickling, in Rio Formoso. Samples were collected in 2011 for six months at two times (14h and 2h), with evaluation of physico-chemical, biological, climatic and toxins. The average results obtained showed that the treatment efficiency is satisfactory removal of COD (84.5%), NTK (54.5%) and ammonia (43.8%). The pH and dissolved oxygen in the pond were higher on the surface at 14h, due to the influence of higher temperature and the activity of algae in epilimnio. The analysis showed greater phytoplankton density (between  $3.89 \times 10^7$  cells/ml and  $5.22 \times 10^6$  cells/mL), the pond surface 14h. The species *Oscillatoria limosa* was dominant in all months of collection. However, in June there was a shift in community composition, with increased representation of *Euglena* sp. and *Merismopedia tenuissima*, probably by increasing the ammonia nitrogen in the pond. After treatment filters, there was a significant removal of algae (90 to 99%), except in June (11%), possibly by the dominance of *Euglena* sp. e *M.tenuissima*. We did not detect the presence of microcystins through the methods of HPLC and LC-MS.

**Keywords:** Stabilization ponds, phytoplankton community, influential environmental factors.

## **LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS**

**CONAMA**-Conselho Nacional de Meio Ambiente

**COMPESA**- Companhia Pernambucana de Saneamento

**LAMEPE**- Laboratório de Meteorologia de Pernambuco

**ETE**- Estação de tratamento de esgotos

**OD**- Oxigênio dissolvido

**pH**- Potencial hidrogeniônico

**DQO**- Demanda química de oxigênio

**L1**- ponto situado próximo ao afluente da lagoa de polimento(cerca de 10 m do afluente)

**L5**- Ponto situado no meio da lagoa de polimento

**L7** -Ponto situado no meio da lagoa de polimento, mas próximo a margem direita

**L9** -Ponto situado no meio da lagoa de polimento, mas próximo a margem esquerda

**L11**- Ponto situado próximo ao efluente da lagoa de polimento

**P<sub>0</sub>**- Afluente da ETE (esgoto bruto)

**P<sub>1</sub>**- Efluente dos reatores UASB

**P<sub>2</sub>**- Efluente da lagoa de polimento

**P<sub>3</sub>**- Efluente dos filtros biológicos percoladores(efluente final)

## LISTA DE FIGURAS

|  |    |
|--|----|
| Figura 1 - Diagrama comparativo entre os principais tipos de lagoas de estabilização.....  | 26 |
| Figura 2 - Localização espacial da área de estudo.....   | 45 |
| Figura 3- Vazão média aduzida à ETE Rio Formoso - dez/03 a fev/05.....   | 46 |
| Figura 4- Volume aduzido à ETE Rio Formoso - dez/03 a fev/05.....  | 47 |
| Figura 5 - Desenho esquemático da ETE- Rio Formoso demonstrando os pontos de coleta no sistema. P <sub>0</sub> - Afluente da ETE (esgoto bruto) P <sub>1</sub> - Efluente dos reatores UASB, P <sub>2</sub> - Efluente da lagoa de polimento, P <sub>3</sub> - Efluente dos filtros de pedra (efluente final). ..... | 49 |
| Figura 6 - Comportamento do oxigênio dissolvido (mg/L) na entrada (P1) e saída (P2) e no interior da lagoa de polimento, na superfície (a) e no fundo (b), no dia 18 de janeiro de 2011 em escala nictimeral (8 h, 12 h,16 h, 20 h, 24 h).....   | 58 |
| Figura 7 - Comportamento da Temperatura (°C) na entrada e saída da lagoa de polimento (P1 e P2) no interior, superfície (a) e fundo (b), no dia 18 de janeiro em escala nictimeral (8h, 12h,16h, 20h, 24h).....  | 59 |
| Figura 8 - Precipitação diária (mm) nos dias anteriores e no dia das coletas, durante o mês de fevereiro/março, na estação meteorológica Usina Cucaú, Município de Rio Formoso.....  | 64 |
| Figura 9-Precipitação diária (mm) nos dias anteriores e no dia das coletas, durante o mês de janeiro, na estação meteorológica Usina Cucaú, Município de Rio Formoso. Fonte:.....  | 64 |
| Figura 10- Precipitação diária (mm) nos dias anteriores e no dia das coletas, durante o mês de março, na estação meteorológica Usina Cucaú, Município de Rio Formoso.....  | 65 |
| Figura 11- Precipitação diária (mm) nos dias anteriores e no dia das coletas, durante o mês de abril/maio, na estação meteorológica Usina Cucaú, Município de Rio Formoso.....   | 65 |
| Figura 12- Precipitação diária (mm) nos dias anteriores e no dia das coletas, durante o mês de maio, na estação meteorológica Usina Cucaú, Município de Rio Formoso.....   | 66 |
| Figura 13 - Precipitação diária (mm) nos dias anteriores e no dia das coletas, durante o mês de junho, na estação meteorológica da Usina Cucaú, Município de Rio Formoso.....  | 66 |

|   |    |
|---|----|
| Figura 14 - Precipitação acumulada nos meses de janeiro, fevereiro, março, abril, maio e junho de 2011 , na estação meteorológica da Usina Cucaú, Município de Rio Formoso.....   | 67 |
| Figura 15 - Situação dos filtros biológicos percoladores da ETE-Rio Formoso devido às fortes chuvas do mês de abril. ....   | 68 |
| Figura 16 - Concentração de oxigênio Dissolvido 14h (a)- P0(esgoto bruto), P1(após tratamento no reator UASB), P2 (após tratamento na lagoa de polimento), P3 (após tratamento no filtro biológico) e às 2h (b)- P1 (após tratamento no reator UASB) e P2 (após tratamento na lagoa de polimento). ....     | 71 |
| Figura 17 - Valores de pH às 14h (a) - P0(esgoto bruto) P1(após tratamento no reator UASB) P2 (após tratamento na lagoa de polimento) P3 (após tratamento no filtro biológico) e às 2h (b) - P1 (após tratamento no reator UASB) P2 (após tratamento na lagoa de polimento). ....                           | 72 |
| Figura 18 - Valores de Temperatura às 14h- P0(esgoto bruto) P1(após tratamento no reator UASB) P2 (após tratamento na lagoa de polimento) e P3 (após tratamento no filtro biológico) e às 2h- P1 (após tratamento no reator UASB) e P2 (após tratamento na lagoa de polimento). ....                        | 73 |
| Figura 19 - Gráfico Box-Whiskers: Nitrogênio Amoniacal às 14h (a)- P0(esgoto bruto) P1(após tratamento no reator UASB) P2 (após tratamento na lagoa de polimento) P3 (após tratamento no filtro biológico) e às 2h (b)- P1(após tratamento no reator UASB) P2 (após tratamento na lagoa de polimento) ..... | 74 |
| Figura 20 - Eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal para lagoa de polimento e para o filtro biológico percolador considerando os meses de coleta às 14h. ....   | 75 |
| Figura 21 - Gráfico Box-Whiskers: NTK 14h- P0(esgoto bruto) P1(após tratamento no reator UASB) P2 (após tratamento na lagoa de polimento) P3 (após tratamento no filtro biológico) e às 2h- P1(após tratamento no reator UASB) P2 (após tratamento na lagoa de polimento). ....                             | 76 |
| Figura 22 - Gráfico Box-Whiskers: Nitrito 14h (a)- P0(esgoto bruto) P1(após tratamento no reator UASB) P2 (após tratamento na lagoa de polimento) P3 (após tratamento no filtro biológico). e às 2h (b)- P1(após tratamento no reator UASB) P2 (após tratamento na lagoa de polimento) às 2h. ....          | 77 |
| Figura 23 - Gráfico Box-Whiskers: Fósforo Total 14h (a)- P0(esgoto bruto) P1(após tratamento no reator UASB) P2 (após tratamento na lagoa de polimento) P3 (após  |    |

|  |    |
|--|----|
| tratamento no filtro percolador biológico) e às 2h (b)- P1(após tratamento no reator UASB) P2 (após tratamento na lagoa de polimento). .....   | 78 |
| Figura 24 - Gráfico Box-Whiskers: Ortofosfato 14h (a)- P0(esgoto bruto) P1(após tratamento no reator UASB) P2 (após tratamento na lagoa de polimento) P3 (após tratamento no filtro percolador biológico) e às 2h (b) - P1(após tratamento no reator UASB) P2 (após tratamento na lagoa de polimento). ..... | 79 |
| Figura 25 - Gráfico Box-Whiskers: DQO bruta (a) e filtrada (b)- Afluente(esgoto bruto) Efluente( esgoto tratado) às 14h. ....  | 80 |
| Figura 26 - Box-Wiskers para concentração de oxigênio dissolvido às 14h na superfície (a) e no fundo (b) e às 2h na superfície.....  | 84 |
| Figura 27 - Gráfico de dispersão para concentrações de oxigênio dissolvido e pH na superfície da lagoa de polimento às 14h e 2h. ....  | 85 |
| Figura 28- Zona eufótica para os pontos amostrados no interior da lagoa de polimento. ....   | 86 |
| Figura 29 - Box- Wiskers para valores de temperatura na superfície (a) e no fundo (b) da lagoa de polimento às 14h.....  | 88 |
| Figura 30 - Box Wiskers para valores de temperatura na superfície e no fundo da lagoa de polimento às 2h. ....   | 88 |
| Figura 31 - Box -Wiskers para valores pH na superfície (a) e no fundo(b) da lagoa de polimento às 14h.....   | 90 |
| Figura 32 - Box -Wiskers para valores pH na superfície (a) e no fundo (b) da lagoa de polimento às 2h.....   | 90 |
| Figura 33 - Box -Wiskers para valores condutividade na superfície (a) e no fundo (b) da lagoa de polimento às 14h.....   | 91 |
| Figura 34 - Box -Wiskers para valores condutividade na superfície (a) e no fundo(b) da lagoa de polimento às 2h. ....  | 92 |
| Figura 35 - Concentração de NTK na superfície (a) e no fundo (b) às 14h.....   | 93 |
| Figura 36 - Concentração de NTK na superfície (a) e no fundo (b) às 2h.....  | 93 |
| Figura 37 – Concentração de nitrogênio amoniacal na superfície (a) e no fundo (b) às 14h.....  | 95 |
| Figura 38 - Concentração de nitrogênio amoniacal na superfície (a) e no fundo (b) às 2h.....   | 95 |
| Figura 39 – Gráfico de dispersão entre densidade de algas (cel/mL) e nitrogênio amoniacal (mg/L). ....   | 96 |

|   |     |
|---|-----|
| Figura 40- Correlação entre nitrogênio amoniacal e pH para todos os pontos no interior da lagoa de polimento na superfície fundo às 14h e 2h.....                             | 97  |
| Figura 41 - Concentração de nitrito nos pontos no interior da lagoa de polimento na superfície (a) e no fundo (b) às 14h.....   | 98  |
| Figura 42 –Concentração de nitrito nos pontos no interior da lagoa de polimento na superfície (a) e no fundo (b) às 2h.....   | 99  |
| Figura 43- Box -Wiskers para valores fósforo total na superfície (a) e no fundo (b) da lagoa de polimento às 14h.....   | 100 |
| Figura 44- Box -Wiskers para valores fósforo total na superfície (a) e no fundo (b) da lagoa de polimento às 2h.....  | 100 |
| Figura 45 Concentração de ortofosfato na lagoa de polimento na superfície (a) e no fundo (b) às 14h.....  | 101 |
| Figura 46- Concentração de ortofosfato na lagoa de polimento na superfície (a) e no fundo (b) às 2h.....  | 101 |
| Figura 47- Contribuição das Divisões fitoplanctônicas para riqueza total na ETE-Rio Formoso .....   | 104 |
| Figura 48- Frequência de ocorrência para a divisão Cyanophyta considerando todos os pontos amostrados no interior da lagoa de polimento para cada mês do estudo às 14h.....   | 106 |
| Figura 49- Frequência de ocorrência para a divisão Cyanophyta considerando todos os pontos amostrados no interior da lagoa de polimento para cada mês do estudo às 2h.....    | 106 |
| Figura 50- Frequência de ocorrência para a divisão Chlorophyta considerando todos os pontos amostrados no interior da lagoa de polimento para cada mês do estudo às 14h.....  | 107 |
| Figura 51- Frequência de ocorrência para a divisão Chlorophyta considerando todos os pontos amostrados no interior da lagoa de polimento para cada mês do estudo às 2h.....   | 107 |
| Figura 52- Frequência de ocorrência para a divisão Euglenophyta considerando todos os pontos amostrados no interior da lagoa de polimento para cada mês do estudo às 14h..... | 108 |
| Figura 53- Frequência de ocorrência para a divisão Euglenophyta considerando todos os pontos amostrados no interior da lagoa de polimento para cada mês do estudo às 2h.....  | 108 |

|   |     |
|---|-----|
| Figura 54- Densidade total do fitoplâncton mensal considerando todos os pontos amostrados no interior da lagoa de polimento às 14h.....       | 109 |
| Figura 55- Densidade total do fitoplâncton mensal considerados todos os pontos amostrados no interior da lagoa de polimento às 2h.....        | 110 |
| Figura 56- Densidade específica (cel/mL) por divisão considerando todos os pontos amostrados no interior da lagoa de polimento às 14h.....    | 111 |
| Figura 57- Densidade específica (cel/mL) por divisão considerando todos os pontos amostrados no interior da lagoa de polimento às 2h.....     | 111 |
| Figura 58- Comparação da densidade específica entre superfície e fundo no interior da lagoa de polimento às 14h.....                          | 112 |
| Figura 59 - Comparação da densidade específica entre superfície e fundo no interior da lagoa de polimento às 2h.....                          | 113 |
| Figura 60- Biovolume fitoplanctônico mensal considerados todos os pontos amostrados no interior da lagoa de polimento às 14h. ....            | 114 |
| Figura 61- Biovolume fitoplanctônico mensal considerados todos os pontos amostrados no interior da lagoa de polimento às 2h. ....             | 115 |
| Figura 62- Biovolume fitoplanctônico por divisão considerando todos os pontos amostrados no interior da lagoa de polimento às 14h. ....       | 116 |
| Figura 63- Biovolume fitoplanctônico por divisão considerando todos os pontos amostrados no interior da lagoa de polimento às 14h. ....       | 116 |
| Figura 64- Abundância relativa para a espécie <i>Merismopedia tenuissima</i> nos pontos de superfície da lagoa de polimento às 14h e 2h. .... | 118 |
| Figura 65- Abundância relativa para a espécie <i>Merismopedia tenuissima</i> nos pontos de fundo da lagoa de polimento às 14h e 2h.....       | 119 |
| Figura 66- Abundância relativa para a espécie <i>Oscillatoria limosa</i> nos pontos de superfície da lagoa de polimento às 14h e 2h.....      | 119 |
| Figura 67- Abundância relativa para a espécie <i>Oscillatoria limosa</i> nos pontos de fundo da lagoa de polimento às 14h e 2h. ....          | 120 |
| Figura 68- Abundância relativa para a espécie <i>Euglena sp.</i> nos pontos de superfície da lagoa de polimento às 14h e 2h.....              | 120 |
| Figura 69- Abundância relativa para a espécie <i>Euglena sp.</i> nos pontos de superfície da lagoa de polimento às 14h e 2h.....              | 121 |
| Figura 70- Análise de Componentes principais considerando parâmetros físico-químicos e densidade fitoplanctônica.....                         | 122 |

Figura 71- Densidade de algas ao longo do sistema de tratamento de esgotos. P0(esgoto bruto), P1(após tratamento no reator UASB), P2 (após tratamento na lagoa de polimento), P3 (após tratamento nos filtros biológicos percoladores). ..... 125

## LISTA DE TABELAS

|  |     |
|--|-----|
| Tabela 1 – Dados de projeto de cada etapa do sistema da ETE-Rio Formoso.....   | 48  |
| Tabela 2 – Parâmetros medidos em campo e métodos analíticos utilizados.....  | 51  |
| Tabela 3 - Parâmetros físico-químicos e métodos analíticos utilizados.....   | 51  |
| Tabela 4- Classificação taxonômica do fitoplâncton identificado na coleta de caracterização do sistema de tratamento de esgotos (ETE-Rio Formoso) em 18 de janeiro de 2011. .... | 61  |
| Tabela 5 - Eficiências e concentrações afluentes (P0) e efluentes(P3) dos parâmetros analisados nos meses de estudo. ....  | 68  |
| Tabela 6 - Parâmetros avaliados no efluente final (P3), requisitos legais estabelecidos para lançamento do efluente tratado e avaliação da conformidade.....                     | 70  |
| Tabela 7- Concentração de DQO bruta afluente e efluente comparando várias tecnologias de tratamento com o sistema de tratamento de esgotos da ETE-Rio Formoso. ....              | 81  |
| Tabela 8- Concentrações de DQO bruta e filtrada mensal e eficiências de remoção. ....  | 82  |
| Tabela 9- Classificação taxonômica do fitoplâncton presente no sistema de tratamento de esgotos da ETE-Rio Formoso.....  | 102 |

## **LISTA DE QUADROS**

|   |     |
|---|-----|
| Quadro 1 - Trabalhos relacionados a algas em lagoas de estabilização e lagos eutróficos. .... | 37  |
| Quadro 2- Variantes de microcistinas e respectivas massas moleculares .....                   | 126 |

## SUMÁRIO

|       |  |    |
|-------|--|----|
| 1     | INTRODUÇÃO .....   | 21 |
| 2     | OBJETIVOS.....   | 23 |
| 2.1   | Objetivo geral .....   | 23 |
| 2.2   | Objetivos específicos .....  | 23 |
| 3     | REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....   | 24 |
| 3.1   | Sistemas de tratamento biológicos.....   | 24 |
| 3.2   | Reatores UASB (reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo)<br>24         |    |
| 3.3   | Lagoas de Estabilização.....   | 25 |
| 3.3.1 | Características gerais.....  | 25 |
| 3.3.2 | Remoção de matéria orgânica e nutrientes em lagoas de estabilização<br>29          |    |
| 3.3.3 | Pós-tratamento de lagoas de estabilização .....                                    | 31 |
| 3.4   | Fitoplâncton .....   | 32 |
| 3.4.1 | Características gerais do fitoplâncton encontrado em lagoas de<br>estabilização 32 |    |
| 3.5   | Cianotoxinas .....   | 38 |
| 3.5.1 | Características gerais.....  | 38 |
| 3.5.2 | Cianotoxinas e saúde pública .....   | 42 |
| 3.6   | Legislação brasileira .....  | 43 |
| 4     | MATERIAL E MÉTODOS .....   | 45 |
| 4.1   | Caracterização da área de amostragem .....   | 45 |
| 4.2   | Monitoramento do sistema de tratamento.....  | 48 |
| 4.3   | Parâmetros analisados.....   | 50 |
| 4.3.1 | Condições Climáticas.....  | 50 |
| 4.3.2 | Parâmetros de campo .....  | 50 |
| 4.3.3 | Análises físico-químicas .....   | 51 |

|        |   |     |
|--------|---|-----|
| 4.3.4  | Análise microscópica do fitoplâncton .....  | 52  |
| 4.3.5  | Análise qualitativa do fitoplâncton .....   | 52  |
| 4.3.6  | Análise quantitativa do fitoplâncton .....  | 52  |
| 4.3.7  | Biovolume .....   | 53  |
| 4.3.8  | Frequência de ocorrência, riqueza, abundância relativa .....  | 53  |
| 4.3.9  | Tratamento estatístico dos dados.....   | 54  |
| 4.3.10 | Análise de microcistinas.....   | 55  |
| 5      | RESULTADOS E DISCUSSÃO.....   | 57  |
| 5.1    | Coleta exploratória para definição dos pontos e frequência de coleta na lagoa de polimento .....                  | 57  |
| 5.1.1  | Análises físico-químicas .....  | 57  |
| 5.1.2  | Análise de fitoplâncton.....  | 60  |
| 5.2    | Avaliação das condições climáticas durante o período estudado.....  | 63  |
| 5.3    | Avaliação do desempenho do sistema e atendimento a legislação ambiental   | 67  |
| 5.3.1  | Concentração dos parâmetros físico-químicos e desempenho para cada etapa do sistema de tratamento de esgoto ..... | 70  |
| 5.4    | Comportamento dos parâmetros no interior da lagoa de polimento .....  | 82  |
| 5.4.1  | Oxigênio dissolvido.....  | 82  |
| 5.4.2  | Zona eufótica e transparência da água .....   | 85  |
| 5.4.3  | Temperatura no interior da lagoa de polimento .....   | 86  |
| 5.4.4  | pH no interior da lagoas de polimento .....   | 88  |
| 5.4.5  | Condutividade .....   | 91  |
| 5.4.6  | Comportamento dos nutrientes (nitrogênio e fósforo) no interior da lagoa de polimento .....                       | 92  |
| 5.5    | Análise do fitoplâncton .....   | 102 |
| 5.5.1  | Análise qualitativa e quantitativa .....  | 102 |
| 5.5.2  | Análise de componentes principais (ACP) .....   | 121 |

|       |   |     |
|-------|---|-----|
| 5.5.3 | Remoção de algas .....                  | 124 |
| 5.5.4 | Análise de microscistinas .....         | 126 |
| 6     | Conclusões .....                        | 127 |
| 7     | Recomendações .....                     | 129 |
| 8     | Referencias Bibliográficas .....        | 130 |
| 9     | Anexos I- Resultados estatísticos ..... | 138 |
| 10    | ANEXO II- Resultados LC-MS .....        | 141 |

## 1 INTRODUÇÃO

Os investimentos nas áreas de saneamento e de abastecimento de água nos países em desenvolvimento, como o Brasil, veem recebendo um grande aporte de recursos. Contudo, segundo o Atlas do Saneamento (IBGE; 2011), o Brasil avançou pouco na questão da coleta de esgoto sanitário nos últimos anos. No ano de 2000, 52,2% dos municípios contavam com sistemas de coleta de esgoto, oito anos depois, em 2008, o cenário pouco evoluiu e este percentual aumentou apenas para 55,1%. Em relação ao tratamento dos esgotos coletados, observa-se uma distribuição bastante desigual do serviço entre as regiões brasileiras. No ano de 2008, dos 1.587 municípios que coletavam o esgoto e realizavam o tratamento, 506 encontravam-se na Região Sudeste, especialmente no estado de São Paulo, o que correspondia a 28,5% do total.

Neste contexto, fica evidenciado que a seleção de sistemas de coleta e tratamento simplificados, de baixo custo e de alta sustentabilidade com otimização das características regionais, pode melhorar o cenário nacional e contribuir significativamente para preservação dos recursos hídricos.

Em países tropicais, com elevadas temperaturas na maior parte do ano, os processos biológicos para o tratamento de esgotos apresentam elevada aplicabilidade, e em geral, são de baixo custo. Nas últimas décadas, entre os processos biológicos de tratamento, tem merecido destaque as tecnologias anaeróbias, como por exemplo, os reatores do tipo UASB (reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo). Estes reatores foram incluídos como uma etapa preliminar de tratamento em sistemas compostos por lodos ativados, filtros biológicos ou lagoas de estabilização (CARDOSO et al., 2001).

Embora a remoção da matéria orgânica tenha sido o objetivo principal dos tratamentos de esgotos, ela não é suficiente para atender aos padrões de lançamentos estabelecidos pela legislação ambiental pertinente, que garantem a qualidade das águas. A remoção de nutrientes, em especial o nitrogênio e o fósforo, e de microorganismos patogênicos deve ser incluída.

Outra tecnologia amplamente utilizada que se enquadra nesta ótica de sistemas simples, de baixo custo, com remoção de matéria orgânica, patógenos e nutrientes são as lagoas de estabilização.

Tratam-se em suma, de ambientes construídos para armazenar e tratar esgotos de origem doméstica e industrial que resultam na estabilização da matéria orgânica através

de processos biológicos. O tratamento pode ocorrer em condições aeróbias, anaeróbias ou facultativas, de acordo com a disponibilidade de oxigênio dissolvido no meio, da atividade biológica predominante, da carga orgânica afluyente e das características físicas de cada unidade (FALCO, 2005).

O princípio da estabilização da matéria orgânica em lagoas facultativas e de maturação baseia-se na relação mutualística entre bactérias e algas. As bactérias atuam degradando a matéria orgânica com a utilização de oxigênio do meio, liberando como produto final o gás carbônico e outros compostos mineralizados. As algas, por sua vez, através da fotossíntese, consomem gás carbônico e liberam oxigênio que será utilizado pelas bactérias na oxidação da matéria orgânica, além disso, as algas incorporam nutrientes do meio que são necessários para suas atividades metabólicas (VARON; MARA, 2004).

No Brasil, as lagoas são amplamente empregadas, contudo, devido às características de alta temperatura, alta intensidade de luz e elevada concentração de nutrientes, as lagoas de estabilização apresentam um ambiente muito propício ao crescimento elevado de cianobactérias (florações) que podem ser potencialmente tóxicas (MENDONÇA, 2000).

As cianotoxinas, toxinas produzidas por cianobactérias, podem causar nos seres humanos e em outros seres vivos, desde irritação de pele a intoxicações agudas ou crônicas (BITTENCOURT, 2001). Este aspecto pode inviabilizar o tratamento de esgotos através das lagoas de estabilização. Entre os gêneros potencialmente tóxicos identificados no Brasil, podem ser destacados: *Microcystis*, *Anabaena*(*Dolichospermum*), *Aphanizomenon*, *Planktothrix*, *Cylindrospermopsis* e *Nodularia* (SANT'ANNA et al., 2006).

Diante desta problemática, a avaliação dos aspectos químicos, físicos, biológicos e das condições meteorológicas que favorecem a floração de cianobactérias em lagoas de estabilização torna-se importante.

O presente trabalho teve como objetivo principal avaliar a comunidade fitoplanctônica em uma lagoa de estabilização. O estudo foi realizado na estação de tratamento de esgotos no município de Rio Formoso, Pernambuco. Em 2003, ocorrem denúncias ao Ministério Público, relacionadas à possível contaminação do corpo receptor pelo efluente tratado, quando o sistema era composto por um conjunto de três reatores UASB, seguido de uma lagoa de polimento. A Companhia Pernambucana de Saneamento (COMPESA), responsável pela administração da estação de tratamento,

executou em 2005, uma reforma na estação de tratamento para inclusão de um pós-tratamento para remoção de algas por meio de um conjunto de filtros biológicos percoladores. Após a reforma não houve o acompanhamento da eficiência de remoção do fitoplâncton após tratamento nos filtros biológicos percoladores, dos fatores ambientais e físico-químicos que poderiam estar influenciando a dominância de cianobactérias na lagoa de polimento, nem a investigação da produção de toxinas. Neste contexto verificou-se a importância de avaliar a o comportamento do fitoplâncton na ETE- Rio Formoso.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo geral**

- Avaliar comportamento do fitoplâncton relacionado às condições físicas, químicas, biológicas e climáticas no sistema de tratamento de esgoto doméstico gerado no município de Rio Formoso, PE.

- 

### **2.2 Objetivos específicos**

- Avaliar a eficiência da ETE na remoção da matéria orgânica, nutrientes, patógenos, fitoplâncton e o atendimento do efluente tratado à legislação ambiental pertinente;
- Avaliar a produção de microcistinas-LR através da técnica de HPLC (cromatografia líquida de alta precisão) e as principais variantes de microcistinas através de LC-MS (cromatografia líquida acoplada à espectrometria de massas);
- Avaliar o desenvolvimento da comunidade fitoplânctonica em escala sazonal nictimeral e espacial no sistema de tratamento de esgoto.

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 Sistemas de tratamento biológicos

Os métodos de tratamento nos quais a remoção dos contaminantes ocorre a partir da atividade biológica são conhecidos como: processos unitários biológicos. O tratamento biológico é usado, principalmente, para remover substâncias orgânicas biodegradáveis e, também, nutrientes. Os principais microrganismos envolvidos são: bactérias, fungos, protozoários, rotíferos e algas (METCALF; EDDY, 2003).

Alguns dos sistemas de tratamento atualmente pesquisados para remoção de nutrientes apresentam custos elevados, principalmente os que utilizam aeração mecanizada, como os de lodo ativado. Neste sentido, inviabiliza a aplicação desses sistemas em países subdesenvolvidos e em desenvolvimento que possuem sérios problemas na coleta e tratamento de esgotos, provocada pela histórica falta de investimento no setor de saneamento (CYBIS et al., 2004).

As lagoas de estabilização são amplamente utilizadas para tratamento de esgotos domésticos com alta eficiência na remoção de matéria orgânica e organismos patogênicos, porém a rotas de transformação e remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização ainda estão sendo elucidadas, dificultando a determinação de características projetos que viabilizam a remoção desses nutrientes (MENDONÇA, 2000).

Nas últimas décadas, sistemas anaeróbios estão sendo pesquisados e implantados para tratamento de esgoto doméstico e industrial. O tratamento anaeróbio envolve processos complexos que são realizadas por diversas espécies de microorganismos, com ou sem utilização de meio suporte, para a formação de leito granulado ou floculoso de biomassa. Contudo, por causa da complexidade das reações é necessário um controle operacional rigoroso dos sistemas anaeróbios (VAN HAANDEL et al., 2000).

##### **Reatores UASB (reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo)**

Os reatores UASB vêm merecendo destaque por apresentarem baixo custo, simplicidade operacional, volume reduzido e baixa produção de sólidos. Essas características favoráveis estimulam o crescimento e desenvolvimento da tecnologia de tratamento de esgotos domésticos por via anaeróbia (METCALF & EDDY, 2003).

O mecanismo de conversão da matéria orgânica através da digestão anaeróbia,

ocorrendo por meio de bactérias específicas que quebram as moléculas complexas presentes no esgoto, tornando-as moléculas menores e componentes solúveis mais simples. Os carboidratos, proteínas, lipídeos são hidrolisados para açúcares simples, aminoácidos e ácidos graxos. Os compostos absorvidos são fermentados no interior das células bacterianas (acidogênicas). As bactérias acetogênicas são responsáveis pela oxidação dos compostos formados na fase acidogênica, gerando substratos como: acetato, dióxido de carbono e hidrogênio. As bactérias metanogênicas, por sua vez, utilizam apenas alguns dos substratos produzidos nas etapas anteriores (CHERNICHARO, 2000).

No tratamento anaeróbio de esgotos domésticos, em geral, existe o crescimento do lodo pela atividade dos microorganismos decompositores da matéria orgânica. A manutenção de uma quantidade “ótima” de lodo é importante para obtenção de uma maior eficiência de remoção. No caso de acúmulo de grandes quantidades, ocorre a descarga desse lodo junto ao efluente, aumentando com isso a concentração de matéria orgânica e sólidos suspensos no efluente final (VAN HAANDEL et al., 2000).

Apesar dos benefícios da sua aplicação, os reatores anaeróbios demonstram grande dificuldade em produzir um efluente dentro dos padrões estabelecidos pela legislação brasileira, sendo necessário um sistema de pós-tratamento para remoção adicional de nutrientes, organismos patogênicos e matéria orgânica. Alguns sistemas de pós-tratamento para reatores UASB estão em fase de pesquisas, como a disposição controlada no solo, diferentes configurações de reatores anaeróbios (reator anaeróbio de leito fixo, reator anaeróbio de leito expandido, reatores em batelada sequenciais anaeróbios). Alguns tipos de pós-tratamento já estão sendo amplamente utilizados pelas companhias de saneamento no Brasil, como: lagoas de estabilização, lodos ativados e filtros biológicos (CHERNICHARO, 2000).

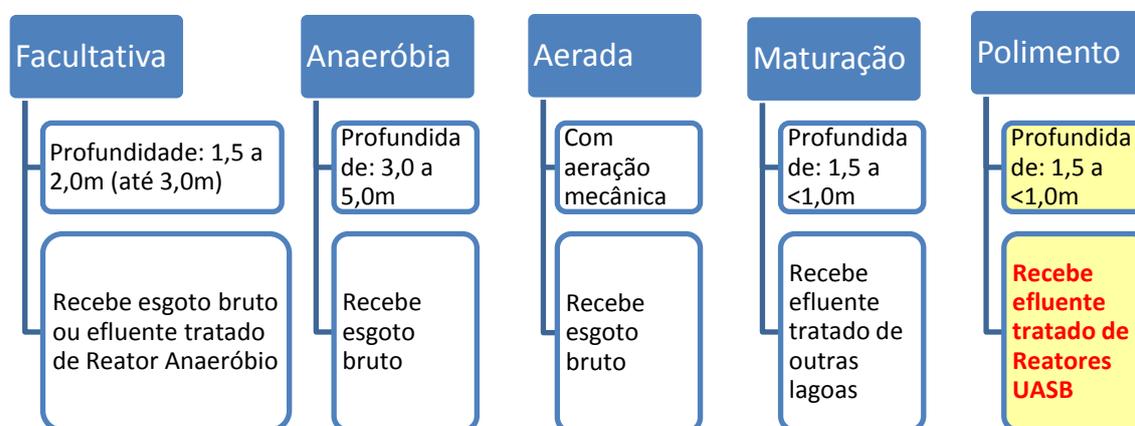
## **3.2 Lagoas de Estabilização**

### **3.2.1 Características gerais**

A partir da década de 40, surgiram os primeiros projetos de lagoas de estabilização nos Estados Unidos, onde alguns parâmetros foram estabelecidos, tais como: carga orgânica, tempo de detenção, profundidade, etc. A Austrália foi pioneira no desenvolvimento de estudos de lagoas em série (uma anaeróbia seguida de uma facultativa), configuração conhecida como lagoas australianas. No Brasil, a primeira lagoa de estabilização foi do tipo australianas, construída na década de 60, no município

de São José dos Campos, São Paulo (KELLNER; PIRES, 1998).

O tratamento de efluentes por sistemas de lagoas de estabilização é um método apropriado para águas residuais de origem doméstica em países tropicais e subtropicais, devido à alta incidência de luz solar e elevadas temperaturas. Outros fatores também contribuem para a elevada aplicabilidade das lagoas de estabilização, como: baixo custo de operação, manutenção, pouca ou nenhuma utilização de energia elétrica, elevada eficiência e por ser um sistema de tratamento de efluentes através de processos biológicos, naturais e sustentáveis (VARON; MARA, 2004). As principais características das lagoas de estabilização estão apresentadas na Figura 1.



**Figura 1** - Diagrama comparativo entre os principais tipos de lagoas de estabilização (Fonte: Adaptado de von Sperling, 2006)

As lagoas anaeróbias são usadas para o tratamento inicial de águas residuárias com elevada carga orgânica. Tipicamente, uma lagoa anaeróbia é profunda, de 3,0 a 5,0 m, para impedir a penetração de luz solar e realização de fotossíntese pelas algas, com o objetivo de manter as condições anaeróbicas. Em relação à remoção de bactérias patogênicas, esse tipo de lagoas não é eficiente. A produção de lodo é menor quando comparada com sistemas aeróbios, por causa da menor atividade metabólica das bactérias anaeróbicas (METCALF; EDDY, 2003). As lagoas anaeróbias apresentam em geral, uma remoção de DBO na faixa de 40 a 70%, sendo necessária outra unidade de tratamento para obter um efluente de melhor qualidade, que pode ser em uma lagoa facultativa. Um aspecto negativo das lagoas anaeróbias é a possibilidade de geração de maus odores, o que aponta para uma necessidade de distanciamento de residências (VARON; MARA, 2004).

As lagoas facultativas podem ser primárias, que recebem esgoto bruto, e lagoas facultativas secundárias, que recebem águas residuais de um primeiro estágio de tratamento (normalmente o efluente de lagoas anaeróbias). Possuem entre 1,5 e 2,0 m de profundidade, em alguns casos podendo chegar a 3,0 m. São projetados para remoção de  $\text{DBO}_5$  com base na sua carga orgânica superficial (VARON; MARA, 2004).

O processo de tratamento dentro das lagoas facultativas é essencialmente natural, não necessita de mecanização. Por essa razão, a estabilização da matéria orgânica se processa em taxas mais lentas, implicando a necessidade de elevado período de detenção na lagoa (usualmente superior a 15 dias) (von SPERLING, 2006).

Para o desenvolvimento das algas é necessária uma carga orgânica relativamente baixa utilizada na superfície (geralmente na faixa de 8-40 kg  $\text{BOD}_5/\text{ha d}$ ). A promoção do desenvolvimento de algas é importante para geração de oxigênio dissolvido através da fotossíntese, que será utilizado pelas bactérias para remoção da matéria orgânica. Durante o dia com intensa luminosidade a atividade fotossintética das algas resulta em concentrações de oxigênio dissolvido (OD) acima dos valores de supersaturação, em torno de 20 mg/L e pH acima de 9,0, esses fatores são importantes na remoção de bactérias fecais e vírus (CURTIS et al., 1992).

As lagoas de maturação são lagoas rasas, possuem de 1 a 1,5 m de profundidade, algumas possuem profundidade menor que 1,0 m, e são projetadas para receber baixas cargas orgânicas. O objetivo do tratamento é o polimento do efluente tratado, promover a remoção de nitrogênio, matéria orgânica remanescente e patógenos (METCALF; EDDY, 2003; FERRARA; AVCI, 1982).

As lagoas de polimento recebem efluentes de reatores UASB (anaeróbios), mas possuem características de projeto bastante semelhante às lagoas de maturação. O principal objetivo é a remoção de organismos patogênicos, matéria orgânica e nutriente. Para que haja esse polimento é importante uma baixa profundidade para uma maior penetração da energia luminosa na massa líquida, resultando em maior eficiência da fotossíntese, maior concentração de oxigênio dissolvido e maior valor de pH (CAVALCANTI, 2001).

Segundo Kato e Florêncio (2001), devido a baixa carga orgânica que é aplicada à lagoa de polimento, ocorre uma menor produção de  $\text{CO}_2$  nos processos de degradação da matéria orgânica em comparação ao consumo de  $\text{CO}_2$  associada a uma maior atividade de fotossíntese. O resultado deste balanço positivo no consumo de gás carbônico em relação a sua produção, eleva o valor de pH nas lagoas de polimento,

possibilitando formação de amônia molecular que pode se desprender da fase líquida. O pH elevado também favorece uma maior concentração de íon fosfato, e em consequência, a sua precipitação na forma de fosfato de cálcio.

O fenômeno de estratificação é frequentemente observado em lagoas de estabilização com o aparecimento de perfis verticais de temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH e outros parâmetros. A estratificação ocorre principalmente devido ao aquecimento diferencial das camadas superficiais, na ausência de aeração artificial ou dispositivos de mistura e por insuficiente mistura através do vento. O resultado da estratificação da temperatura afeta vários parâmetros, principalmente em relação à cinética microbiana, as características químicas do meio e atividade de organismos planctônicos, além de reduzir a mistura vertical (GU, 1995).

O regime hidráulico tem grande influência sobre a eficiência de uma lagoa de estabilização. Diversos modelos foram propostos para entender o comportamento hidrodinâmico das lagoas de estabilização. Em um regime de mistura completa, todos os elementos que entram no reator são misturados e a concentração de todos os elementos é a mesma em todos os pontos do reator. No fluxo em pistão, cada elemento sai do reator na mesma ordem em que entra assim cada elemento fica exposto ao mesmo tempo de tratamento. Já no fluxo disperso, cada elemento do fluxo permanece no reator em tempos distintos (KELLNER; PIRES, 2002).

Apesar das diversas vantagens da utilização de lagoas de estabilização estes sistemas também possuem desvantagens, como: necessidade de grandes áreas para construção em comparação com outros processos de tratamento convencionais, a baixa remoção de nutrientes em algumas configurações, tratamento com elevado tempo de detenção hidráulico dependendo do tipo de lagoa, e ocorrência de crescimento exagerado de plantas aquáticas e algas, podendo existir gêneros potencialmente produtores de toxinas (MARA; JOHNSON, 2006).

A eficiência de tratamento das lagoas de estabilização é influenciada por diversos fatores, já que esse sistema de tratamento é aberto e susceptível às condições ambientais, além disso, o tratamento ocorre por processos biológicos. Diversas dificuldades são enfrentadas no estudo de sistemas em escala real de operação e modelos propostos devido, ao comportamento hidrodinâmico interno das lagoas, que é influenciado pela geometria, profundidade, posicionamento da tubulação de entrada e saída da lagoa, direção do vento onde está situado o sistema de tratamento e fatores climáticos. Podem existir diferenças no fluxo interno da lagoa provocado por zonas

mortas e curtos circuitos (TORREAS et al., 2000).

### 3.2.2 Remoção de matéria orgânica e nutrientes em lagoas de estabilização

Segundo Craggs (2005), as principais rotas de transformação e mecanismos de remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização, incluem: (a) volatilização de amônia, (b) absorção biológica de nitrogênio, (c) nitrificação, (d) a desnitrificação, e (e) sedimentação da biomassa morta e acumulação na camada de lodo. Por muito tempo, a remoção de nitrogênio em sistemas de lagoas de estabilização foi atribuída principalmente à volatilização de amônia e sedimentação do nitrogênio orgânico (PEARSON, 2005). Contudo, estudos recentes têm demonstrado que, em condições favoráveis para ao crescimento de algas, a amônia é removida por absorção de algas, mesmo que no interior da lagoa existam altos valores de pH (CAMARGO VALERO; MARA, 2010).

As algas incorporam carbono e nutrientes em lagoas de estabilização, e após a morte, essas células sedimentam e passam a fazer parte do lodo, onde ocorre a digestão anaeróbia do lodo contendo algas. Em locais de clima temperado, durante os meses de frio, os sedimentos são principalmente armazenados na camada de lodo e, em seguida, quando a temperatura sobe, o lodo contendo algas é digerido mais rapidamente, o que pode causar uma entrada extra de nutrientes e o aumento da demanda de oxigênio na lagoa (SHILTON, 2005).

As transformações dos compostos nitrogenados são influenciadas por condições climáticas, e são realizadas pela interação de diversos tipos de organismos que possuem metabolismos diferenciados: aeróbio, anaeróbio, facultativo. A maior parte do nitrogênio, chega ao sistema de tratamento de efluente na forma de nitrogênio orgânico ou amoniacal. Pode ocorrer a sedimentação de parte do nitrogênio orgânico e o processo de amonificação, que é a conversão do nitrogênio orgânico a nitrogênio amoniacal. Na oxidação biológica do nitrogênio amoniacal, as bactérias do gênero *Nitrossomonas*, irão converter a amônia em nitrito. Bactérias do gênero *Nitrobacter* irão oxidar o nitrito a nitrato. O processo de conversão do nitrogênio amoniacal a nitrato é conhecido como nitrificação (BITTON, 2005).

A amônia existe em solução tanto na forma de íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) como na forma livre não ionizada ( $\text{NH}_3$ ). Em pH abaixo de 8, praticamente toda a amônia se encontra na forma de íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), em pH igual a 9,5 aproximadamente 50% da amônia está na forma de não ionizada ( $\text{NH}_3$ ) e 50% na forma de íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) e

em pH acima de 11 praticamente toda a amônia está na forma de não ionizada ( $\text{NH}_3$ ). A forma não ionizada pode ser removida através da volatilização da amônia (von SPERLING, 2006)

Os processos de nitrificação são altamente eficientes em sistemas onde ocorre aeração mecanizada do efluente, contudo, não se pode afirmar que o nitrogênio foi removido do sistema, na maioria das vezes ocorre apenas à transformação da forma de nitrogênio orgânico para nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato. Para que ocorra a remoção total, o nitrato tem que ser convertido em condições anóxicas e na presença de carbono orgânico para nitrogênio gasoso ( $\text{N}_2$ ). O nitrato será utilizado por bactérias desnitrificantes no processo de desnitrificação resultando na formação de nitrogênio molecular ( $\text{N}_2$ ) que escapa para atmosfera (MIETTINEN et al, 2004).

A explicação para os níveis baixos de nitrito e nitrato encontrados na maioria dos sistemas de lagoas de estabilização seria a absorção de nitrato pelas algas (CAMARGO VALERO; MARA, 2007) e processos simultâneos de nitrificação-desnitrificação, promovendo a transformação das espécies de nitrogênio e por fim a remoção com a liberação de  $\text{N}_2$  par atmosfera. Contudo as rotas de transformação são ainda de difícil conhecimento (ZIMMO et al., 2003).

Em relação à remoção de fósforo as principais vias são: absorção de fósforo orgânico por algas e bactérias e retirada desse composto através da saída com o efluente final; sedimentação do fósforo orgânico nos sólidos; precipitação de fosfatos em condições de elevado pH. O fósforo absorvido pela biomassa de algas e bactérias também pode ser removido da massa líquida por sedimentação e incorporando-se ao lodo de fundo. A digestão anaeróbia do lodo do fundo pode provocar a ressuspensão do fósforo e re-incorporação à massa líquida (CRAGGS, 2005).

A remoção de fósforo tem sido realizada através de métodos físico-químicos mediante a adição de sais de alumínio e ferro. Entretanto, o uso do alumínio vem sendo eliminado em estações de tratamento de água e esgoto em nível internacional devido aos efeitos adversos à saúde humana. Sendo assim, o ferro surge como uma alternativa importante para a coagulação e precipitação de fósforo e fosfato. Alternativas para remoção biológica de fósforo também tem sido desenvolvida, para a eliminação do emprego de coagulantes e floculantes e recuperação do fósforo para usos comerciais (MONTEGIA; TESSELE, 2001).

### **3.2.3 Pós-tratamento de lagoas de estabilização**

Algumas pesquisas têm sido desenvolvidas para implantação de processos físico-químicos com alternativa para pós-tratamento em lagoas de estabilização para remoção de organismos patogênicos, fósforo e algas. A cloração é bastante utilizada para redução da densidade bacteriana apresentando custos relativamente baixos. A aplicação de coagulantes (sulfato de alumínio e cloreto férrico) tem sido eficiente para remoção de clorofila-a. O emprego de flotação por ar dissolvido e separação por decantação acelerada apresentaram eficiência acima de 90% (FALCO, 2005).

Outros sistemas têm sido desenvolvidos para pós-tratamento de lagoas de estabilização como: biofiltros aerados, micropeneiras, microfiltração, escoamento superficial em gramíneas, e filtros biológicos percoladores, tendo como objetivos principais a remoção de biomassa de algas, nitrogênio e fósforo (FABRETI, 2006).

#### **3.2.3.1 Filtros biológicos percoladores**

Mara e Johnson (2006) estudou a inclusão de unidades de remoção de sólidos, chamados de filtros percoladores biológicos, como uma parte integrante dos sistemas de lagoas de estabilização. A função principal dos filtros seria a remoção de biomassa de algas produzida em sistemas de tratamento onde a lagoa de estabilização tem a função de reforçar a remoção de nitrogênio, os filtros seriam uma etapa complementar para remoção do nitrogênio absorvido pelas algas.

Em filtros percoladores a biomassa bacteriana se desenvolve aderida a um meio suporte, que pode ser constituído de rocha (brita, cascalho, pedregulho) e atualmente tem sido utilizado material plástico para substituir os antigos leitos de pedra, com o objetivo de aperfeiçoar o processo pelo aumento da área superficial para aderência da biomassa. A área para implantação dos filtros pode ser diminuída pela utilização de material suporte plástico, por causa do reduzido peso específico desses materiais e o alto índice de vazios (90 a 97%) (METCALF; EDDY, 2003).

Franchin e Povinelli (2006) estudaram a remoção de matéria orgânica e nitrogênio utilizando filtros percoladores em escala piloto como pós-tratamento de um reator anaeróbio compartimentado. Os filtros foram construídos em PVC e utilizando como meio suporte brita e serragem de couro. Concluíram que o material que teve o melhor desempenho foi o de serragem de couro tanto para remoção de DQO, quanto para nitrogênio amoniacal e total.

Apesar de alguns autores afirmarem que filtros percoladores não são eficientes para remoção de nitrogênio e que a principal função seria um pós-tratamento para a

remoção de sólidos suspensos (biomassa de algas), novos estudos têm demonstrado que a remoção de nitrogênio é possível. A nitrificação nos filtros percoladores depende da taxa de aplicação da amônia, do oxigênio dissolvido, do meio suporte utilizado e das condições climáticas (RUGGERI JUNIOR, 2007).

### **3.3 Fitoplâncton**

#### **3.3.1 Características gerais do fitoplâncton encontrado em lagoas de estabilização**

As algas verdes (Divisão Chlorophyta) são eucariontes, possuem talos unicelulares, coloniais, filamentosos. As formas unicelulares e coloniais são normalmente microscópicas e podem se movimentar por meio de flagelos que podem ser simples ou ramificados. Algumas formas coloniais apresentam um número definido de células e são chamadas de cenóbio. Quanto às formas filamentosas podem ser celulares ou cenocíticas (WEHR e SHEATH, 2003).

Os pigmentos fotossintetizantes das algas verdes estão localizados em cloroplastos com tilacóides, são os mesmos encontrados em plantas superiores: clorofila a e b, alfa e beta caroteno e xantofilas. O produto de reserva é o amido. Alguns indivíduos desse grupo possuem parede celular composta de celulose ou pectina. A reprodução das algas verdes é bastante diversa, algumas clorofíceas reproduzem-se somente de forma assexuada, por divisão celular, fragmentação ou liberação de esporos. Existem também gêneros com reprodução sexuada com ou sem alternância de gerações. A grande maioria das espécies ocorre em água doce, predominantemente no plâncton (RAVEN, 2007).

A divisão Euglenophyta é classificada como eucariontes, pertencem ao reino protista, à formação deste grupo está relacionada com a produção de uma endossimbiose secundária, com uma alga verde pertencente a divisão Chlorophyta. Possuem como pigmentos fotossintetizantes a clorofila a e b, xantofilas, e carotenos, mas existem gêneros incolores. O material de reserva é o paramilo e não possuem parede celular. A locomoção ocorre por meio de um ou dois flagelos. Em relação à reprodução, conhece-se apenas reprodução vegetativa, através de divisão longitudinal. As euglenofíceas são dulcícolas, marinhas ou de água salobra e são encontradas principalmente em ambientes ricos em matéria orgânica, algumas espécies podem realizar migrações rítmicas verticais (WEHR e SHEATH, 2003).

A divisão Cyanophyta, é composta por organismos procariontes, os componentes

celulares (aerotópos, pigmentos fotossintéticos substâncias de reserva, ribossomos) estão dispersos no protoplasma. Assemelham-se as bactérias, pela ausência de núcleo delimitado. Contudo, existem diferenças entre cianobactérias e bactérias, como por exemplo, a realização de fotossíntese com liberação de oxigênio, que só ocorre nas cianobactérias. Além disso, as cianobactérias possuem clorofila- a como pigmento fotossintetizante, as bactérias não possuem (REYNOLDS, 1997).

As células de cianobactérias não apresentam estruturas móveis, como os flagelos, presentes nas bactérias. A diversificação e especiação das cianobactérias ao longo da sua existência ainda não foram satisfatoriamente explicadas. Contudo, resultados recentes indicam os principais fatores de controle da evolução das cianobactérias começaram com a transferência extracelular de material genético dentro das populações, combinado com a alta capacidade de adaptabilidade e das rápidas mudanças na morfologia e a variabilidade ecofisiológica no genoma (HOEK et al, 1995).

O principal pigmento fotossintetizante é a clorofila “a” que está presente em todas as cianobactérias. Os pigmentos fotossintéticos estão dispostos em membranas denominadas tilacóides, que se distribuem próximo às membranas celulares e não estão organizados em organelas definidas, diferindo das algas verdes e das plantas onde ocorre a organização através dos cloroplastos (FRANCESCHINI, 2010).

Nas cianobactérias ocorre, de forma geral, a realização da fotossíntese oxigênica, ou seja, fotossíntese com liberação de oxigênio molecular. Este processo é possível pela presença da clorofila “a” e dos dois fotossistemas (I e II), de forma semelhante às algas e plantas superiores. Outros pigmentos fotossintetizantes presentes nas cianobactérias são as ficobiliproteínas, que estão agrupadas em corpúsculos chamados de ficolissomos, dispostos sobre os tilacóides. As ficobiliproteínas dividem-se em: c-ficocianina, aloficocianina, c-ficocianina. O pigmento ficoeritrocianina também está presente em cianobactérias e sua concentração varia em resposta a qualidade de luz e condições ambientais. Entre os pigmentos carotenóides, o mais comum é o beta-caroteno (REVIERS, 2006).

Para obtenção de energia necessária aos seus processos vitais, as cianobactérias necessitam de água, dióxido de carbono, substâncias inorgânicas e luz. Na classificação dos organismos quanto à fonte de carbono e energia, a maioria é considerada fotoautotrófica (CARMICHAEL, 1994). Contudo, existem indivíduos capazes de crescer em ambientes com pouca ou nenhuma luminosidade e realizar a quimiossíntese, com a utilização de substâncias químicas de alto teor energético, e ainda, indivíduos que

são capazes de assimilar alimentos por osmose ou fagocitose para suplementar à fotossíntese ou como única via de assimilação (BICUDO et al., 2005).

Em ambientes anóxicos, algumas cianobactérias são capazes de usar  $H_2S$  com doador de elétrons. Possuem a habilidade de fotossintetizar sob condições aeróbias ou anaeróbias, são fototróficas anaeróbias facultativas (STAL; MOEZELAAR, 1997).

A organização do talo da maior parte das cianobactérias é muito simples. Os talos podem ser microscópicos ou macroscópicos, podem ser unicelulares, coloniais ou filamentosas. As formas filamentosas possuem um filamento constituído por tricoma, que é uma sequência linear de células, envolvido por uma bainha de mucilagem. As formas celulares são variadas: arredondadas, longas, fusiformes ou elípticas (SANT'ANNA et al, 2006).

Segundo Reynolds (1997), o processo reprodutivo em cianobactérias é sempre assexuado, não se conhece reprodução gamética em cianobactérias e nunca se observou a plasmogamia, no entanto, existem evidências de combinação gênica. As formas de reprodução conhecidas são: divisão celular, fragmentação, formação de fragmentos do tricoma (hormogônios), formação de endósporo, formação de exósporos, -formação de acinetos em organismos filamentosos.

Algumas cianobactérias são consideradas cosmopolitas, podendo habitar vários tipos de ambientes: terrestres, aquáticos, ambientes extremos (deserto, fonte termal, neve, entre outros). Contudo, a maioria habita a água doce, devido ao melhor crescimento em águas neutras a alcalinas (pH 6 a 9), temperatura entre 15 a 30°C e alta concentração de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo (MOLINA-GRIMA, 1999).

### **3.3.1.1 Comportamento do fitoplâncton em lagoas de estabilização**

Existem diversos gêneros de algas que são adaptadas às condições existentes no interior de lagoas de estabilização, elas são responsáveis pela oxigenação do meio através dos processos fotossintéticos, e pela remoção de nutrientes e carbono através da incorporação desses elementos que são utilizados no seu metabolismo. As algas são encontradas, principalmente, em lagoas facultativas, de polimento e de maturação, onde a relação mutualística entre a comunidade fitoplânctonica e a bacteriana é um dos principais fatores para o tratamento biológico nestes ambientes (MASSERET et al., 2000).

A variação na composição do fitoplâncton está intimamente ligada a mudanças nas propriedades físico-químicas da água da lagoa de estabilização e condições

climáticas do meio. Em ocasiões onde ocorre o domínio por algas verdes, a água da lagoa apresenta uma aparência verde-escuro, o que é indicativo de algas que não trazem benefícios ao sistema de tratamento (MARA; PEARSON, 1986). No entanto, a presença de formação “escuma” na superfície da lagoa, caracteriza o domínio de cianobactérias.

Valores de pH elevados são indicativos de alta atividade de algas nas lagoas durante o período de maior intensidade luminosa. A taxa de remoção de CO<sub>2</sub> na massa líquida supera a de reposição pela decomposição da matéria orgânica. (KOTUT et al. 2010).

A elevação da temperatura no verão aumenta o metabolismo dos microorganismos, ocorrendo, conseqüentemente, um aumento também da disponibilidade de nutrientes na água proporcionando o crescimento da biomassa algal (ESTEVES, 1998).

A estratificação térmica provoca uma adaptação das espécies para se posicionarem nas diversas profundidades na coluna d'água, utilizando sua capacidade de flutuabilidade e movimentação. Durante a estratificação ocorre à decantação das algas não motoras que passam a não realizar a fotossíntese e conseqüentemente não produzir oxigênio. As algas motoras se posicionam 0,3 a 0,5 m abaixo da superfície para evitar locais muito quentes, formando uma camada que impede a passagem de luz solar (TUNDISI e TUNDISI, 2008).

A entrada de pluviosidade na rede de esgoto e conseqüente diluição do efluente provoca a modificação das condições das lagoas de estabilização devido ao aumento da vazão e diminuição o tempo de detenção hidráulico. Essa perturbação do ambiente resulta em diminuição da biomassa e mudanças na composição da comunidade fitoplantônica, enquanto a escassez de água em períodos de seca pode favorecer a concentração de compostos orgânicos e nutrientes no interior da lagoa de estabilização propiciando o aumento da densidade fitoplanctônica(MIWA, 2007).

Figueredo e Giani (2001), citam a precipitação como fator de forte influência na composição da biomassa algal, pois atua como fator diluidor e perturbador das comunidades aquáticas.

Segundo Hoek et al (1995), a dominância periódica por biomassa de euglenóides possivelmente é resultante de um aumento na carga de matéria orgânica da lagoa. Segundo Bicudo (1999), as clorofíceas (algas verdes) são beneficiadas pela diminuição no grau de estabilidade da coluna de água e pelo aumento na profundidade da zona de

mistura.

As cianobactérias possuem estratégias para dominar os ambientes eutrofizados: são capazes de produzir pigmentos acessórios necessários a absorção mais eficiente da luz em qualquer habitat, estoque de nutrientes essenciais e metabólitos no citoplasma, capacidade de fixar nitrogênio atmosférico e acumular gás em vesículas (aerótopos) que permitem movimento e ajuste de posição na coluna de água (REVIERS, 2006).

Em relação à fixação de nitrogênio atmosférico, algumas cianobactérias filamentosas possuem estruturas chamadas heterocistos. Nestas células, ocorre a conversão de  $N_2$  em amônia através da enzima nitrogenase, na ausência de oxigênio. A fixação de  $N_2$  ocorre predominantemente nos heterocistos, contudo, verificou-se que algumas células vegetativas de espécies unicelulares e espécies filamentosas sem heterocistos também podem fixar nitrogênio em condições anóxicas. (BERGMAN, 1997).

Os aerótopos são vesículas gasosas que permitem a flutuação das cianobactérias na superfície, são estruturas que possuem um gás resultante da atividade metabólica da célula. À medida que aumenta a atividade fotossintética, a vesícula diminui e conseqüentemente a alga afunda, quando isso ocorre a cianobactéria é submetida a um ambiente menos luminoso, havendo uma redução na taxa de fotossíntese e as vesículas começa a se formar novamente, então, a célula volta a flutuar. Essa capacidade de movimentação vertical na coluna de água, confere proteção aos efeitos fotooxidantes e pode ser favorável para seu rápido crescimento, propiciando o domínio de cianobactérias em diversos ambientes (MOSS, 2000).

Segundo Konig (2002), há a necessidade de estudos nictimerais devido a grande variabilidade na composição e na qualidade do efluente durante o dia, como também na atividade das algas em função das mudanças nas condições ambientais em períodos diurnos e noturnos.

Em lagos e reservatórios, foram realizados estudos em intervalos de amostragem de 24 horas, e a temperatura foi adotada como um dos fatores mais importantes para estrutura e dinâmica do fitoplâncton, explicando a variabilidade da estrutura ao longo do dia. Há estudos que demonstram que, sob condições de eutrofização, a biomassa de fitoplâncton é controlada por fatores abióticos; pequenas variações nos níveis de nutrientes dentro de curtos intervalos de amostragem resulta em uma rápida mudança na estrutura da comunidade de algas (DANTAS, 2008).

Existem diversos estudos sobre o crescimento de fitoplâncton em lagoa de

estabilização e lagos eutróficos, alguns desses estudos correlacionam dados físico-químicos, biológicos e climáticos, para explicar a dominâncias de certos gêneros de fitoplâncton, e a dinâmica dos organismos em escala espacial e nictimeral. No Quadro 1, estão compilados alguns trabalhos relacionados a algas em lagoas de estabilização e lagos eutróficos.

**Quadro 1** - Trabalhos relacionados a algas em lagoas de estabilização e lagos eutróficos.

| Autor                              | Tipo de sistema   | Organismos encontrados   |
|------------------------------------|---|--|
| <b>Godoy, 2007</b>                 | Tratamento primário (aplicação de polímero coagulante) + lagoa facultativa, lagoa de maturação, decantador de algas com aplicação de polímero e cal hidratada, e por último um tanque para aplicação de cloro | <i>Planktothrix sp.</i> , <i>Merismopedia sp.</i> , <i>Microcystis sp.</i> , <i>Phormidium sp.</i> , <i>Chroococcus sp.</i> , <i>Pseudoanabaena sp.</i> , <i>Aphanocapsa sp.</i> |
| <b>Granado, 2004</b>               | Sistemas australiano de lagoas de estabilização (ETE-Novo Horizonte -SP)  | <i>Chlorella vulgaris</i> , <i>Golenkinia radiata</i> , <i>Aphanocpsa sp.</i> , <i>Chlorella sp.</i>   |
| <b>Bento, 2005</b>                 | Lagoa facultativa (controle) e uma lagoa com suportes para a adesão de biofilme   | <i>Euglena spp.</i> , <i>Phacus spp</i> e <i>Chlamydomonas spp</i> , <i>Chlorella spp</i> , <i>Planktothrix spp</i> e <i>Oscillatoria spp</i> , <i>Navicula spp</i>              |
| <b>Miwa, 2007</b>                  | Lagoa anaeróbia + facultativa (ETE-Cajati-SP)   | <i>Synechocystis sp.</i> , <i>Chlorella spp</i>  |
| <b>Amengual-Morro et. al, 2011</b> | Lagoa facultativa + lagoa de maturação (Cidade de Palma, Ilha de Majorca)   | <i>Chlorella</i> , <i>Scenedesmus</i> , <i>Chlamydomonas</i> , <i>Micractinium</i> , <i>Euglena</i> , <i>Ankistrodesmus</i> , <i>Oscillatoria</i> , <i>Microcystis</i>           |
| <b>Kotut, et al. 2010</b>          | Sistema de Lagos de estabilização localizado no Parque Nacional do lago de Nakuru, África   | <i>Actinastrum spp.</i> , <i>Desmodesmus</i> , <i>Micractinium spp.</i> , <i>Arthrospira fusiformis</i> , <i>Euglena spp.</i> , <i>Phacus spp.</i> , <i>Lepocinclis sp.</i>      |
| <b>Konig et al, 2002</b>           | Oito estações de tratamento de esgotos do estado da Paraíba- Nordeste brasileiro  | <i>Oscillatoria</i> , <i>Euglena</i> , <i>Chlorella</i> e <i>Navícula</i>  |
| <b>LV et al, 2011</b>              | Lagos rasos urbanos eutróficos  | No verão predominância de <i>Microcystis aeruginosa</i> e <i>Euglena caudata</i> , por <i>Cryptomonas ovata</i> e <i>Cyclotella meneghiniana</i> no inverno.                     |
| <b>Aquino et al., 2010</b>         | Duas facultativas e uma de maturação (ETE-Malvas- Juazeiro do Norte (CE))   | <i>Planctoithrix. isothrix</i> , <i>Microcystis aeruginosa</i> e <i>Merismopedia trolleri</i>  |

### 3.4 Cianotoxinas

#### 3.4.1 Características gerais

As toxinas são metabólitos secundários que possuem um efeito nocivo sobre outros tecidos, células ou organismos. Metabólitos secundários são compostos que não são utilizados pelo organismo para o seu metabolismo primário. Estes metabólitos incluem compostos que agem como hormônios, antibióticos, aleloquímicos ou toxinas (CARMICHAEL, 1996).

As funções das cianotoxinas ainda não foram compreendidas pelos especialistas. Algumas hipóteses apontam para um papel contra herbivoria do zooplâncton, outras de que as cianotoxinas poderiam atuar como quelantes de metais pesados, e alguns autores acreditam que elas podem ter também um papel na comunicação intercelular. Além disso, também não está totalmente esclarecido como os fatores ambientais influenciam a produção das cianotoxinas. (MOLICA; AZEVEDO, 2009). Estudos recentes apontam que as cianotoxinas seriam moléculas potencialmente mediadoras de interações de cianobactérias com outros organismos, tais como: bactérias heterotróficas, fungos, protozoários e algas (KEARNS; HUNTER, 2000).

A maior parte das cianotoxinas é sintetizada no citoplasma celular. Em geral, ocorre a liberação após a lise ou morte celular. Contudo, em alguns gêneros, como *Cylindrospermopsis*, pode haver excreção sem a ocorrência da morte ou lise celular (HART; FAWELL; CROLL, 1998).

As cianotoxinas são identificadas, quanto à composição química como: alcalóides ou organofosforados, com efeitos neurotóxicos e peptídeos ou alcalóides com efeitos hepatotóxicos. No caso das substâncias neurotóxicas, essas possuem ação rápida, causando a morte de mamíferos por parada respiratória após poucos minutos de exposição. As substâncias hepatotóxicas possuem ação mais lenta.

As neurotoxinas produzidas por cianobactérias podem ser divididas em três subgrupos: anatoxina-a, anatoxina-a(s) e saxitoxinas. A ocorrência de cianobactérias neurotóxicas já foi registrada em países da América do Norte, Austrália, Europa e no Brasil, com manifestações de intoxicações em humanos e em outros mamíferos, além de peixes e crustáceos (CHORUS e BARTRAM, 1999).

Anatoxina-a é um alcalóide neurotóxico atua como bloqueador neuromuscular pós-sináptico de receptores nicotínicos e colinérgicos. Esta ação acontece pela ligação da anatoxina-a aos receptores de acetilcolina, pois não é degradada pela

acetilcolinesterase. Os gêneros *Aphanizomenon*, *Arthrospira*, *Cylindrospermum*, *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Planktothrix*, *Anabaena*(*Dolichospermum*) e *Raphidiopsis* foram relatados como produtores de anatoxina-a. Os sintomas da intoxicação observados em animais domésticos e selvagens são: fasciculação muscular, respiração ofegante e convulsões (FALCONER, 1996).

A anatoxina-a (s) é um organofosforado natural (N-hidroxi guanidina fosfato de metila) e tem um mecanismo de ação semelhante à anatoxina-a (CARMICHAEL, 1994). Esta toxina provoca uma intensa salivação em animais intoxicados, por isso é conhecida como anatoxina-a (s). Os sintomas são bradicardia, sudorese, visão turva, lacrimejamento, secreção brônquica excessiva, dificuldades para respirar, tosse, vômitos, dor abdominal, diarreia, incontinência urinária; taquicardia, hipertensão, dilatação das pupilas, fraqueza muscular, agitação, confusão, podendo levar o indivíduo ao coma (SANT'ANNA, AZEVEDO, et al., 2006).

As saxitoxinas também são conhecidas como “venenos paralisantes de moluscos” (PSPs). São neurotoxinas de um grupo de alcalóides carbamatos que podem ser não sulfatados (saxitoxina e neosaxitoxina), com um único grupamento sulfato (G-toxinas) ou com dois grupamentos sulfatos (C-toxinas). As saxitoxinas isoladas provêm de cianobactérias dos gêneros: *Aphanizomenon*, *Anabaena* (*Dolichospermum*), *Lyngbia*, *Cylindrospermopsis*, e, já confirmadas, das espécies *Aphanizomenon flos-aquae*, *Anabaena circinalis*, *Lyngbia wollei* e *Cylindrospermopsis raciborskii* (CARMICHAEL, 1994).

Apesar dos mecanismos de ação serem diferentes, o efeito final da anatoxina-a, anatoxina-a(s) e saxitoxinas é idêntico; a paralisação da atividade muscular, causando morte por parada respiratória, após poucos minutos ou após poucas horas de exposição às toxinas.

As hepatotoxinas incluem as microcistinas e nodularinas, que são peptídeos cíclicos, que inibem algumas proteínas fosfatases, e a cilindrospermopsina, um alcalóide supressor de síntese proteica (CHORUS; BARTRAM, 1999).

As microcistinas atuam nos hepatócitos através dos receptores dos ácidos biliares e provocam lesões internas no fígado, devido à desorganização do citoesqueleto ao nível celular (FALCONER, 1991).

As microcistinas são mais comumente encontradas entre as cianotoxinas, e estão presentes nos gêneros *Microcystis*, *Anabaena*, (*Dolichospermum*) *Planktothrix*, *Oscillatoria*, *Nostoc*, *Hapalosiphon*, *Anabaenopsis*, entre outros. Essas toxinas não são

eliminadas pelo sistema de tratamento de águas tradicionais e nem pela fervura. (CARMICHAEL, 1992).

As microcistinas são compostas por heptapeptídeos monocíclicos, contendo três D-aminoácidos (alanina, ácido eritro- $\beta$ -metilaspártico, e ácido  $\gamma$ -glutâmico), N metildeidroalanina (Mdha), e o incomum C20  $\beta$ -aminoácido (2S, 3S, 8S, 9S)-3-amino-9-metoxi-2, 6, 8-trimetil-10-fenildeca-4(E), 6(E)-ácido dienoico (Adda). A variação estrutural das microcistinas pode ocorrer em todos os sete aminoácidos (SIVONEM; JONES, 1999).

As nodularinas também chegam aos hepatócitos por meio de receptores dos ácidos biliares (FALCONER; 1991). São pentapeptídeos cíclicos produzidos e identificados primeiramente no gênero *Nodularia*. As nodularinas são igualmente hepatotóxica, apresentando o mesmo mecanismo de ação farmacológica das microcistinas.

A cilindrospermopsina é um alcalóide hepatotóxico, que causa inibição da síntese proteica. A ação da toxina acontece principalmente no fígado, mas já foram observados em experimentos de laboratório utilizando cobaias, danos graves em células renais, pulmonares e cardíacas, A cilindrospermopsina tem ação mais lenta em comparação com outras toxinas e necessita de maiores dosagens para provocar problemas de saúde (CHORUS; BARTRAM, 1999).

O consumo de água em mananciais com florações de cianobactérias pode proporcionar a exposição continuadas de hepatoxinas em doses não letais. Baixas concentrações dessas toxinas de forma continuada provocam o desenvolvimento da forma crônica da doença, aumentando a incidência de câncer hepático em humanos, gerando preocupação sobre as possíveis consequências na saúde das populações (CALIJURI et al., 2006).

As dermatotoxinas são toxinas irritantes ao contato com a pele, causando lesões na pele, reações alérgicas, irritação nos olhos, urticária em humanos e outros mamíferos. Sua ação ocorre pela formação de complexos com proteínas e fosfolipídios da parede celular. Os principais organismos associados a casos de intoxicação por dermatotoxinas são *Microcystis flos aquae*, *Microcystis aeruginosa* e *Anabaena circinalis* (*Dolichospermum*), *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Phormidium spp* (CALIJURI et al., 2006).

Estudos sobre a formação de florações evidenciam alguns fatores preponderantes: a carga elevada de nutrientes, o tempo longo de retenção da água, a

estratificação e temperatura elevada (HUSZAR, 2000).

As temperaturas médias mais elevadas, principalmente nos países de clima temperado provocadas pelo aquecimento global poderão intensificar a formação de florações de fitoplâncton, provocando o aumento da estratificação térmica por períodos mais longos, condições propícias para a dominância de cianobactérias e de cepas capazes de produzir cianotoxinas (PAERL; HUISMAN, 2008).

Contudo, é difícil determinar quais características ambientais que proporcionam a floração de cianobactérias potencialmente tóxicas. Essas diferenças na capacidade de produção de toxinas podem ser influenciadas por características regionais, como a modificação climática de uma mesma região ao longo do tempo (CARMICHAEL, 1994).

Neste contexto, a realização de estudos das características regionais, relacionando a produção de cianotoxinas com as variáveis físico-químicas fornecem informações bastante relevantes, sobre quais condições ambientais mais prováveis de influenciar altas concentrações de microcistinas (CHORUS, 2001).

A padronização de técnicas para determinação e quantificação da maioria das cianotoxinas, ainda estão sendo desenvolvidas e não foram totalmente validadas. A análise em HPLC (cromatografia líquida de alta precisão) tem sido a técnica mais utilizada para detecção de microcistina. A detecção de microcistinas é mais utilizada devido a maior ocorrência de casos dessa toxina nos climas temperados (CHORUS; BARTRAM, 1999).

Segundo Reynolds (1998), sistemas naturais apresentam interações múltiplas em relação aos gradientes bióticos e abióticos. Como produto desses diversos sistemas, as relações entre fatores ambientais e concentração máxima de microcistinas são complexas, já que o conteúdo de microcistinas na célula é dependente da cepa, e a variação entre as linhagens é bastante significativa, não havendo comportamento linear na correlação.

Para explicar as diferenças genéticas dentro da população que produz microcistinas e outras cianotoxinas em resposta a fatores ambientais e a falta de correlação entre a concentração de microcistinas e o número de células, foram aplicadas técnicas de biologia molecular com isolados da mesma população, para confirmar a hipótese de que toxicidade é uma característica intra-populacional. Os resultados confirmaram genótipos diferentes dentro da mesma população com relação ao gene que codifica para microcistina sintetase (BITTENCOURT-OLIVEIRA; 2001).

### 3.4.2 Cianotoxinas e saúde pública

Casos de intoxicação envolvendo doença e a morte de animais de estimação e animais selvagens devido à ingestão de água contendo células de algas tóxicas são conhecidos desde final do século 19 (BEASLEY et al., 1989). No entanto, o aumento da eutrofização das fontes de água doce pode resultar em um grande crescimento de florações de cianobactérias.

No Brasil, o primeiro caso comprovado de mortes humanas causadas por cianotoxinas ocorreu em Caruaru (PE), agreste de Pernambuco, em 1996, onde 130 pacientes renais crônicos apresentaram sintomas de hepatotoxicose após terem sido submetidos à sessões de hemodiálise. Do total de pessoas intoxicadas, 76 vieram a falecer (CARMICHAEL; AZEVEDO, 1996).

Os seres humanos são provavelmente tão susceptíveis as toxinas como outros mamíferos, mas as pessoas geralmente se recusam a utilizar água com cor, gosto ou sabor fora dos padrões usuais (CARMICHAEL; FALCONER 1992).

Agências internacionais e nacionais de saúde e proteção ambiental começaram a reconhecer os riscos das cianotoxinas para a saúde pública e ao meio ambiente e passaram a estabelecer limites de concentração dessas toxinas, contagem e identificação de cianobactérias potencialmente tóxicas em reservatórios de abastecimento e em estações de tratamento de água (HAIDER et al., 2003).

Apesar de serem raros os casos de ingestão de grande quantidade de cianotoxinas pelo homem, suficiente para uma dose aguda letal, existe os danos à saúde pela exposição crônica. Os sintomas da exposição aguda são caracterizados por um quadro de gastroenterite com diarreias, vômitos, náuseas, cólicas abdominais e febre, ou hepatite com anorexia e vômitos. Os danos causados pelo efeito crônico são mais prováveis se houver exposição frequente e em longo prazo. Já se sabe que esse tipo de exposição por microcistinas pode promover a formação de tumores, principalmente hepáticos (CHORUS; BARTRAM, 1999).

A inalação também pode produzir problemas de saúde, como rinite, conjuntivite e dispnéia ou bronquite aguda. O contato pode desencadear irritação ocular, conjuntivite, dermatite, obstrução nasal, asma, podendo mesmo provocar queimaduras na pele (CALIJURI et al, 2006).

Existem alguns estudos que discutem a bioacumulação de cianotoxinas em camarões, mexilhões e peixes em vários países, porém ainda estão sendo investigados

os riscos da acumulação dessas toxinas ao longo da cadeia alimentar e qual o verdadeiro impacto a saúde humana e aos ecossistemas (MAGALHÃES, 2003).

Estudos realizados da baía de Sepetiba, localizada no Rio de Janeiro, identificaram a presença microcistinas em todas as amostras de organismo (musculatura de peixes, camarão e caranguejo). Nesse estudo a bioacumulação de microcistinas foi confirmada em peixes na lagoa costeira e as autoridades apontaram os riscos da ingestão destes organismos contaminados (MAGALHÃES, 2003).

### **3.5 Legislação brasileira**

No Brasil existem legislações específicas que definem padrões de qualidade para lançamento de efluentes, e diretrizes para enquadramento de corpos d'água superficiais. Estes padrões de qualidade estão contidos na Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) n° 357, de 17 de março de 2005, e suas alterações e complementações estabelecidas na Resolução CONAMA n° 397 de 2008 e Resolução CONAMA n° 430 de 2011.

Em relação às formas de nitrogênio e fósforo, a legislação não estabelece padrões máximos de lançamento para nitrito, nitrato e fósforo, nitrogênio total, existindo apenas o padrão de lançamento para nitrogênio amoniacal (20 mg/L), que tinha sido suspenso temporariamente na Resolução CONAMA n° 397 de 2008 e foi restabelecido CONAMA n° 430 de 2011. Contudo, esse padrão não se aplica para descarte de efluentes de estações de tratamento de esgoto.

Em relação às condições e padrões para efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários, a Resolução CONAMA n° 430 de 2011, estabelece apenas limites para os parâmetros: pH, temperatura, DBO, óleos e graxas e matérias flutuantes.

Em relação às cianobactérias e toxinas, a Portaria do Ministério da Saúde 518/2004, introduziu a exigência de acompanhamento de cianobactérias, a realização de ensaios de toxicidade e a análise de cianotoxinas. A Resolução CONAMA 357/2005 também definiu uma série de parâmetros a serem realizados no monitoramento de ambientes aquáticos.

Atualmente a Portaria 518/2004 foi substituída, entrando em vigor a Portaria N° 2.914, de 2011 do Ministério da Saúde. Segundo a qual, para minimizar os riscos de contaminação da água para consumo humano com cianotoxinas, deve ser realizado o monitoramento de cianobactérias, buscando-se identificar os diferentes gêneros, no ponto de captação do manancial superficial, considerando, para efeito de alteração da

frequência de monitoramento, o resultado da última amostragem.

A Portaria Nº 2.914, de 2011, também estabeleceu que em função dos riscos à saúde associados às cianotoxinas, é proibido o uso de algicidas para o controle do crescimento de microalgas e cianobactérias no manancial de abastecimento ou qualquer intervenção que provoque a lise das células.

Em relação à análise de toxinas, a Portaria Nº 2.914, de 2011, também estabelece que as concentrações de cianotoxinas devam representar as contribuições da fração intracelular e da fração extracelular na amostra analisada. E quando for detectada a presença de gêneros potencialmente produtores de cilindrospermopsinas no monitoramento, recomenda-se a análise dessas cianotoxinas, observando o valor máximo aceitável de 1,0 µg/L. Quando for detectada a presença de gêneros de cianobactérias potencialmente produtores de anatoxina-a(s) no monitoramento de cianobactérias recomenda-se também a análise da presença destas cianotoxinas.

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 Caracterização da área de amostragem

O município de Rio Formoso possui uma população de 22.140 habitantes, densidade demográfica de 92,32 hab/km<sup>2</sup> e uma área de 239,814 km<sup>2</sup>. Está localizado na mesoregião da mata Pernambucana, microregião mata meridional Pernambucana, limitando-se ao norte com Sirinhaém, ao sul com Tamandaré, ao leste com Tamandaré, e a oeste com Gameleira (Figura 2 - Localização espacial da área de estudo. A posição geográfica é 08°39'50''S 35°09'32'', fica a 81 km de Recife, capital de Pernambuco. O clima é tropical chuvoso do tipo AS', na escala de Köppen e Geiger, (1928). A precipitação média anual de 2.788 mm, os períodos mais chuvosos vão de maio a julho. A vegetação típica é floresta sub-perenifólia.



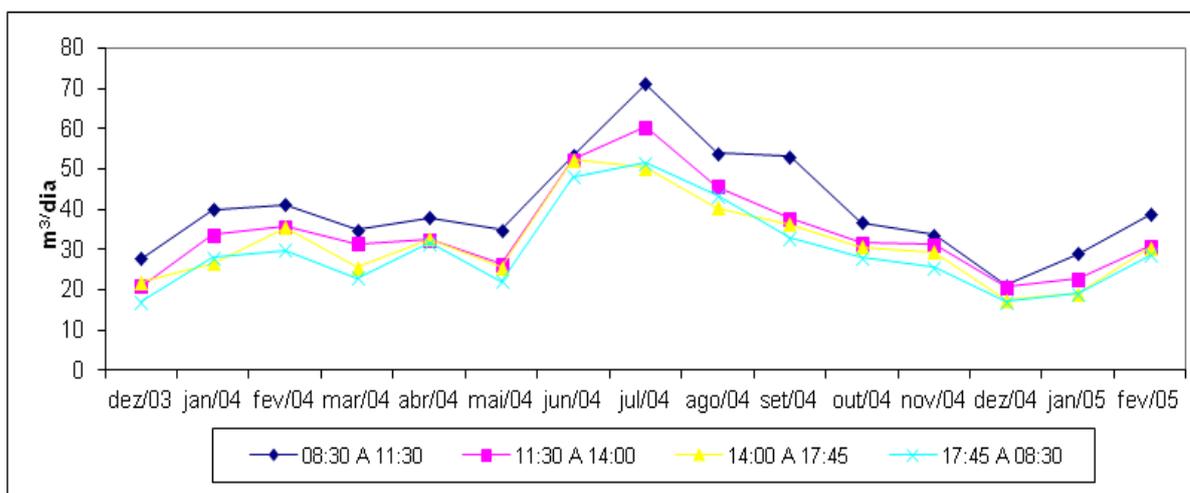
**Figura 2** - Localização espacial da área de estudo.

O sistema de tratamento de esgotos municipal é composto por um conjunto de três reatores UASB (reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo), seguindo por uma lagoa de polimento. Após o tratamento na lagoa, o efluente é conduzido por uma tubulação de 250 mm de diâmetro para uma caixa de união, e a partir deste ponto o efluente é distribuído para um conjunto com quatro filtros biológicos percoladores. A população contribuinte ao sistema é de 15.830 habitantes. O corpo receptor do efluente tratado é o Rio Formoso, considerado Classe II.

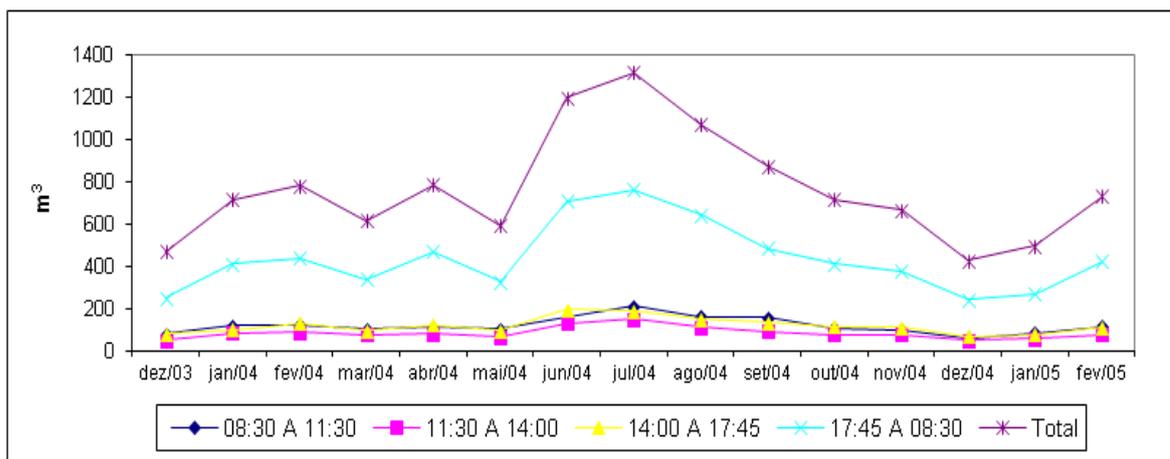
O sistema foi construído pela Companhia Pernambucana de Saneamento (COMPESA) e iniciou a operação em 1998, neste momento era composto apenas pelo

reator UASB e pela lagoa de polimento. Em 2005, a ETE passou por uma reforma para inclusão dos filtros biológicos percoladores. Esta inclusão ocorreu em consequência do surgimento de denúncias ao Ministério Público de Pernambuco e repercussão na mídia, sobre a possibilidade de contaminação do corpo receptor pelo efluente da estação. Pescadores e moradores da região relataram a existência de grande mortandade de peixes e crustáceos, este impacto ambiental foi atribuído à toxicidade das algas presentes no efluente tratado.

A inclusão do pós-tratamento à lagoa de polimento tinha como objetivo principal, a remoção de sólidos em suspensão (biomassa de algas). Após a reforma na ETE-Rio Formoso, cessaram as denúncias e o desconforto da população em relação à estação de tratamento. Contudo, não houve o acompanhamento da eficiência de remoção de algas, nem dos parâmetros físico-químicos, após a implantação dos filtros biológicos percoladores. Entre os anos de 2003 e 2005, a COMPESA fez o acompanhamento de parâmetros físico-químicos, microbiológicos, contagem de cianobactérias e acompanhamento de volume e vazão de adução através de medições nos conjuntos moto-bomba da estação elevatória. O acompanhamento da vazão média e do volume aduzido à ETE Rio Formoso estão demonstrados nas Figuras 3 e 4.



**Figura 3-** Vazão média aduzida à ETE Rio Formoso - dez/03 a fev/05. Fonte:COMPESA



**Figura 4-** Volume aduzido à ETE Rio Formoso - dez/03 a fev/05. Fonte:COMPESA

Segundo informação da COMPESA, após fevereiro de 2005, quando ocorreu à suspensão no monitoramento na estação não houve expansão na rede coletora do município de Rio Formoso. No intuito de atualizar os dados de vazão, fez-se a medição da altura da lâmina d' água na calha Parshall durante os meses de coleta.

Calculou-se a vazão média do sistema a partir de medições na calha Parshall utilizando a seguinte formula:

$$Q = 2,2 \cdot W \cdot H_0^{3/2}$$

Q= vazão em m<sup>3</sup>/s

H<sub>0</sub> = altura do nível de água no ponto 0 (m)

W = largura da garganta (m)

Considerando a vazão média observada no período estudado (momento da coleta) e os dados de dimensionamento do projeto da ETE (confirmados através de medições *in loco*), calculou-se o tempo de detenção hidráulico, a taxa de aplicação superficial e volumétrica de DQO, dados apresentados na Tabela 1.

**Tabela 1** – Dados de projeto de cada etapa do sistema da ETE-Rio Formoso

| Dados do Projeto                            | Unidade                   | Reator UASB (3 UNIDADES) | Lagoa de Polimento | Filtros Biológicos Percoladores (4 UNIDADES) |
|---|---------------------------|--------------------------|--------------------|--|
| <b>Comprimento</b>                          | (m)                       | 11,6                     | 167                | 120  |
| <b>Largura</b>                              | (m)                       | 16                       | 110                | 120  |
| <b>Profundidade útil (m)</b>                | (m)                       | 5,3                      | 1,50               | 0,55   |
| <b>Volume</b>                               | (m <sup>3</sup> )         | 984                      | 28.050             | 7.920  |
| <b>Área</b>                                 | m <sup>2</sup>            | 186                      | 14110              | 14400  |
| <b>Vazão</b>                                | m <sup>3</sup> /dia       | 40                       | 40                 | 40   |
| <b>TDH</b>                                  | dia                       | 0,3                      | 8                  | 2  |
| <b>Taxa de aplicação superficial de DQO</b> | g DQO/m <sup>2</sup> .dia | 70                       | 0,2                | 0,25   |
| <b>Taxa de aplicação volumétrica de DQO</b> | g DQO/m <sup>3</sup> .dia | 13                       | 0,1                | 0,5  |

#### 4.2 Monitoramento do sistema de tratamento

A princípio foi realizada uma caracterização da lagoa de polimento no dia 18 de janeiro de 2011, onde foram marcados onze pontos no interior da lagoa com a utilização de estacas de madeira, em cada ponto foram realizadas coletas de superfície e de fundo, nos horários: 8 h, 12 h, 16 h, 20 h e 24 h. Esta primeira amostragem teve como objetivo determinar quantos pontos de coleta e quais horários seriam representativos para o estudo do comportamento geral da lagoa e desta forma continuarem a ser monitorados. Com base nos dados obtidos optou-se pelos horários das 14 h e 2h por estarem relacionados com as mudanças climáticas e ambientais em relação a ciclo-diurno- noturno das algas. Foram determinados os seguintes pontos de coleta no interior da lagoa:

**L1-** ponto situado próximo ao afluente da lagoa (cerca de 10 m do afluente)

**L5-** ponto situado no meio da lagoa de polimento

**L7** –ponto situado no meio da lagoa de polimento, mas próximo a margem direita

**L9** -ponto situado no meio da lagoa de polimento, mas próximo a margem esquerda

**L11-** ponto situado próximo ao efluente da lagoa de polimento

A cada ponto no interior da lagoa de polimento foi adicionado o índice “s” para as amostras de superfície e “f” para as amostras de fundo.

Para avaliação do sistema como um todo e de cada unidade separadamente os seguintes pontos foram monitorados:

**P<sub>0</sub>**- Afluente da ETE (esgoto bruto)

**P<sub>1</sub>**- Efluente dos reatores UASB

**P<sub>2</sub>**- Efluente da lagoa de polimento

**P<sub>3</sub>**- Efluente dos filtros biológicos percoladores (efluente final)

A Figura 5 apresenta o desenho esquemático da ETE Rio Formoso com todos os pontos de coleta supracitados.



**Figura 5** - Desenho esquemático da ETE- Rio Formoso demonstrando os pontos de coleta no sistema. P<sub>0</sub>- Afluente da ETE (esgoto bruto) P<sub>1</sub>- Efluente dos reatores UASB, P<sub>2</sub>- Efluente da lagoa de polimento, P<sub>3</sub>- Efluente dos filtros de pedra (efluente final).

Para realização de coletas no interior da lagoa de polimento foi utilizado um barco a remo de fibra de vidro. As amostras para análise de parâmetros físico-químicos foram coletadas na superfície manualmente utilizando recipientes plásticos de 2 litros e para coleta de amostra no fundo da lagoa utilizou-se a garrafa de *van Dorn*. As amostras foram acondicionadas em caixas térmicas e submetidas à temperatura de aproximadamente 4°C. Para análises quali-quantitativa de fitoplâncton foram coletadas da seguinte forma: manualmente para as amostras de superfície e com o auxílio de uma garrafa coletora do tipo *Van Dorn* para as amostras de fundo. As amostras foram então armazenadas em frascos plásticos de 500 ml e preservadas com lugol acético. As análises físico-químicas e do fitoplâncton foram realizadas no Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA) da Universidade federal de Pernambuco, que está situada

a aproximadamente 81 km de distância da ETE Rio Formoso.

Foram realizadas coletas utilizando rede de plâncton que tinham o objetivo de foi concentrar a biomassa algal para posterior análise de microcistinas-LR através do HPLC (cromatografia líquida de alta precisão) no Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA) e as principais variantes de microcistinas através do LC-MS na Central Analítica do Departamento de Química Fundamental (CCEN). A rede de plâncton utilizada foi de náilon, de 20  $\mu\text{m}$  de abertura de malha. O arraste foi realizado de forma vertical, onde a rede é mergulhada até uma profundidade previamente estabelecida, puxando-a em seguida até a superfície.

### **4.3 Parâmetros analisados**

#### **4.3.1 Condições Climáticas**

O monitoramento das condições climáticas é de extrema importância já que as lagoas de estabilização são sistemas abertos, sujeitas as flutuações das condições ambientais, como também mudanças dos organismos que a compõe. O sistema apresenta respostas aos fatores climáticos como vento, precipitação, radiação solar, temperatura e etc.

Não foi possível a instalação de uma estação meteorológica no local de coleta, para tanto, foram utilizados dados do LAMEPE (Laboratório de Meteorologia de Pernambuco), da estação meteorológica localizada na Usina Cucaú localizada no mesmo município, a aproximadamente 26 Km do núcleo urbano do município de Rio Formoso.

#### **4.3.2 Parâmetros de campo**

O oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica, potencial hidrogênio (pH), temperatura, transparência da água forma medidos no momento da coleta a aproximadamente 20 cm na coluna d'água da superfície da lagoa de polimento e pontualmente no esgoto bruto (P0), efluente do reator UASB (P1), efluente da lagoa de polimento e efluente dos filtros biológicos percoladores. Para tanto, utilizou-se um equipamento multiparâmetros portátil, da marca HACH, modelo 40D. A medição dos parâmetros de fundo foi realizada a  $\pm 1,0$  m da superfície. Os parâmetros de campo medidos e métodos analíticos utilizados estão demonstrados na tabela 2.

A avaliação da transparência da coluna d'água e da zona eufótica foi realizada por meio de um disco de Secchi. A medição foi feita mergulhando-se o disco no lado da sombra do barco através de uma corda com marcação métrica.

Segundo Esteves (1998), em ambientes com altas concentrações de compostos dissolvidos e particulados, ocorre forte dispersão da radiação, então, para evitar grandes distorções, os melhores resultados são obtidos quando mergulha-se o disco de Secchi e anota-se a profundidade do seu desaparecimento, e levanta-se vagarosamente até seu ressurgimento e anota-se a segunda profundidade. Desta forma foi realizada no estudo. A profundidade do disco de Secchi (m) pode ser utilizada na avaliação da extensão da zona eufótica, através da multiplicação pelo fator 2,7. O valor obtido é referente a 1% da radiação da superfície.

**Tabela 2** – Parâmetros medidos em campo e métodos analíticos utilizados.

| Parâmetros                | Unidade | Método analítico |
|---------------------------|---------|------------------|
| Oxigênio dissolvido       | mg/L    | Eletrométrico    |
| Condutividade elétrica    | µs/cm   | Eletrométrico    |
| Potencial hidrogênio (pH) | -       | Eletrométrico    |
| Temperatura               | °C      | Eletrométrico    |
| Transparência             | cm      | Disco de secchi  |

#### 4.3.3 Análises físico-químicas

A determinação dos parâmetros seguiu as recomendações de *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998). Para determinação das formas dissolvidas (nitrito, ortofosfato, nitrogênio total), foram utilizados filtros de papel e fibra de vidro (GF/C poro de 0,45 µm). Os parâmetros físico-químicos e métodos analíticos utilizados estão demonstrados na tabela 3.

**Tabela 3** - Parâmetros físico-químicos e métodos analíticos utilizados.

| Parâmetros                        | Unidade | Método analítico    |
|-----------------------------------|---------|---------------------|
| Ortofosfato                       | mg/L    | Vanadato-molibidado |
| Fósforo Total                     | mg/L    | Vanadato-molibidado |
| DQO (Demanda química de oxigênio) | mg/L    | Titulométrico       |
| Nitrogênio Amoniacal              | mg/L    | Titulométrico       |
| Nitrogênio total (NTK)            | mg/L    | Macro-Kjedhal       |
| Nitrito                           | mg/L    | Colorimétrico       |

#### **4.3.4 Análise microscópica do fitoplâncton**

Para realização da contagem e identificação do fitoplâncton foram utilizados microscópios equipados com objetivas com aumento de: 10, 20, 40 e 100 vezes. As análises microscópicas do fitoplâncton foram realizadas no Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA).

Em estudos nos quais os objetivos são identificação de organismos que possam trazer problemas ambientais e de saúde pública em corpos hídricos, a identificação ao nível de gênero é satisfatória, pois isto possibilitará a tomada de medidas de controle do crescimento exagerado desses organismos e para realização de análises específicas, nos casos de cianobactérias potencialmente tóxicas (SANT'ANNA et al.; 2006).

#### **4.3.5 Análise qualitativa do fitoplâncton**

Para análise qualitativa utilizou-se um microscópio óptico comum da marca Nikon Eclipse modelo E-200 e lâmina de vidro comum. A observação no microscópio óptico foi realizada com aumento de 40 x e 100 x, utilizando óleo de imersão, facilitando a visualização de detalhes morfológicos importantes para a identificação do fitoplâncton. Para medição das células e o registro fotográfico dos táxons, foi utilizado o software Belview versão 7.0.

#### **4.3.6 Análise quantitativa do fitoplâncton**

Para realização da análise quantitativa, primeiramente foi necessário realizar uma diluição da amostra face às elevadas concentrações de células algais. O método utilizado foi o Utermöhl (1958), com o uso de câmaras e de um microscópio invertido da marca Feldmann Wild Leitz, modelo Invert 1500. A técnica de Utermöhl é o método mais preciso e recomendado para quantificação de organismos (SANT'ANNA et al., 2006). As câmaras de Utermöhl utilizadas para sedimentação das amostras, possuíam 2 e 5 ml de volume e a contagem foi realizada por transecto.

O fitoplâncton pode apresentar talo unicelular, colonial ou filamentosos. Para contagem de células de cianobactérias filamentosas ou coloniais, quando o número de filamentos era elevado, contou-se os 30 primeiros indivíduos encontrados no transecto e a média de células foi calculada por filamento ou colônias para cada espécie, multiplicando-se pelo número de filamentos contados. Para os filamentos que apresentavam grande variação em seu comprimento, calculou-se a média do número de células.

A identificação das algas seguiu os seguintes sistemas de classificação: cianobactérias (Chroococcales) – Komárek e Anagnostidis (2000); (Oscillatoriales) – Anagnostidis e Komárek (1988); Euglenophyta e Chlorophyta (Bourrelly, 1972).

A densidade total de fitoplâncton foi calculada através da equação abaixo, de acordo com APHA, (1998):

$$D = \frac{C \times At}{Af \times f \times v}$$

sendo,

D: densidade total de organismos (organismos mL<sup>-1</sup>)

C: número de organismos contados

At: área total do fundo da câmara de sedimentação (mm<sup>2</sup>)

Af: área do campo de contagem

f: número de campos contados

v: volume da amostra sedimentada.

#### 4.3.7 Biovolume

Para o cálculo do biovolume as células foram contadas e os resultados foram multiplicados pelo volume celular médio de cada espécie. O volume celular médio é determinado pelo cálculo baseado na figura geométrica mais próxima. Para determinação das figuras geométricas de cada táxon identificado foi utilizado o trabalho de Hillebrand et al. (1999).

Para o cálculo do biovolume foi utilizada a seguinte equação:

$$VC \text{ médio} = \Sigma Vi \times N$$

Onde:

VC médio= volume celular médio (µm<sup>3</sup>)

Vi= volume celular individual (µm<sup>3</sup>)

N= número de indivíduos medidos

#### 4.3.8 Frequência de ocorrência, riqueza, abundância relativa

- **Riqueza:** corresponde ao número de táxons presentes no local analisado.
- **Frequência de ocorrência:** indica o quanto um táxon está presente no local analisado. É analisada segundo a fórmula a seguir (CETESB, 1978):

$$Fo = Ta \cdot 100/TA$$

em que:

Fo = frequência de ocorrência

Ta = número de amostras em que o táxon foi observado

TA = número total de amostras

Os resultados são expressos como:

> 70% .....Muito frequente (MF)

≤ 70% e >40 .....Frequente (F)

≤40% e >10% .....Pouco frequente (P)

≤ 10% .....Esporádico (E)

- **Abundância relativa:** Indica a representatividade de cada táxon., seguindo as recomendações de Lobo e Leighton (1986), utilizou-se a fórmula:

$$Ar = n.100/ Na$$

em que:

Ar = abundância relativa

n = número total de organismos de cada táxon na amostra analisada

Na = número total de organismos na amostra

Sendo os resultados expressos a seguir:

>70% ..... Dominante

≤ 70% e > 40..... Abundante

≤ 40% e > 10% ..... Pouco abundante

≤ 10% ..... Raro

#### 4.3.9 Tratamento estatístico dos dados

Para estatística descritiva dos dados foram utilizados gráficos do tipo Box-Whiskeres onde é possível analisar as medianas e as variâncias dos dados obtidos em relação às etapas dos sistemas de tratamento. E gráficos em linhas para demonstrar o comportamento de cada ponto coletado em relação aos meses de coleta.

Foi aplicada a análise de variância (ANOVA) com nível de significância de 5%, para verificar a existência de diferenças significativas entre os pontos amostrais, entre as amostras de superfície e fundo, entre os horários (14h e 2h) e meses de coleta no interior da lagoa de polimento.

Para testar a significância do valor de F calculado compara-se este ao valor de F tabelado, este estipula o limite para uma diferença entre as variâncias Entre (variação entre grupos experimentais ou tratamentos) e Dentro (média da variância de cada grupo). Se o F calculado for menor que o F tabelado conclui-se que não há diferença entre as populações, já que a variação observada entre populações é da mesma ordem daquela observada dentro das populações. Caso, o resultado apresente diferença

estatisticamente significativa, aplica-se posteriormente uma das várias técnicas existentes de comparações múltiplas entre as médias, permitindo identificar quais as populações diferem entre si, mantendo controlado o nível de significância (CALLEGARI-JACQUES, 2003). No caso, foi aplicado o teste de Tukey.

Para correlacionar os dados ambientais, físico-químicos e biológicos foi utilizado uma correlação não-paramétrica, o coeficiente de correlação de Spearman, que ao contrário do coeficiente de correlação de Pearson, não requer que a relação entre as variáveis seja linear.

A análise de regressão linear simples foi utilizada para previsão dos valores de pH em função do oxigênio dissolvido. A partir da aplicação dessa ferramenta estatística, pode-se prever valores para variável dependente  $y$  de acordo com valores determinados da variável independente  $x$ . Para utilização da regressão linear a variável  $y$  deve ter distribuição normal ou aproximadamente normal e deve haver homocedasticidade (CALLEGARI-JACQUES, 2003).

A análise de componentes principais (ACP) foi utilizada para relacionar as variáveis bióticas e abióticas. Os principais objetivos foram a redução, a eliminação de sobreposições e a escolha de formas mais representativas dos dados a partir de combinações lineares das variáveis originais. Os dados foram autoescalados, para que todas as variáveis contribuam igualmente, independentes das escala de medição de cada parâmetro. Os gráficos ACP apresentam tendências e características da estrutura de dados, com o agrupamento das variáveis. A influência de cada variável na amostra e em cada amostra pode ser avaliada através do conjunto de escores e pesos (SENA et al, 2000).

#### **4.3.10 Análise de microcistinas**

Para o tratamento das amostras concentradas de fitoplâncton, foram realizadas filtrações à vácuo com utilização de papel de filtro com porosidade de 0,45  $\mu\text{m}$ . Os filtros contendo o material particulado retido foram imersos em uma solução metanol, água (75:25 v/v); esses filtros foram então macerados, e submetidos a extração por exposição a ultrassom para lise celular por 30 min. Segundo Sangolkar et al (2006), a recuperação da toxina é maximizada através reextração, principalmente por três vezes. Este procedimento foi executado.

Segundo Barco et al. (2005), o metanol é o solvente mais apropriado para extrair todas as variedades de microcistinas hidrofóbicas e hidrofílicas.

Após a extração, o material ficou em repouso para a decantação do particulado. O sobrenadante foi retirado e levado a evaporação a 30°C, no rotoevaporador. As amostras foram transferidas para um vial próprio para injetor automático de cromatógrafo, filtrando previamente a amostra em filtro de nylon de 0,45 µm.

Para realização da análise de microcistinas-LR foi utilizado um cromatógrafo líquido Agilent 1100 composto de compartimento termostaticado para coluna, sistema de bombas quaternárias, amostrador automático, detector UV-visível. Coluna analítica C18 Phenomenex Luna (2) de 250 x 4,6 mm e 5 µm, cartuchos de SPE C18 AccuBond II de 500 mg/3 mL da Agilent. Os reagentes utilizados foram: ácido trifluoracético, acetonitrila e metanol. O padrão de microcistinas-LR foi adquirido da unidade de pesquisas de cianobactérias da Universidade Federal de Rio Grande do Sul.

A partir de amostras positivas microcistinas, variantes podem ser qualitativa e quantitativamente determinados por HPLC acoplado a detector PDA ou MS a nível quaternário. LC-MS/MS que tem potencial para elucidação da estrutura de microcistinas, quando nenhum padrão de análise está disponível ou quando novas variantes de microcistinas estão presentes na amostra (SANGOLKAR et al., 2006).

As amostras foram analisadas utilizando o equipamento LC/MS ( cromatografia líquida acoplada a espectrometria de massas), da Central Analítica do Departamento de Química Fundamental (CCEN- UFPE), com o objetivo de detectar as principais variantes de microcistinas. Para fase móvel foi utilizada o reagente acetonitrila –água (1% de ácido acético), para o fluxo total da fase móvel foi injetado 0,25 ml por minuto e o forno apresentava temperatura entre 40 e 41°. A coluna foi C-18 fase reversa.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Coleta exploratória para definição dos pontos e frequência de coleta na lagoa de polimento

A coleta de caracterização do efluente ocorreu no dia 18 de janeiro de 2011, em quatro horários: 8 h, 12 h, 16 h, 20 h, 24 h para medição de temperatura e oxigênio dissolvido. Para as análises físico-químicas (NTK, nitrogênio amoniacal, fósforo total, DQO) foram considerados apenas dois horários (12h e 24h).

Devido à grande dimensão da lagoa de polimento e a provável existência de zonas mortas, em função do seu desenho no terreno, foram demarcados onze pontos, para medição de temperatura e oxigênio dissolvido, na superfície e no fundo, e três pontos para realização de análise físico-químicas na superfície e no fundo. Também foram realizadas análises físico-químicas e de campo nos pontos de entrada e saída da lagoa, para observar a eficiência da mesma. Devido a problemas técnicos não foi possível realizar a medição do pH.

#### 5.1.1 Análises físico-químicas

Os maiores valores de oxigênio dissolvido foram observados durante as medições das 12h e 16h na superfície da lagoa de polimento, devido à atividade fotossintética e o maior crescimento da biomassa de algas durante os horários de maior intensidade luminosa (Figura 6 a).

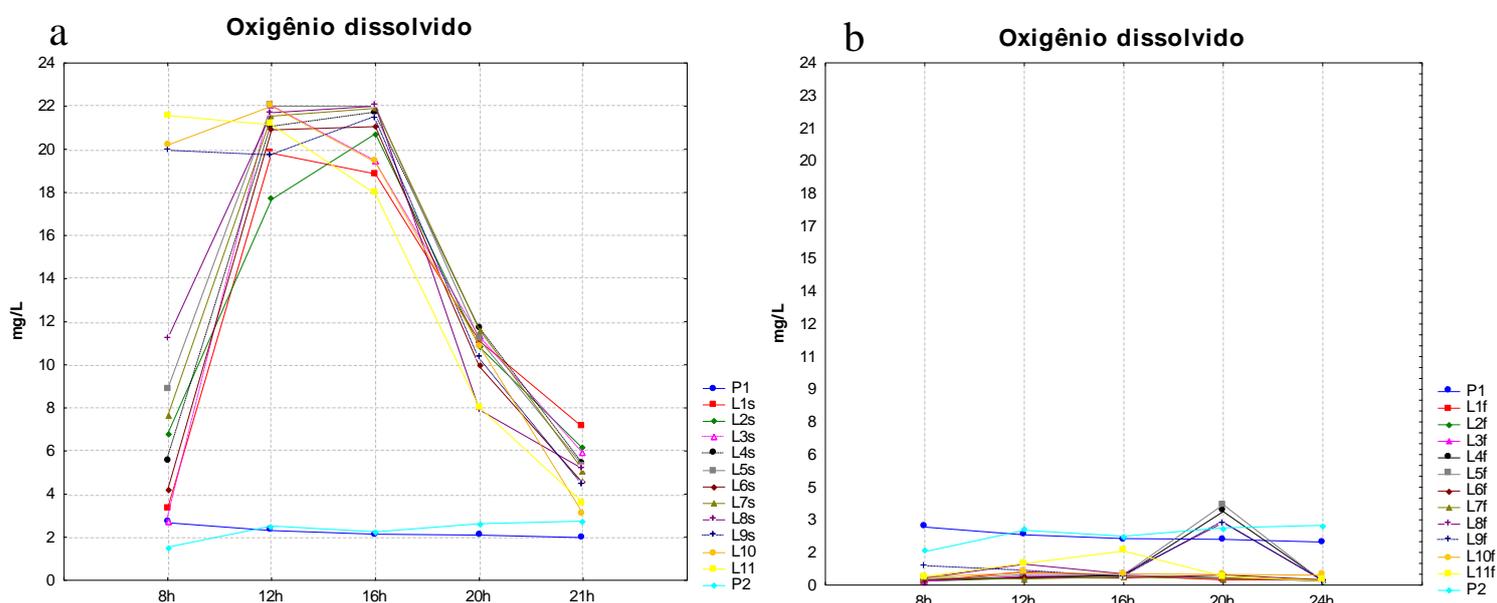
Vale ressaltar que o equipamento utilizado para medição do oxigênio dissolvido detecta até 22 mg/L. Mesmo durante a noite, na coleta das 20h, os valores de oxigênio dissolvido continuavam elevados na superfície, apresentando média de 10,4 mg/L. Durante a noite, em teoria, começa a ocorrer um maior consumo de oxigênio por bactérias decompositoras, somado a atividade respiratória das maioria das algas, e a ausência da fotossíntese. Os menores valores de oxigênio dissolvido foram observados na coleta das 24h.

Foi aplicada a análise de variância (ANOVA) para avaliar a existência de diferença estatística entre os pontos no interior da lagoa de polimento, tanto na superfície (0,2 m da superfície) quanto no fundo (aproximadamente 1,0 m da superfície). A partir dos resultados da ANOVA pode-se concluir que não existia diferença entre os diferentes pontos na superfície ( $F=0,1091$ ) e nem no fundo ( $F=0,8138$ ). Para análise nictimeral (8h, 12h, 16h, 20h, 24h) também foi utilizada a análise de variância, que

apresentou diferença significativa entre os horários de coleta, para o parâmetro oxigênio dissolvido, tanto na superfície ( $F=46,9193$ ), quanto no fundo ( $F=3,3261$ ).

Comparando-se a concentração de oxigênio dissolvido na superfície e no fundo pode-se observar que havia estratificação para esse parâmetro em todos os horários de coleta, inclusive às 24h, quando a média da concentração foi de 5,1 mg/L na superfície e 0,23 mg/L no fundo.

Na Figura 6 estão apresentadas as concentrações de oxigênio dissolvido para os pontos coletados na superfície (a) e no fundo (b), de acordo com os horários de coleta e demonstrando também os pontos de entrada e saída da lagoa (P1 e P2).



**Figura 6** - Comportamento do oxigênio dissolvido (mg/L) na entrada (P1) e saída (P2) e no interior da lagoa de polimento, na superfície (a) e no fundo (b), no dia 18 de janeiro de 2011 em escala nictimera (8 h, 12 h, 16 h, 20 h, 24 h).

Em relação à temperatura da água, aplicou-se a análise de variância para verificar a existência de diferença significativa entre os onze pontos amostrados na superfície e os onze pontos amostrados no fundo da lagoa de polimento. Os resultados demonstraram que não havia diferença significativa para as análises na superfície ( $F=0,3459$ ) e no fundo ( $F=0,6015$ ) para o parâmetro temperatura.

Como não houve diferença espacial, foi utilizada a média dos valores de temperatura para avaliação da diferença entre superfície e fundo para cada horário de coleta. Na coleta às 8h, a média dos valores para a superfície foi de 31,0 °C e no fundo 30,1 °C, uma diferença de 0,9 °C. A média dos valores de temperatura às 12h na superfície da lagoa de polimento, foi de 33,3°C, e a média para os pontos de coleta no

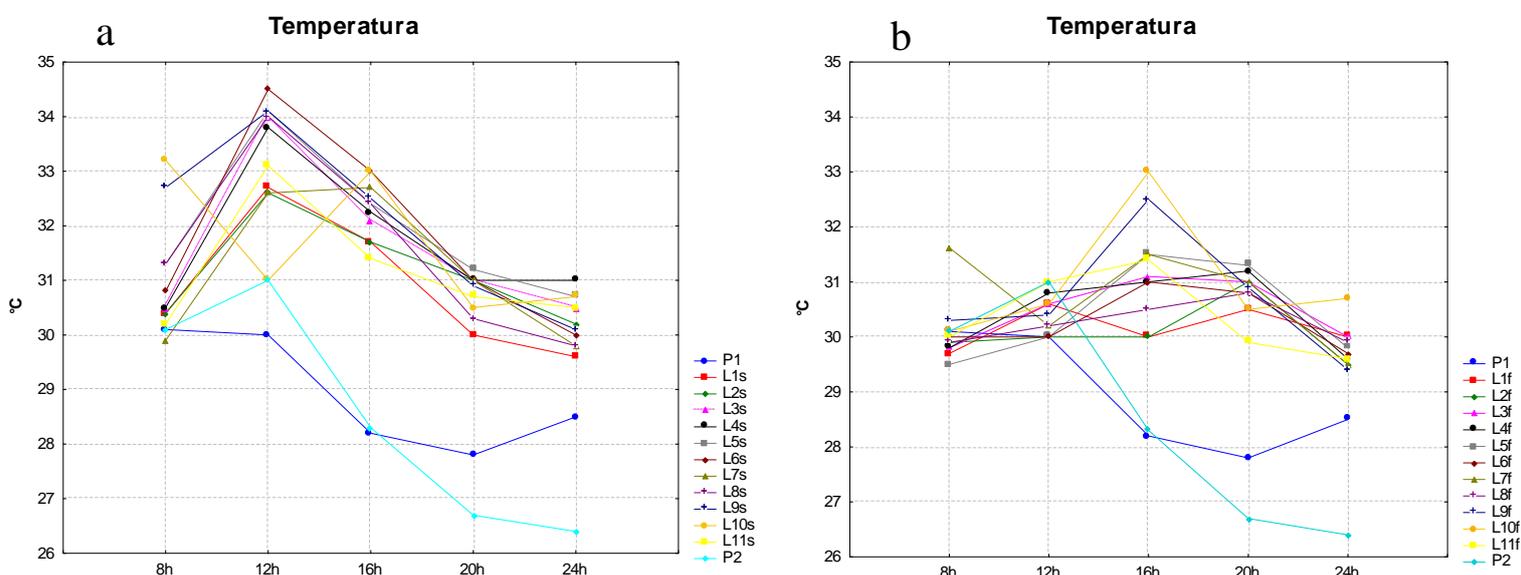
fundo foi de 30,4°C, com uma diferença 2,92°C entre as médias. Também houve estratificação térmica durante a coleta às 16h, com a média das medições na superfície 32,3 °C e no fundo 31,1 °C, diferença de 1,16 °C, entre as médias.

Durante a coleta às 20h, as médias das temperaturas na superfície e no fundo da lagoa de polimento foram iguais, 30,8 °C. E na coleta às 24h, a média das medições na superfície foi de 30,6 °C e no fundo 29,8, com diferença de 0,47°C.

Aplicou-se a análise variância (ANOVA) para verificar se os dados apresentavam diferença estatística para os pontos amostrados na superfície em relação aos horários de coleta (8h,12h,16h,20h,24h), e constatou-se que houve diferença significativa ( $F=30,6795$ ). Também houve diferença significativa na comparação entre os horários de coleta para os pontos no fundo ( $F= 3,9665$ ).

Em ambientes aquáticos que apresentam profundidades reduzidas em regiões tropicais, como é o caso da lagoa de polimento da ETE-Rio Formoso, a variação sazonal da temperatura é pouco acentuada em relação à variação nictimeral. Nestes locais observa-se a estratificação durante o dia, e a desestratificação noturna devido à perda de calor para atmosfera. (ESTEVES,1998). O comportamento da lagoa de polimento apresentou estratificação durante o dia e desestratificação durante a noite, devido à diminuição da temperatura da água na superfície.

Conforme observado na figura 7 (a), os maiores valores de temperatura da água foram observados na superfície da lagoa de polimento às 12h e às 16h, ocorrendo uma diminuição da temperatura durante as coletas noturnas (20h, 24h). Nos pontos de coletas localizados no fundo da lagoa (Figura 7 b) foram verificadas menores temperaturas quando comparados com os valores da superfície.



**Figura 7 -** Comportamento da Temperatura (°C) na entrada e saída da lagoa de polimento (P1 e P2) no interior, superfície (a) e fundo (b), no dia 18 de janeiro em escala nictimeral (8h, 12h,16h, 20h, 24h).

Para avaliar o comportamento dos nutrientes no interior da lagoa de polimento (L1s, L1f ,L5s, L5f ,L11s, L11f), considerando os pontos de superfície e fundo e a eficiência da lagoa para os pontos de entrada e saída desta etapa de tratamento (P1 e P2) foram realizadas análises de nitrogênio amoniacal, nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e fósforo total, em dois horários (12h e 24h).

O nitrogênio amoniacal apresentou eficiência de remoção de 58,1%, considerando os pontos de entrada (P1) e saída da lagoa (P2) na coleta realizadas às 12h, e a concentração após o tratamento na lagoa de polimento foi de 14 mg/L. A eficiência às 24h foi de 50,5% e concentração final de 16 mg/L.

A eficiência de remoção de NTK considerando os pontos de entrada (P1) e saída da lagoa de polimento (P2) foi de 44,8% às 14h e 43,7% às 24h. A concentração final de NTK após tratamento na lagoa foi de 22,3 mg/L às 12h e 20,4 mg/L às 24h.

Houve um aumento da concentração de fósforo total após o tratamento na lagoa de polimento, e a concentração final foi de 3,9 mg/L às 12h e 4,1 mg/L às 24h.

Para avaliar a remoção de matéria orgânica após tratamento na lagoa polimento foi realizada a análise de DQO apenas para a coleta às 12h, na entrada e saída da lagoa (P1 e P2), e no interior da lagoa (L1,L5,L11). A concentração final foi de 63 mg/L.

### **5.1.2 Análise de fitoplâncton**

Na análise qualitativa do fitoplâncton na caracterização do efluente, ocorrida no dia 18 de janeiro de 2011, foram identificados 31 táxons que pertencem as divisões: Cyanophyta, Chlorophyta e Euglenophyta. A classificação taxonômica está apresentada na tabela 4

**Tabela 4-** Classificação taxonômica do fitoplâncton identificado na coleta de caracterização do sistema de tratamento de esgotos (ETE-Rio Formoso) em 18 de janeiro de 2011.

| Espécie  | Gênero                | Família            | Ordem           | Classe        |
|--|-----------------------|--------------------|-----------------|---------------|
| <i>Oscillatoria limosa</i><br>Agardh ex Gomont   | <i>Oscillatoria</i>   | Oscillatoreaceae   | Oscillatorilles | Cyanophyceae  |
| <i>Pseudoanabaena</i><br><i>catenata</i><br>Lauterborn   | <i>Pseudoanabaena</i> | Pseudoanabaenaceae | Oscillatorilles | Cyanophyceae  |
| <i>Microcystis aeruginosa</i><br>(Kütz.) Kütz.,<br><i>Microcystis panniformis</i><br>Komárek et al   | <i>Microcystis</i>    | Microcystaceae     | Chroococcales   | Cyanophyceae  |
| <i>Dolichospermum</i><br><i>circinalis</i><br><i>Dolichospermum</i><br><i>spiroides</i><br>Lemmerman   | <i>Anabaena</i>       | Nostocaceae        | Nostocales      | Cyanophyceae  |
| *  | <i>Anabaenopsis</i>   | Nostocaceae        | Nostocales      | Cyanophyceae  |
| *  | <i>Coelomoron</i>     | Merismopediaceae   | Chroococcales   | Cyanophyceae  |
| *  | <i>Raphidiopsis</i>   | Nostocaceae        | Nostocales      | Cyanophyceae  |
| *  | <i>Aphanocapsa</i>    | Merismopediaceae   | Chroococcales   | Cyanophyceae  |
| *  | <i>Coelospharium</i>  | Merismopediaceae   | Chroococcales   | Cyanophyceae  |
| <i>Merismopedia</i><br><i>tenuissima</i> (Lemmerm.)  | <i>Merismopedia</i>   | Merismopediaceae   | Chroococcales   | Cyanophyceae  |
| *  | <i>Choroococcus</i>   | Chroococcaceae     | Chroococcales   | Cyanophyceae  |
| *  | <i>Radiocystis</i>    | Synechococcaceae   | Chroococcales   | Cyanophyceae  |
| *  | <i>Sphaerocavum</i>   | Merismopediaceae   | Chroococcales   | Cyanophyceae  |
| *  | <i>Eucapsis</i>       | Microcystacea      | Chroococcales   | Cyanophyceae  |
| <i>Scenedesmus</i><br><i>acuminatus</i><br>(Lagerh.)   | <i>Scenedesmus</i>    | Scenedesmaceae     | Sphaeropleales  | Chlorophyceae |
|  | <i>Sphaerocystis</i>  | Palmellaceae       | Tetraporales    | Chlorophyceae |
| <i>Monoraphidium</i><br><i>minutum</i> ,<br>(N.g.) Kom.-Legn<br><i>Monoraphidium</i><br><i>arcuatum</i> ,<br>(Korsikov)<br><i>Monoraphidium</i><br><i>cortotum</i> | <i>Monoraphidium</i>  | Oocystaceae        | Chlorococcales  | Chlorophyceae |
| <i>Closteriopsis acicularis</i><br>(G.M. Smith) Belch &<br>Swale)  | <i>Closteriopsis</i>  | Oocystaceae        | Chlorococcales  | Chlorophyceae |

|   |                      |                    |                |                |
|---|----------------------|--------------------|----------------|----------------|
| * | <i>Desmodesmus</i>   | Scenedesmaceae     | Sphaeropleales | Chlorophyceae  |
| * | <i>Eudorina</i>      | Volvocaceae        | Volvocales     | Chlorophyceae  |
| * | <i>Chlamydomonas</i> | Chlamydomonadaceae | Volvocales     | Chlorophyceae  |
| * | <i>Coelastrum</i>    | Chlorococcaceae    | Chlorococcales | Chlorophyceae  |
| * | <i>Oocystis</i>      | Oocystaceae        | Chlorococcales | Chlorophyceae  |
| * | <i>Keratococcus</i>  | Chlorellaceae      | Chlorococcales | Chlorophyceae  |
| * | <i>Phacus</i>        | Euglenaceae        | Euglenales     | Euglenophyceae |
| * | <i>Euglena</i>       | Euglenaceae        | Euglenales     | Euglenophyceae |
| * | <i>Trachelomonas</i> | Euglenaceae        | Euglenales     | Euglenophyceae |

\*Não foi realizada a identificação ao nível de espécie

Após análise dos resultados físico-químicos, parâmetros de campo e os dados de fitoplâncton, foram determinados os seguintes horários de coleta: 14h e 2h. A modificação dos horários de coleta foi influenciada principalmente pela verificação de valores altos de oxigênio dissolvido, mesmo durante a coleta realizada às 24h.

Um dos objetivos do presente trabalho era a verificação do comportamento fitoplanctônico em situações extremas, que no caso, seriam caracterizadas pelas mudanças no ciclo diurno- noturno, onde durante o dia as algas seriam influenciadas pelas altas temperaturas, radiação solar e oxigênio dissolvido, pH, estratificação e durante a noite pelas menores temperaturas, ausência de radiação solar, baixas concentrações de oxigênio dissolvido e desestratificação

Outra conclusão importante da coleta exploratória foi que não houve diferença estatística significativa entre os pontos de coleta no interior da lagoa, considerando os parâmetros oxigênio dissolvido e temperatura.. Diante desta constatação, os pontos de coleta foram reduzidos de onze para cinco pontos. Como as demais análises físico-químicas não foram realizadas em todos os pontos demarcados não havia suficiência amostral para aplicação de análise de variância (ANOVA).

Desta forma, entre os pontos analisados no pré-experimento, os seguintes pontos foram escolhidos para a coleta definitiva:

**L1s e L1f**- próximo à entrada do efluente na lagoa de polimento após tratamento nos reatores UASB, sendo “s” superfície e “f” fundo

**L5s e L5f**- aproximadamente na região central da lagoa de polimento

**L7s e L7f** - ponto situado no meio da lagoa, mas próximo à margem direita

**L9s e L9f** -ponto situado no meio da lagoa, mas próximo a margem esquerda

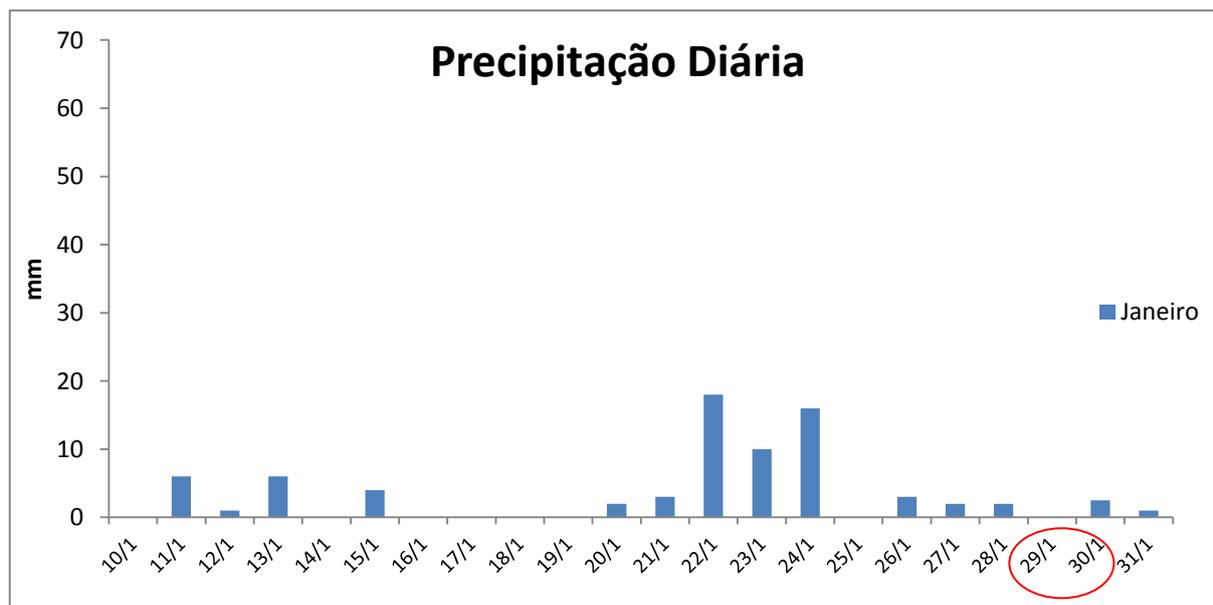
**L11s e L11f**- próximo à tubulação para saída do efluente em direção à etapa terciária do tratamento.

## **5.2 Avaliação das condições climáticas durante o período estudado**

No município de Rio Formoso, os meses mais chuvosos foram abril e maio de 2011. Os meses de janeiro e março de 2011, foram os de menores índices pluviométricos.

As amostragens foram realizadas nos meses de janeiro (29 e 30), fevereiro(28 e 01), março (27 e 28), abril (30 e 01) maio (22 e 23) e junho (19 e 20). A intensidade de chuvas que ocorreram nos dias anteriores a coletas pode ter influenciado os resultados das análises, devido ao tempo de detenção do esgoto no sistema, principalmente em relação à lagoa de polimento, já que se trata de um sistema aberto susceptível a mudanças das condições ambientais. Nos meses de maio e junho, ocorreram precipitações dias antes da coleta e no mês de abril ocorreu elevada precipitação tanto nos dias anteriores quanto no coleta momento da coleta. Neste mês, o esgoto bruto entrou na estação de tratamento bastante diluído, isto pode ser ocasionado pela entrada clandestina de águas pluviais a rede. Os valores de precipitação diária estão apresentados nas figuras de 8 a 13 e a precipitação acumulada na figura 14.

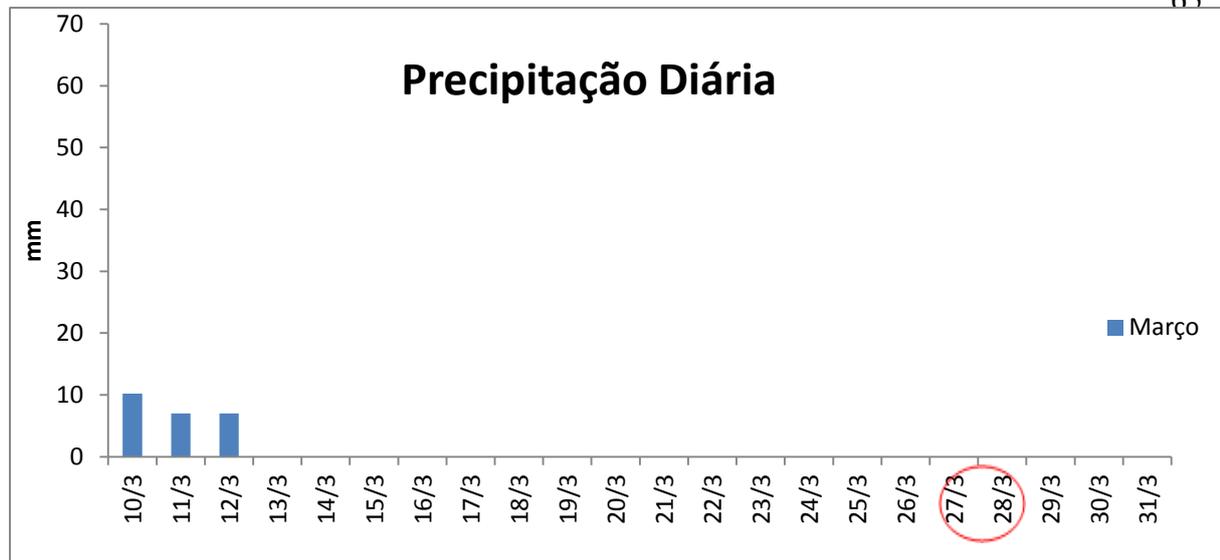
A entrada de águas pluviais diminui o tempo de detenção hidráulica e pode afetar processos de remoção, como o de nitrogênio e também alterar a composição da comunidade bacteriana e fitoplânctonica. No mês de abril, não houve condição de realizar coleta no ponto após tratamento nos filtros biológicos percoladores (P3), pois, estes estavam submersos, devido às chuvas ocorridas dias antes e durante a coleta.



**Figura 9**-Precipitação diária (mm) nos dias anteriores e no dia das coletas, durante o mês de janeiro, na estação meteorológica Usina Cucaú, Município de Rio Formoso. Fonte: LAMEPE, 2011.



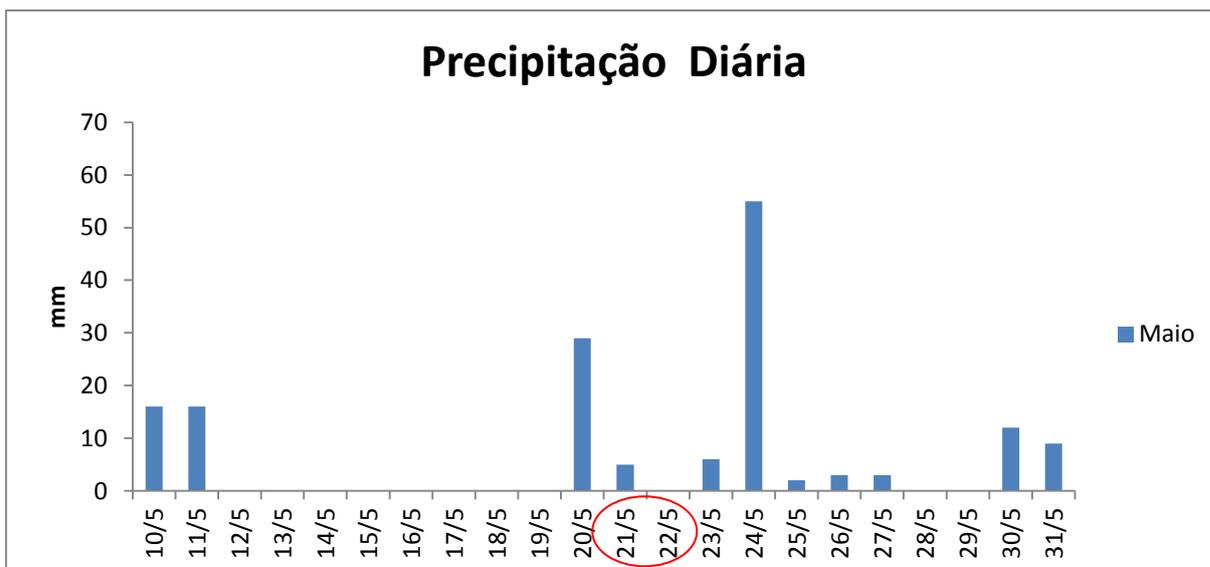
**Figura 8** - Precipitação diária (mm) nos dias anteriores e no dia das coletas, durante o mês de fevereiro/março, na estação meteorológica Usina Cucaú, Município de Rio Formoso. Fonte: LAMEPE, 2011.



**Figura 10-** Precipitação diária (mm) nos dias anteriores e no dia das coletas, durante o mês de março, na estação meteorológica Usina Cucaú, Município de Rio Formoso. Fonte: LAMEPE 2011.



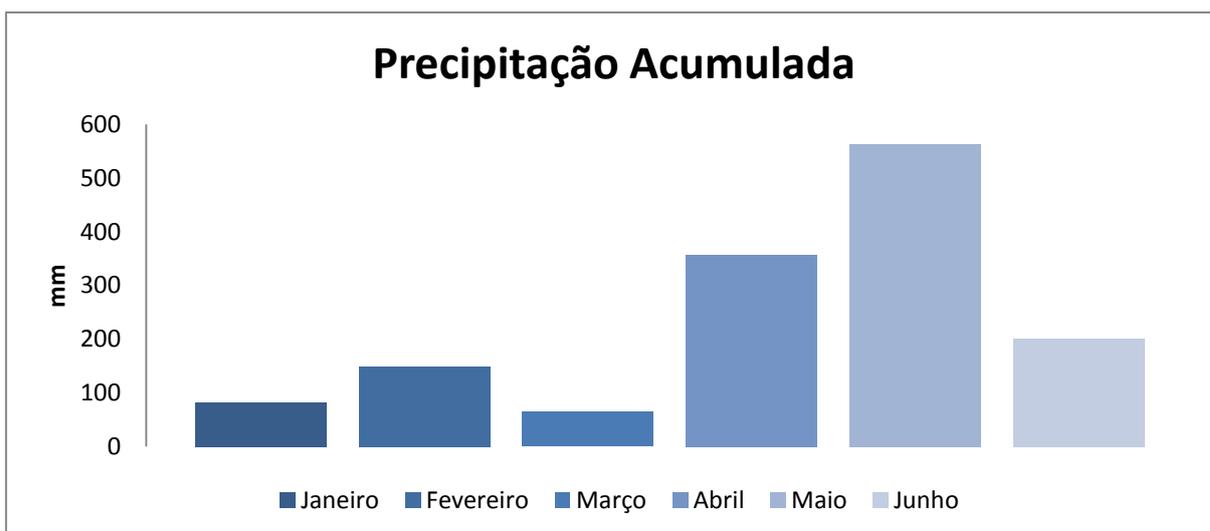
**Figura 11-** Precipitação diária (mm) nos dias anteriores e no dia das coletas, durante o mês de abril/maio, na estação meteorológica Usina Cucaú, Município de Rio Formoso. Fonte: LAMEPE 2011



**Figura 12-** Precipitação diária (mm) nos dias anteriores e no dia das coletas, durante o mês de maio, na estação meteorológica Usina Cucaú, Município de Rio Formoso. Fonte: LAMEPE 2011



**Figura 13 -** Precipitação diária (mm) nos dias anteriores e no dia das coletas, durante o mês de junho, na estação meteorológica da Usina Cucaú, Município de Rio Formoso. Fonte: LAMEPE,2011



**Figura 14** - Precipitação acumulada nos meses de janeiro, fevereiro, março, abril, maio e junho de 2011, na estação meteorológica da Usina Cucaú, Município de Rio Formoso. Fonte: LAMEPE, 2011.

### 5.3 Avaliação do desempenho do sistema e atendimento a legislação ambiental

Foram avaliadas as eficiências de remoção de matéria orgânica e nutrientes, a partir dos resultados das análises demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total Kiedhjal, nitrogênio amoniacal, fósforo total e ortofosfato. Na Tabela 5, foram considerados os pontos: afluente da ETE (esgoto bruto, ponto P0) e efluente final (esgoto tratado, ponto P3). Como os pontos supracitados foram amostrados apenas durante as coletas das 14 h, a avaliação de desempenho da ETE corresponde apenas a esse horário. Para as coletas realizadas às 2h, só foram amostrados os pontos de entrada (P1) e saída da lagoa de polimento (P2). Não foi possível realizar a análise de eficiência no mês de abril devido às fortes chuvas que ocorreram na região, os filtros biológicos percoladores ficaram submersos (Figura 15), não havendo condições de realizar a coleta no efluente final.

**Tabela 5** - Eficiências e concentrações afluentes (P0) e efluentes(P3) dos parâmetros analisados nos meses de estudo.

|                              | Constituinte | Unid.  | Meses estudados (valores médios) |           |       |       |       |       |
|------------------------------|--------------|--------|----------------------------------|-----------|-------|-------|-------|-------|
|                              |              |        | Janeiro                          | Fevereiro | Março | Abril | Maió  | Junho |
| DQO bruta                    | Afluente     | mg . L | 297,3                            | 330,6     | 329   | -     | 397   | 344,4 |
|                              | Efluente     | mg .L  | 46,3                             | 87,6      | 29    | -     | 43,4  | 39,2  |
|                              | E*           | %      | 84,4                             | 73,5      | 91,2  | -     | 89,1  | 88,6  |
| DQO filtrado                 | Afluente     | mg . L | 117,2                            | 218,7     | 85    |       | 103,7 | 128,9 |
|                              | Efluente     | mg .L  | 31,5                             | 79,9      | 24,1  |       | 29,1  | 19,1  |
|                              | E*           | %      | 73,1                             | 63,4      | 71,6  |       | 71,9  | 85,1  |
| NTK                          | Afluente     | mg .L  | 26,5                             | 29,8      | 29,8  | -     | 21,5  | 21,3  |
|                              | Efluente     | mg.L   | 13,7                             | 13,8      | 11,3  | -     | 6,8   | 11,9  |
|                              | E*           | %      | 48,2                             | 53,7      | 62    | -     | 68,4  | 44,0  |
| NH <sup>+</sup> <sub>4</sub> | Afluente     | mg . L | 19,6                             | 25,3      | 17,2  | -     | 16,5  | 18,2  |
|                              | Efluente     | mg . L | 13,2                             | 12,2      | 9     | -     | 5,6   | 11,3  |
|                              | E*           | %      | 32,7                             | 51,7      | 47,9  | -     | 66,3  | 37,9  |
| PT                           | Afluente     | mg .L  | 2,7                              | 5,5       | 3,1   | -     | 3,9   | 3,6   |
|                              | Efluente     | mg . L | 2,5                              | 2,1       | 2,3   | -     | 1,2   | 0,4   |
|                              | E*           | %      | 7,0                              | 61,7      | 48,5  | -     | 68,7  | 89,0  |
| Ortofosfato                  | Afluente     | mg .L  | 1,7                              | 1,3       | 0,7   |       | 0,9   | 1,2   |
|                              | Efluente     | mg . L | 0,98                             | 1,3       | 0,3   |       | 0,1   | 0,2   |
|                              | E*           | %      | 43,0                             | 3,0       | 56    |       | 83    | 78    |



**Figura 15** - Situação dos filtros biológicos percoladores da ETE-Rio Formoso devido às fortes chuvas do mês de abril.

Para análise do atendimento aos parâmetros de lançamento do efluente final da ETE as seguintes resoluções foram utilizadas: Resoluções do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) N° 357 de 2005, N° 397 de 2008 e N° 430 de 2011.

A legislação estabelece que para parâmetros não incluídos nas metas obrigatórias, os padrões de qualidade a serem obedecidos são os que constam na classe em que o corpo receptor estiver enquadrado, e que na ausência de metas intermediárias e progressivas obrigatórias, também devem ser obedecidos os padrões de qualidade da classe em que o corpo receptor estiver enquadrado. Contudo, a avaliação dos padrões de qualidade da classe de enquadramento do corpo receptor deve ser feita em termos da razão de diluição requerida para que um determinado efluente, após lançamento no rio, conduza ao atendimento do padrão do corpo receptor, no ponto da mistura esgoto-rio. Este tipo de análise não estava dentro dos objetivos do presente estudo, sendo assim, apenas os parâmetros de lançamento de efluentes foram levados em consideração para avaliação do tratamento.

A tabela 6 apresenta a concentração final para os parâmetros físico-químicos analisados, requisitos legais estabelecidos para lançamento do efluente tratado, e avaliação da conformidade.

**Tabela 6** - Parâmetros avaliados no efluente final (P3), requisitos legais estabelecidos para lançamento do efluente tratado e avaliação da conformidade.

| Parâmetros                 | unid  | Efluente final (P3) |       |       |       |       |      | Parâmetro para Lançamento | Atendimento aos Requisitos Legais |
|----------------------------|-------|---------------------|-------|-------|-------|-------|------|---------------------------|-----------------------------------|
|                            |       | jan                 | fev   | mar   | abril | maio  | Jun  |                           |                                   |
| <b>Oxigênio dissolvido</b> | mg/L  | 2,4                 | 3,9   | 4,2   |       | 4,1   | 2,5  |                           |                                   |
| <b>Temperatura</b>         | °C    | 28,9                | 29    | 30,6  |       | 27,6  | 26,8 | < 40                      | Atende                            |
| <b>Condutividade</b>       | µs/cm | 1356                | 2250  | 1104  |       | 827   | 696  |                           |                                   |
| <b>pH</b>                  |       | 7,52                | 7,61  | 7,51  | -     | 7,5   | 7,7  | 5 a 9                     | Atende                            |
| <b>DQO bruta</b>           | mg/L  | 46,3                | 87,6  | 28,96 | -     | 43,44 | 39,2 |                           |                                   |
| <b>DQO filtrada</b>        | mg/L  | 31,5                | 79,9  | 24,1  | -     | 29,13 | 19,1 | -                         | -                                 |
| <b>N-Amoniacal</b>         | mg/L  | 13,24               | 12,22 | 8,96  | -     | 5,57  | 11,3 |                           |                                   |
| <b>Nitrito</b>             | mg/L  | 0,11                | 0,29  | 0,27  |       | 0,14  | 0,06 | -                         | -                                 |
| <b>Fósforo</b>             | mg/L  | 2,5                 | 2,1   | 2,3   | -     | 1,23  | 0,40 | -                         | -                                 |
| <b>Ortofosfato</b>         | mg/L  | 0,98                | 1,28  | 0,33  | -     | 0,15  | 0,25 |                           |                                   |
| <b>NTK</b>                 | mg/L  | 13,72               | 13,80 | 11,3  | -     | 6,8   | 11,9 |                           |                                   |

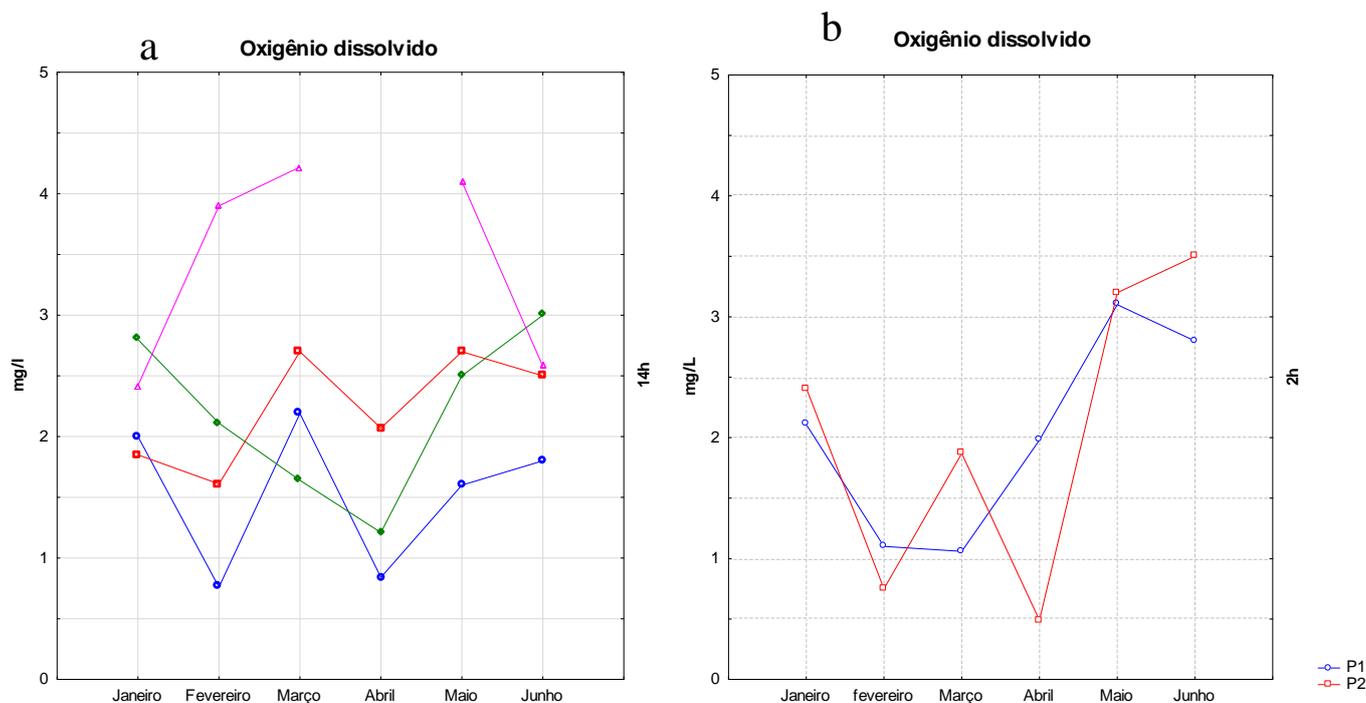
### 5.3.1 Concentração dos parâmetros físico-químicos e desempenho para cada etapa do sistema de tratamento de esgoto

A eficiência do sistema foi avaliada de acordo com a concentração dos parâmetros físico-químicos e biológicos para cada etapa do tratamento. Para este estudo apenas o horário das 14h foi analisado, com exceção da análise de eficiência da lagoa de polimento, que além do horário das 14 h, também foi realizada análise às 2 h. Isto porque o foco principal do estudo foi à lagoa de polimento.

#### 5.3.1.1 Oxigênio Dissolvido

Conforme demonstrado na Figura 16 (a) e (b), o maior valor de oxigênio dissolvido (4,2 mg/L) entre os pontos afluente e efluente de cada unidade do tratamento, ocorreu às 14 h, no mês de março e no ponto P3 (efluente do filtro biológico percolador). A concentração média dos pontos P2 e P3 foi de 3,0 e 3,4 mg/L, respectivamente.

Já na coleta das 2 h, a maior concentração de oxigênio dissolvido foi observada no mês de junho (3,5 mg/L) e ocorreu no ponto P2. A concentração média após o tratamento na lagoa de polimento (P2) considerando os seis mês de estudo foi de 2,0 mg/L.



**Figura 16** - Concentração de oxigênio Dissolvido 14h (a)- P0(esgoto bruto), P1(após tratamento no reator UASB), P2 (após tratamento na lagoa de polimento), P3 (após tratamento no filtro biológico) e às 2h (b)- P1 (após tratamento no reator UASB) e P2 (após tratamento na lagoa de polimento).

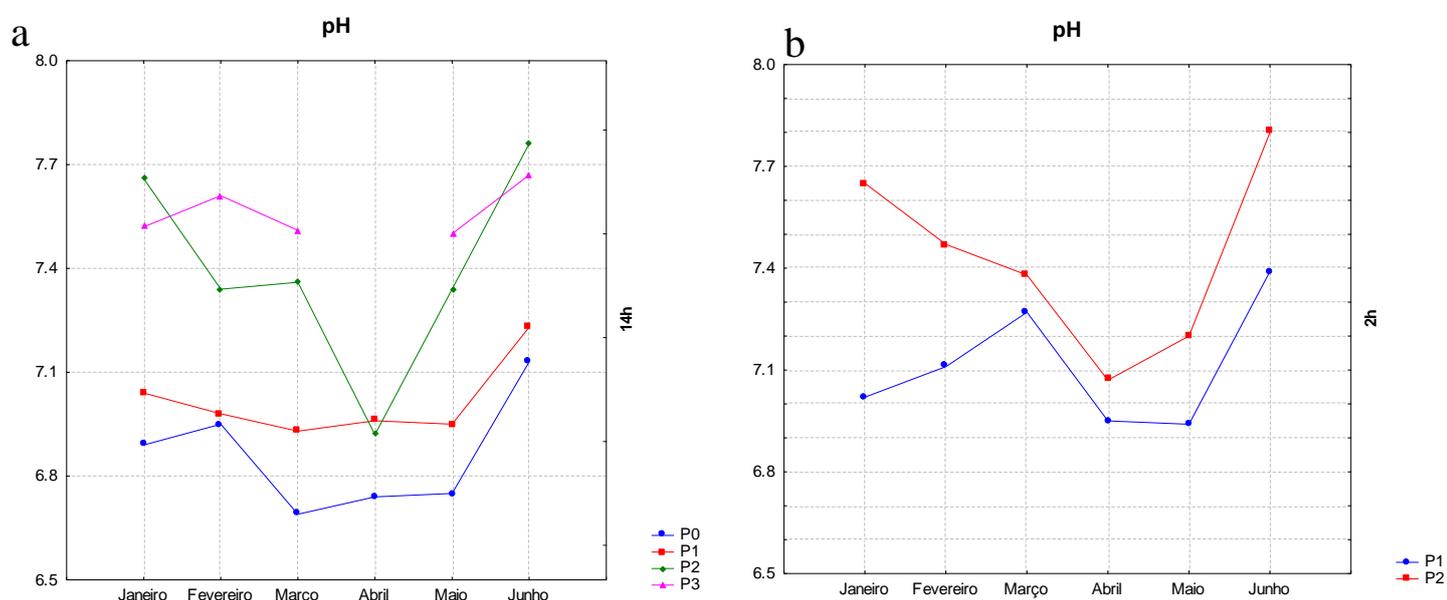
### 5.3.1.2 pH

O maior valor de pH (7,8) foi observado no efluente da lagoa de polimento (P2), no mês de junho às 14h. O valor médio de pH do efluente final (P3) foi de 7,5 e o valor máximo foi de 7,7 ocorrendo também no mês de junho. A legislação estabelece que o parâmetro de lançamento deva ficar entre 5 e 9, neste caso a ETE- Rio Formoso atende aos requisitos legais (Figuras 17 a e b).

Granado (2004) investigou a variação nictimeral e sazonal em um sistema de lagoas, do tipo australiano, em São Paulo (ETE- Novo Horizonte), correlacionando os parâmetros físico-químicos com a dinâmica da comunidade fitoplanctônica. Foram realizadas medições de 6 em 6 horas, durante um período de 24h. Em relação ao pH do efluente final, não houve variação entre os tempos t0 e t4 no inverno e na primavera. No

verão, o pH foi de 7,6 em t0 e 7,9 em t4. Já no outono, ocorreu uma maior variação entre os tempos: t0 (8,0) e t4 (6,9).

Devido às condições climáticas da região nordeste do Brasil, onde está inserida a ETE-Rio Formoso, as estações do ano não são diferenciadas em primavera, verão outono e inverno, mas sim em: um período seco e outro chuvoso. Observaram-se variações nos valores de pH em relação aos meses e em relação as unidades de tratamento. Mereceu destaque a coleta realizada em abril, mês que apresentou maiores índices pluviométricos, e menor valor de pH no efluente da lagoa de polimento. Provavelmente, isto ocorreu devido a menor atividade fotossintética e o menor consumo de CO<sub>2</sub> do meio pela atividade algal.

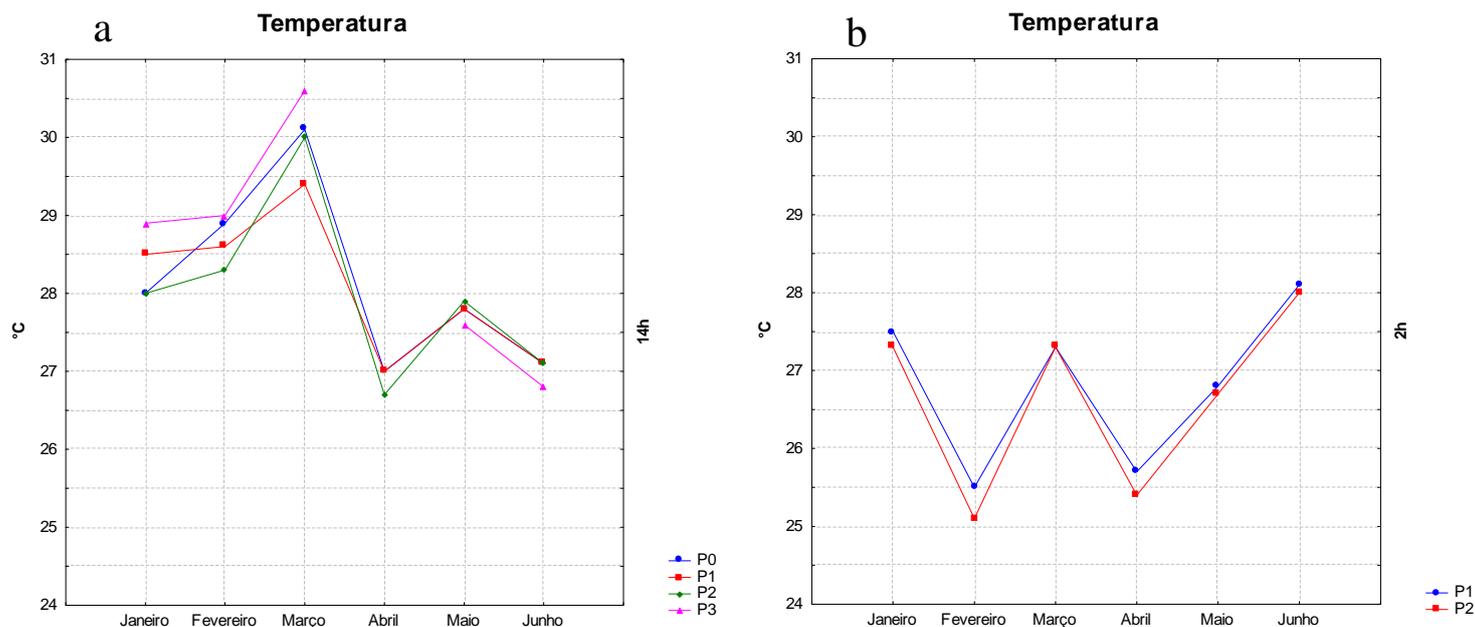


**Figura 17** - Valores de pH às 14h (a) - P0(esgoto bruto) P1(após tratamento no reator UASB) P2 (após tratamento na lagoa de polimento) P3 (após tratamento no filtro biológico) e às 2h (b) - P1 (após tratamento no reator UASB) P2 (após tratamento na lagoa de polimento).

### 5.3.1.3 Temperatura

A temperatura média do afluente (P0) e do efluente do sistema (P3), considerando todos os meses de coleta, às 14h foi de 28,1°C e 28,2 °C, respectivamente. A Figura 18 a e b, demonstra os valores de temperatura ao longo dos meses de estudo e para cada etapa do tratamento.

Houve uma variação acentuada dos valores de temperatura em escala sazonal, principalmente devido aos valores mais baixos verificados no mês de abril.



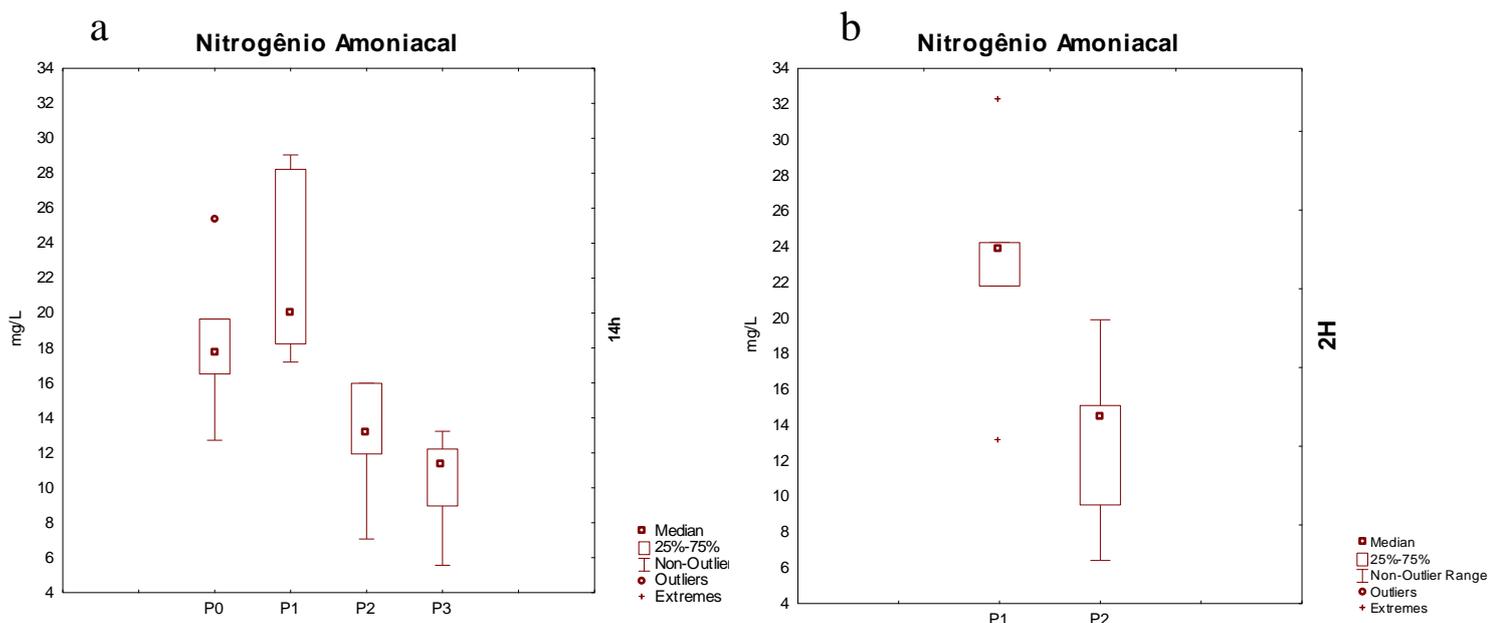
**Figura 18** - Valores de Temperatura às 14h- P0(egoto bruto) P1(após tratamento no reator UASB) P2 (após tratamento na lagoa de polimento) e P3 (após tratamento no filtro biológico) e às 2h- P1 (após tratamento no reator UASB) e P2 (após tratamento na lagoa de polimento).

#### 5.3.1.4 Nitrogênio amoniacal

A eficiência média de remoção de nitrogênio amoniacal na ETE-Rio Formoso às 14h, para todos os meses estudados, considerando o ponto afluyente (P0) e efluente (P3) do sistema, foi de 43,8%. A concentração média final de nitrogênio amoniacal, foi de 10,3 mg/L. Na Figura 19 (a) pode ser visualizado um aumento na concentração de nitrogênio amoniacal no ponto P1 (após tratamento nos reatores UASB), este aumento se deve a conversão de nitrogênio orgânico à nitrogênio amoniacal, processo de amonificação.

No horário das 2h foram coletados apenas os pontos P1 e P2. A eficiência média de remoção/conversão de nitrogênio amoniacal na ETE-Rio Formoso às 2h para todos os meses estudados foi de 42,3%. A concentração final média de nitrogênio amoniacal considerando todos os meses de estudo, às 2 h, foi de 13,3 mg/L (Figura 19 b).

A legislação ambiental CONAMA N° 430 de 2011 não estabelece padrão máximo para lançamento de nitrogênio amoniacal para efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitário.



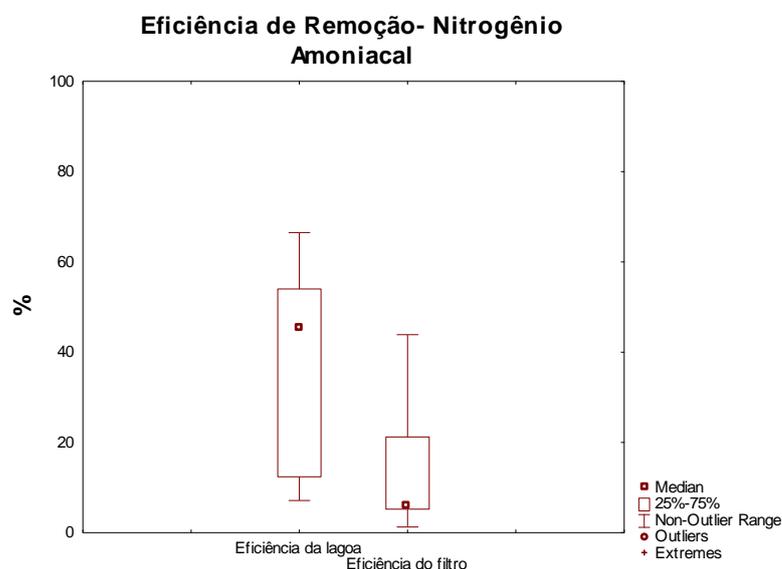
**Figura 19** - Gráfico Box-Whiskers: Nitrogênio Amoniacal às 14h (a)- P0(esgoto bruto) P1(após tratamento no reator UASB) P2 (após tratamento na lagoa de polimento) P3 (após tratamento no filtro biológico) e às 2h (b)- P1(após tratamento no reator UASB) P2 (após tratamento na lagoa de polimento)

Em relação ao percentual de eficiência da ETE-Rio Formoso, considerando as etapas de tratamento isoladamente durante os seis meses de estudo, o desempenho oscilou bastante na lagoa de polimento apresentando eficiência máxima de 66,5% e eficiência mínima de 7,1%. A eficiência mínima ocorreu no mês de abril, quando houve intensas chuvas na região que comprometeram o desempenho do tratamento.

Mara e Johnson (2006) realizaram um estudo com filtros de pedra aerados, em escala experimental, para pós-tratamento de lagoas facultativas. O objetivo principal era a remoção de nitrogênio amoniacal. Foram utilizados dois tipos de filtros de pedra, um com suprimento de  $O_2$  e outro sem. Os resultados obtidos demonstraram que o filtro aerado removeu mais eficientemente DBO e sólidos suspensos do que o filtro sem aeração. Não ocorreu remoção de amônia no filtro sem aeração, houve inclusive um aumento significativo, o que foi atribuído à degradação da biomassa de algas, que possibilitou o processo de amonificação, ou seja, formação de amônia. Já nos filtros aerados a remoção de nitrogênio amoniacal foi possível.

Os filtros percoladores da ETE Rio Formoso não são aerados. A eficiência do filtro na remoção e/ou conversão de nitrogênio amoniacal, de maneira geral, foi baixa, apresentou eficiência máxima de 43,9 % no mês de março e eficiência mínima de 1,3% no mês de janeiro. Esses resultados podem ser explicados pela ocorrência de condições anóxicas nos filtros, devido à atividade das bactérias decompositoras no meio suporte

(brita). A falta de oxigênio impede os processos de conversão da amônia a nitrito e nitrato pelas bactérias nitrificantes. A figura 20 apresenta a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal considerando os pontos de entrada e saída da lagoa de polimento e do filtro biológico percolador às 14h.



**Figura 20** - Eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal para lagoa de polimento e para o filtro biológico percolador considerando os meses de coleta às 14h.

### 5.3.1.5 NTK

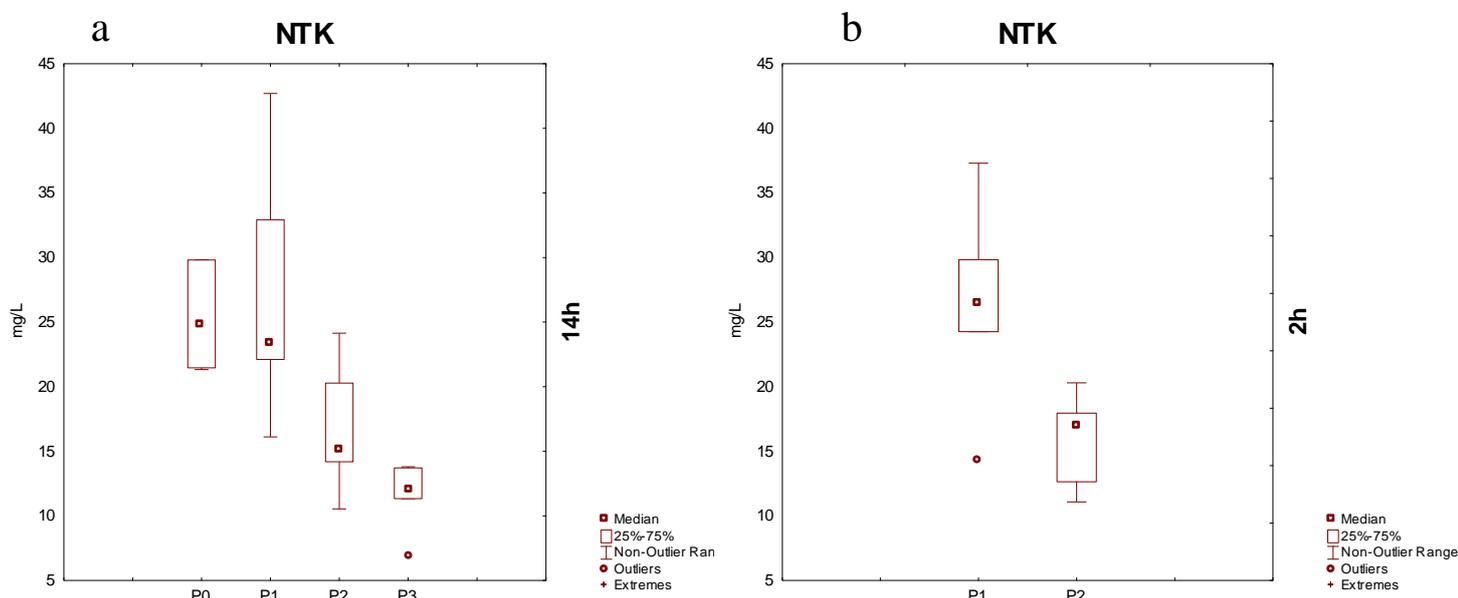
A eficiência média de remoção de NTK no sistema, às 14h, foi 54,5%. A concentração final média de NTK do sistema foi de 11,5 mg/L.

A concentração média de NTK no efluente da lagoa de polimento às 14h, foi de 16,5 mg/L. A concentração máxima foi de 24,1 mg/L e ocorreu no mês de março. Os resultados de NTK para as coletas realizadas às 14h estão demonstrados na Figura 21 (a). A legislação ambiental CONAMA N° 430, não estabelecem padrão máximo para lançamento de NTK para lançamento em corpos receptores.

No horário das 2h só foram avaliados os pontos P1 (após tratamento nos reatores UASB) e P2 (após tratamento na lagoa de polimento). A eficiência média de remoção de NTK na lagoa de polimento às 2h para todos os meses estudados foi de 39,5% e a concentração final média de NTK foi de 16 mg/L. (Figura 21 b)

Oliveira e von Sperling (2005) analisaram o desempenho de 166 estações de tratamento de esgotos em operação no País, avaliando diferentes configurações e tecnologias. Em relação a concentrações médias afluentes usuais de NTK reportadas na literatura e concentrações médias observadas de NTK no afluente nas estações

pesquisadas, foram de 50 mg/L e 66 mg/L, respectivamente. A concentração média afluente de NTK observada na ETE-Rio Formoso foi de 25,3 mg/L, estando bem abaixo em comparação com os valores descritos no estudo.



**Figura 21** - Gráfico Box-Whiskers: NTK 14h- P0(esgoto bruto) P1(após tratamento no reator UASB) P2 (após tratamento na lagoa de polimento) P3 (após tratamento no filtro biológico) e às 2h- P1(após tratamento no reator UASB) P2 (após tratamento na lagoa de polimento).

As eficiências de redução de NTK, considerando entrada e saída da lagoa de polimento e entrada e saída dos filtros biológicos percoladores, oscilaram bastante chegando a apresentar no mês de março, uma concentração maior na saída do tratamento em relação à concentração afluente. No mês de fevereiro, foi verificada a maior eficiência de remoção/conversão, para a lagoa de polimento, igual a 64,2%. Já para os filtros biológicos percoladores, o mês de março foi mais eficiente (53,04%), justamente o mês onde a concentração de NTK foi mais alta na saída da lagoa de polimento (24,15 mg/L) e a eficiência na lagoa foi negativa. Isto demonstra que a eficiência dos filtros biológicos percoladores está diretamente relacionada com a concentração da fração particulada do nitrogênio (associada aos sólidos em suspensão orgânicos) que entra na unidade.

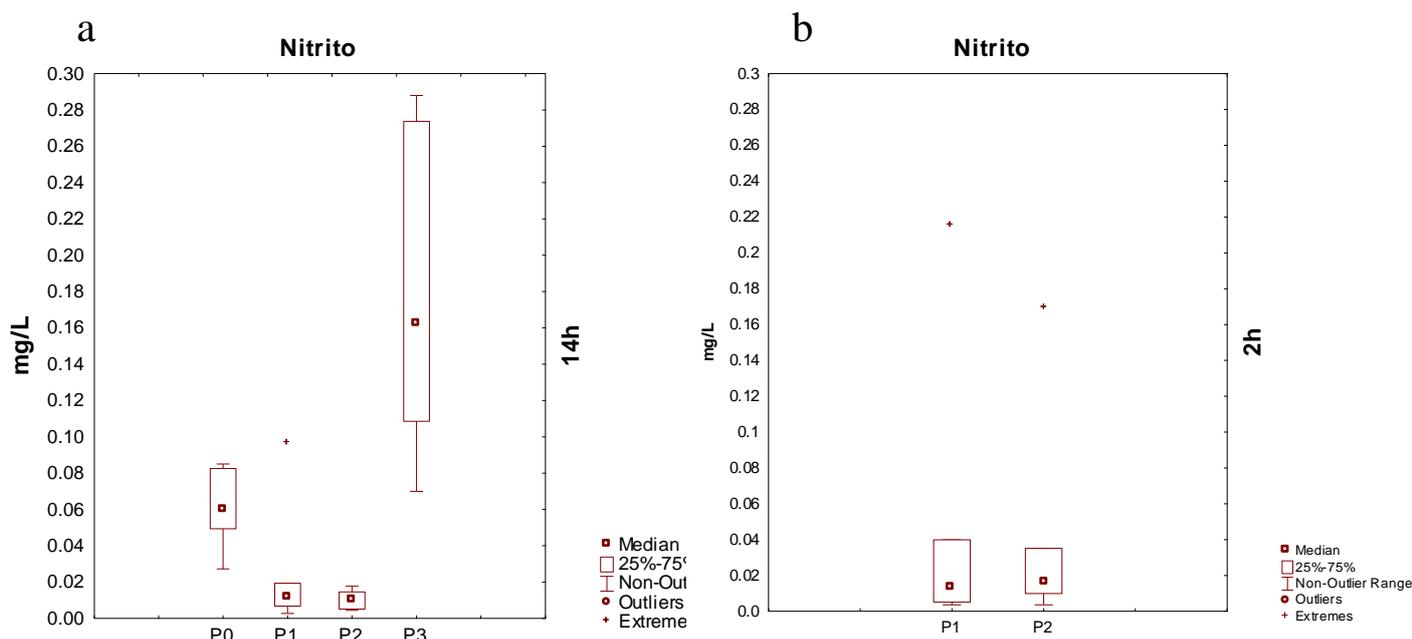
### 5.3.1.6 Nitrito

Os valores de nitrito na ETE-Rio Formoso foram muito baixos, porém pode-se observar na Figura 22(a) um aumento da concentração de nitrito no ponto P3 (filtro biológico percolador) às 14h, este aumento pode ser devido os altos tempos de detenção

hidráulicos dos filtros, havendo possibilidade de oxigenação do efluente e nitrificação. É importante ressaltar também que em alguns meses durante a coleta foi observado que o material suporte (brita) encontrava-se submerso em algumas partes dos filtros biológicos percoladores, já que a distribuição da brita não é uniforme, aumentando assim o contato do efluente com o oxigênio, havendo a possibilidade de nitrificação.

O processo de nitrificação em filtros biológicos percoladores é diretamente dependente da taxa de aplicação da amônia, do oxigênio disponível, das condições climáticas e dos elementos que compõem o meio suporte. Em relação às condições ambientais, os filtros irão apresentar maiores taxas de nitrificação, quando as temperaturas estiverem mais elevadas (RUGGERI JUNIOR, 2011). Contudo, alguns autores não observaram mudanças significativas sobre nitrificação em função do aumento da temperatura (METCALF; EDDY 2003).

A resolução do CONAMA 357/2005 não estabelece parâmetros para lançamento de nitrito e nitrato, estes constituem um parâmetro de qualidade da água nos corpos receptores.



**Figura 22** - Gráfico Box-Whiskers: Nitrito 14h (a)- P0(egoto bruto) P1(após tratamento no reator UASB) P2 (após tratamento na lagoa de polimento) P3 (após tratamento no filtro biológico). e às 2h (b)- P1(após tratamento no reator UASB) P2 (após tratamento na lagoa de polimento) às 2h.

### 5.3.1.7 Fósforo

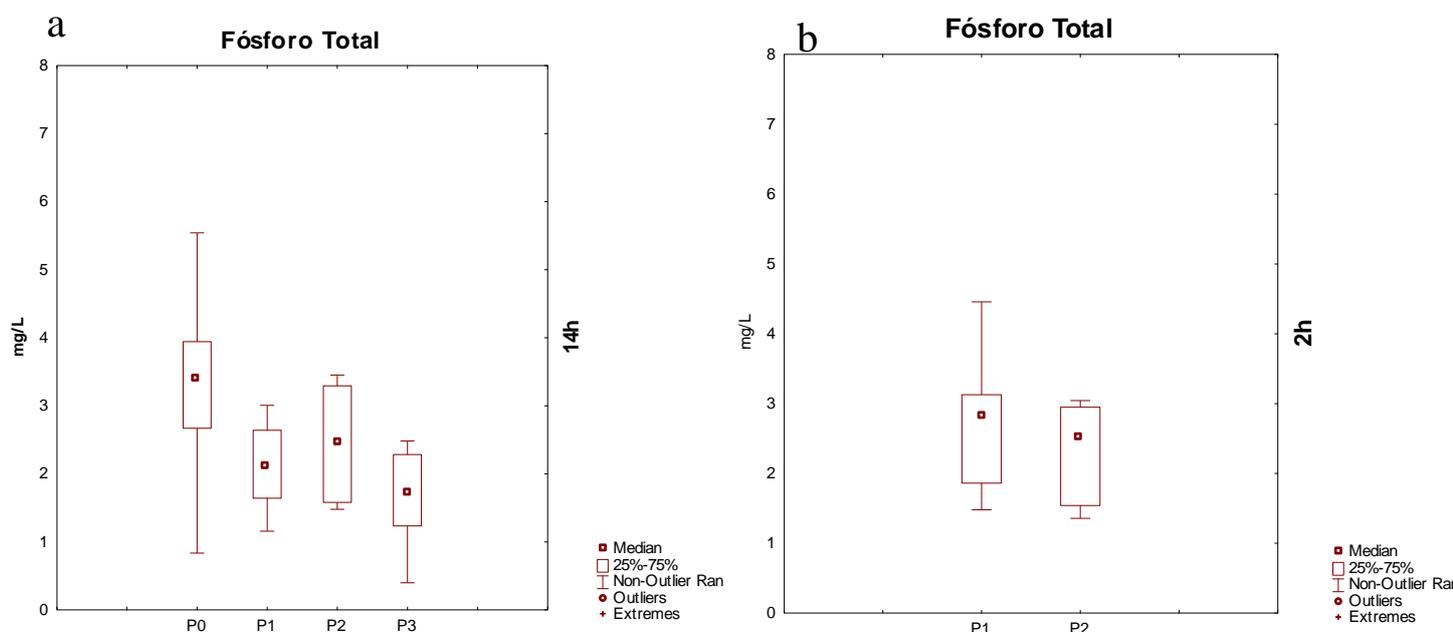
Segundo Mara e Pearson (1986) a remoção de fósforo em lagoas de estabilização depende da quantidade de fósforo que deixa a coluna d' água e passa a fazer parte do lodo do fundo através dos processos de sedimentação e precipitação. A sedimentação ocorre principalmente para o fósforo orgânico, associado à assimilação desse composto

pela biomassa bacteriana e algal. Sob condições anaeróbias no fundo, o fósforo pode ser ressolubilizado e reincorporado à massa líquida.

A máxima concentração afluyente (esgoto bruto) ocorreu no mês de fevereiro (5,5 mg/L) e a menor ocorreu no mês de abril (0,84 mg/L), devido a entrada de águas pluviais na rede de esgoto o que provocou a diluição do esgoto. Após o tratamento na lagoa de polimento, houve uma maior concentração de fósforo na saída do tratamento em relação à entrada, nos meses de janeiro, fevereiro e abril (Figura 23 a).

A concentração média na saída do sistema (P3) para o fósforo total às 14h, considerado todos os meses de estudo foi de 1,70 mg/L.

No horário das 2h só foram avaliados os pontos P1 (após tratamento nos reatores UASB) e P2 (após tratamento na lagoa de polimento). A concentração média final de fósforo total considerado todos os meses foi de 2,3 mg/L. (Figura 23 b).



**Figura 23** - Gráfico Box-Whiskers: Fósforo Total 14h (a)- P0(esgoto bruto) P1(após tratamento no reator UASB) P2 (após tratamento na lagoa de polimento) P3 (após tratamento no filtro percolador biológico) e às 2h (b)- P1(após tratamento no reator UASB) P2 (após tratamento na lagoa de polimento).

Houve diferença nas concentrações de fósforo total principalmente em relação ao ponto de entrada do esgoto bruto (P0), influenciada pelas características do esgoto e a carga orgânica do mesmo que difere diariamente e sazonalmente.

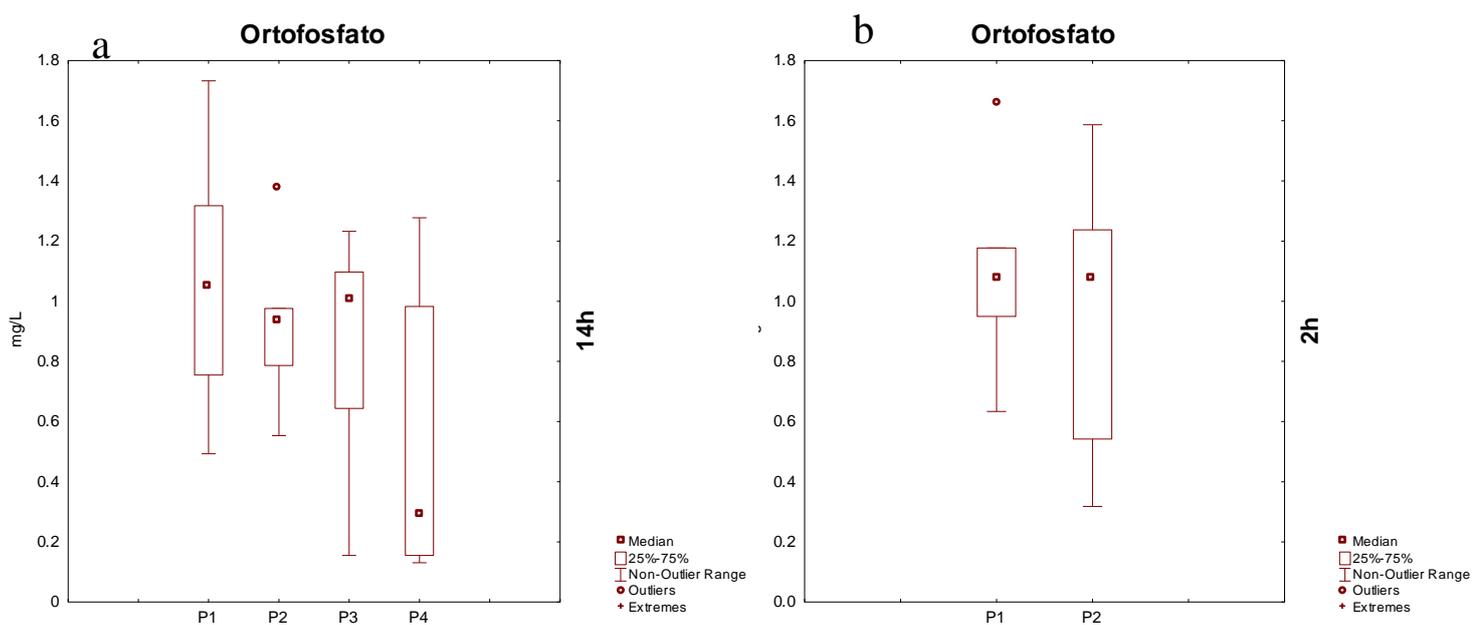
A legislação ambiental não estabelece padrão máximo em relação a fósforo total para lançamento de efluentes em corpos receptores, apenas estabelece padrões de

qualidade de corpos d'água doce de acordo com as características do rio. Contudo, a avaliação é feita em termos da razão de diluição requerida para que um determinado efluente, após lançamento em um rio, conduza ao atendimento do padrão do corpo receptor, no ponto da mistura esgoto-rio. Este tipo de avaliação não fazia parte dos objetivos do presente trabalho.

### 5.3.1.8 Ortofosfato

O maior valor de ortofosfato no efluente bruto ocorreu no mês de janeiro (1,7 mg/L) e o menor valor ocorreu no mês de abril (0,5 mg/L). A concentração média de ortofosfato no efluente final (P3) foi de 0,52 mg/L. No mês de abril houve forte influência da precipitação na composição do afluente, e nas etapas de tratamento devido as fortes chuvas que ocorreram dias antes e durante a coleta. Nas coletas realizadas às 2h, foram analisados apenas os pontos P1 e P2. A concentração média no efluente final foi de 0,97 mg/L. Os resultados estão demonstrados na Figura 24 (a) e (b)

Considerando as concentrações de entrada e saída no reator UASB, na lagoa de polimento e nos filtros biológicos percoladores isoladamente, houve grandes variações mensais. Nos meses de fevereiro, março e abril, a concentrações de saída do ortofosfato foram maiores do que a concentrações de entrada em relação aos reatores UASB na coleta realizadas 14h, isso pode ser explicado pela formação de ortofosfato através da conversão de polifosfatos a ortofosfatos e principalmente devido à mineralização do fósforo orgânico.



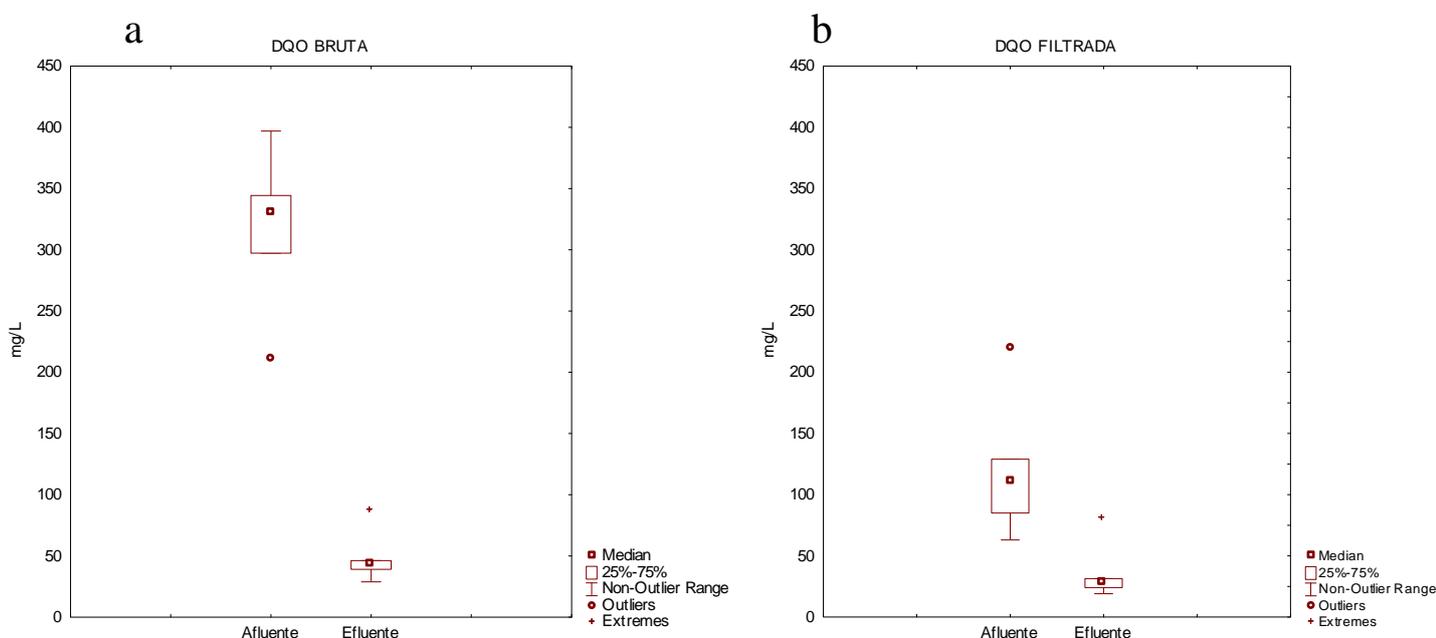
**Figura 24 - Gráfico Box-Whiskers: Ortofosfato 14h (a)- P0(egoto bruto) P1(após tratamento no reator UASB) P2 (após tratamento na lagoa de polimento) P3 (após tratamento no filtro percolador biológico) e às 2h (b) - P1(após tratamento no reator UASB) P2 (após tratamento na lagoa de polimento).**

### 5.3.1.9 Remoção de DQO

Em relação à DQO, a análise foi realizada apenas para as coletas das 14h e para o ponto afluente (P0) e efluente (P3) da ETE para os seis meses de estudo. A concentração de DQO bruta média afluente foi de 318 mg/L e a concentração média de DQO bruta na saída do sistema foi de 49,1 mg/L. (Figura 25 a).

Para DQO filtrada, a concentração média do afluente foi de 119,4 mg/L e do efluente foi de 36,8 mg/L. A máxima concentração afluente ocorreu no mês de fevereiro 218,7 mg/L e a mínima ocorreu no mês de abril, devido a diluição do esgoto por águas pluviais. (Figura 25 b).

Não existe padrão específico para parâmetro DQO em relação lançamento de efluente em corpos receptores. A resolução CONAMA N° 430, estabelece que para determinação de remoção de carga poluidora, será utilizada a DBO 5,20, e a máxima concentração é de 120 mg/L, sendo que este limite poderá ser ultrapassado, no caso de efluentes em sistemas de tratamento com eficiência máxima mínima de 60% de DBO, ou mediante estudo de autodepuração no corpo receptor. A legislação também estabelece que para sistemas de lagoas de estabilização, a amostra do efluente deverá ser filtrada.



**Figura 25** - Gráfico Box-Whiskers: DQO bruta (a) e filtrada (b)- Afluente(esgoto bruto) Efluente(esgoto tratado) às 14h.

Oliveira e Von Sperling (2005) avaliaram o desempenho de 166 ETEs no país, em relação às concentrações médias de DQO, foram analisados sistemas compostos por: fossa séptica seguida de filtro anaeróbio (FS+FA), lagoas facultativas (LF), lagoas anaeróbias seguidas de facultativas, lodos ativados (LA), reator UASB sem pós-tratamento, e reatores UASB com pós tratamento, que incluía filtros aerado, ou filtros anaeróbios, ou filtros percoladores, flotação, lagoas facultativas ou lagoas de polimento. As concentrações médias da DQO no afluente, efluente e a eficiência de cada tecnologia de tratamento estão expostas na Tabela 7 e como também as concentrações médias afluente, efluente e eficiência da ETE-Rio Formoso (UASB+LP+FBP). Em relação à DQO bruta, a eficiência da ETE-Rio Formoso é maior quando comparada a todas as tecnologias de tratamento analisadas no estudo.

**Tabela 7-** Concentração de DQO bruta afluente e efluente comparando várias tecnologias de tratamento com o sistema de tratamento de esgotos da ETE-Rio Formoso.

|           |              | Meses estudados (valores médios) |       |      |        |     |      |          |             |  |
|-----------|--------------|----------------------------------|-------|------|--------|-----|------|----------|-------------|--|
|           | Constituinte | Unid.                            |       |      |        |     |      |          |             |  |
|           |              |                                  | FS+FA | LF   | LAN+LF | LA  | UASB | UASB+POS | UASB+LP+FBP |  |
| DQO bruta | Afluente     | mg. L <sup>-1</sup>              | 1398  | 1187 | 1095   | 575 | 715  | 344,41   | 318         |  |
|           | Efluente     | mg .L <sup>-1</sup>              | 730   | 525  | 309    | 92  | 251  | 39,16    | 49          |  |
|           | E*           | %                                | 51    | 55   | 71     | 81  | 59   | 77       | 85          |  |

Para determinação da eficiência considerando os valores de DQO bruta e DQO filtrada, foi utilizada a seguinte equação 2:

$$E \% = \frac{DQOb_{(af)} - DQOf_{(ef)}}{DQOb_{(af)}} \times 100$$

As concentrações de DQO bruta afluente (mg/L), DQO filtrada efluente e respectivas eficiências de acordo com os meses de pesquisas, estão demonstrados na tabela 8. Não foi possível a avaliação da eficiência para o mês de abril, devido a problemas citados anteriormente.

**Tabela 8-** Concentrações de DQO bruta e filtrada mensal e eficiências de remoção.

| Datas de Coleta  | DQO bruta afluente (mg/L) | DQO filtrada efluente (mg/L) | Eficiência (%) |
|------------------|---------------------------|------------------------------|----------------|
| <b>Janeiro</b>   | 297,3                     | 31,5                         | 89,4           |
| <b>Fevereiro</b> | 330,6                     | 70,9                         | 76,8           |
| <b>Março</b>     | 329                       | 24,1                         | 93,7           |
| <b>Abril</b>     | -                         | -                            | -              |
| <b>Mai</b>       | 397                       | 29,1                         | 92,7           |
| <b>Junho</b>     | 344,4                     | 19,2                         | 94,4           |

## 5.4 Comportamento dos parâmetros no interior da lagoa de polimento

### 5.4.1 Oxigênio dissolvido

A concentração de saturação do oxigênio dissolvido ao nível do mar, na temperatura de 20° C, é de 9,2 mg/L, valores de oxigênio dissolvido acima da saturação são indicativos da presença de algas, que estão realizando a fotossíntese e gerando oxigênio puro (von SPERLING, 2006). Assim, 100% de saturação significam o máximo teórico de oxigênio dissolvido à temperatura e pressão consideradas.

Na lagoa de polimento da ETE-Rio Formoso, as maiores concentrações de oxigênio dissolvido ocorreram na superfície da lagoa às 14h, chegando a valores máximos de 22 mg/L, que é o máximo valor detectado pelo equipamento de medição utilizado. A concentração de 22 mg/L foi observada em todos os meses do estudo, exceto em abril, devido a intensa precipitação durante a coleta, menores temperaturas do ar e radiação, conseqüentemente, menor atividade fotossintética. No fundo da lagoa de polimento os valores de oxigênio dissolvido foram mais baixos, e em muitos pontos, valores próximos a zero, devido à menor penetração de luz solar nas camadas mais profundas e conseqüente diminuição da atividade fotossintética das algas. Durante a coleta das 2h, em teoria, ocorre a predominância da respiração dos organismos heterotróficos e de grande parte das algas, com a diminuição da concentração de oxigênio dissolvido.

Em ambientes com estratificação durante o verão ocorre a concentração de oxigênio próximo a saturação e supersaturação no epilímnio, e um hipolímnio anóxico, por causa da decomposição do material acumulado no fundo com o consumo elevado de oxigênio nessa camada (ESTEVEZ, 1998). Este fenômeno foi observado na lagoa de

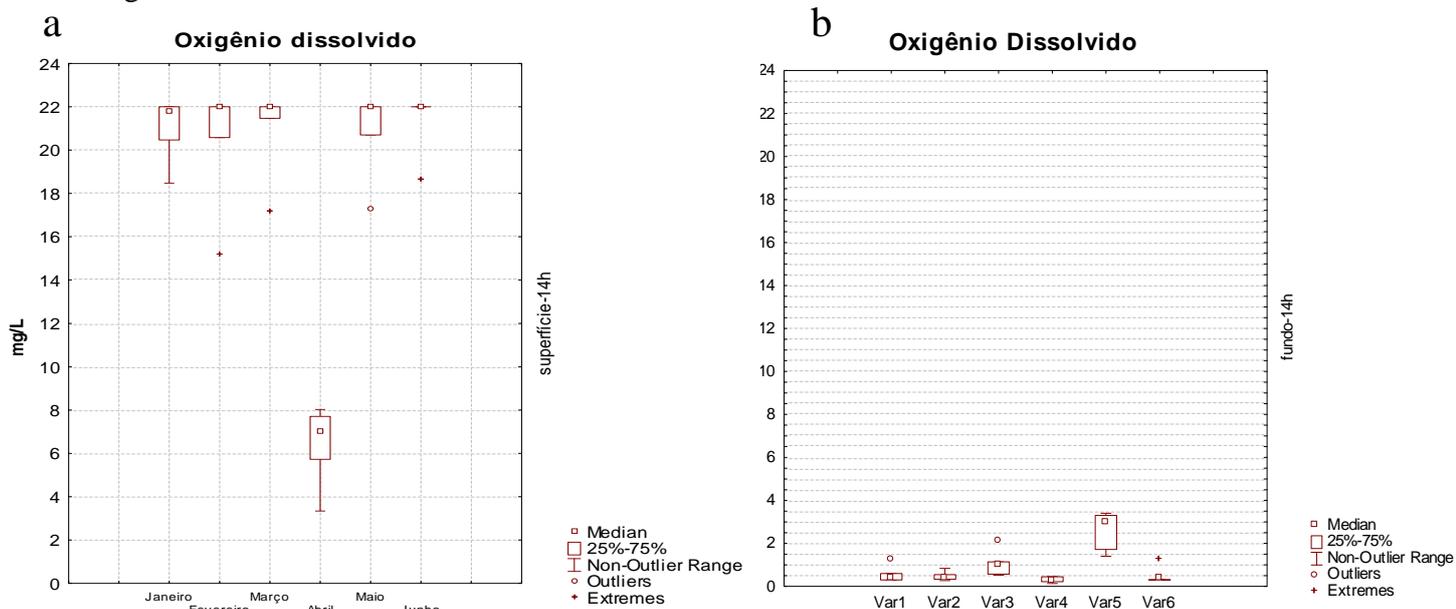
polimento da ETE-Rio Formoso durante os meses de estudo, exceto em abril, quando as concentrações de oxigênio dissolvido não apresentaram valores acima da saturação.

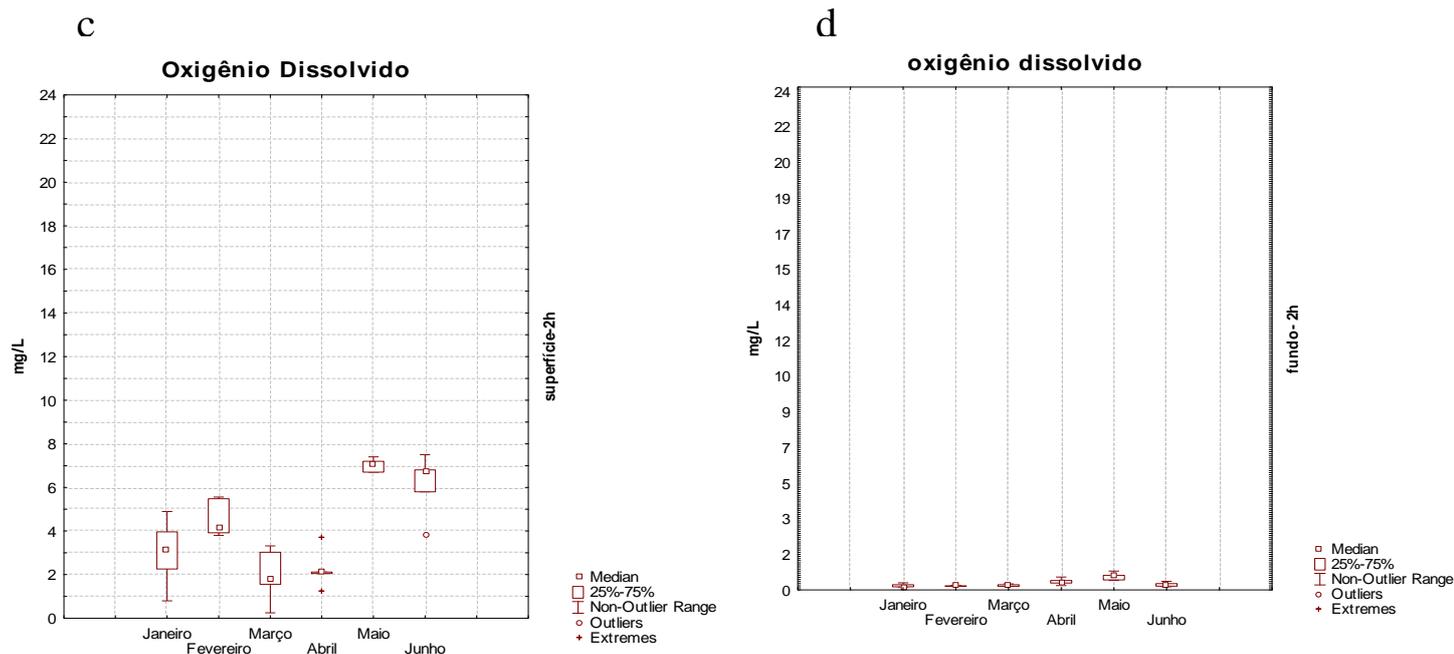
A partir da análise de variância (ANOVA) entre os pontos de coleta na superfície da lagoa às 14h durante os meses de estudo, concluiu-se que não há diferença significativa entre os valores, apresentando concentração média de 18 mg/L. Então, na análise espacial, os diferentes pontos amostrados no interior da lagoa não apresentaram diferença estatística em relação concentração de oxigênio dissolvido na superfície da lagoa às 14h. A ANOVA entre os pontos no fundo da lagoa às 14h também não revelou diferença significativa, e o valor médio foi de 0,90 mg/L. Os resultados da análise de variação (ANOVA) estão apresentados no ANEXO I.

A concentração média de oxigênio dissolvido às 2h, foi de 4,2 mg/L na superfície e a concentração média no fundo foi de 0,3 mg/L.

Na análise sazonal para concentração de oxigênio dissolvido, pode-se concluir a partir dos resultados da ANOVA, que houve diferença significativa, influenciada principalmente pelas fortes chuvas e diminuição da temperatura que ocorreram no mês de abril.

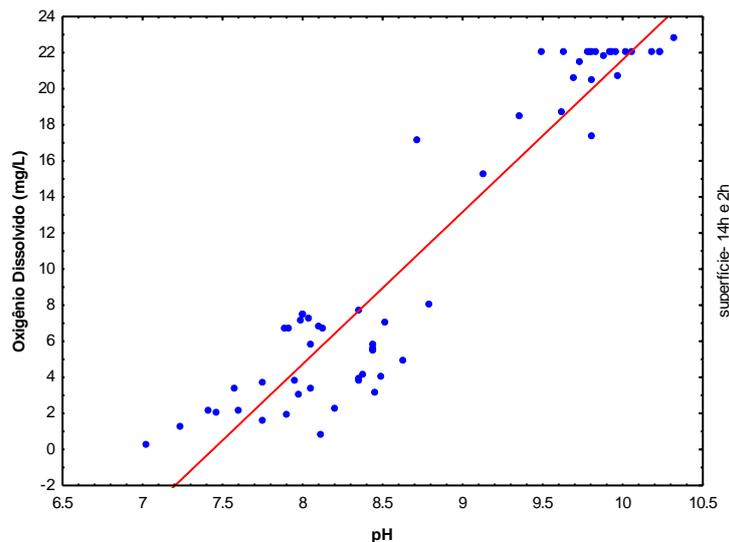
A partir da constatação de que não havia diferença espacial em relação à concentração de oxigênio dissolvido, os pontos no interior da lagoa na superfície (14h) e fundo (14h), foram agrupados e estão apresentados em gráficos do tipo Box-Wiskers, para avaliação da variação sazonal, Figuras 26 (a) e (b). Na Figura 26 (c) e (d) estão apresentados os resultados de oxigênio dissolvido às 2h, na superfície e no fundo da lagoa.





**Figura 26** - Box-Wiskers para concentração de oxigênio dissolvido às 14h na superfície (a) e no fundo (b) e às 2h na superfície (c) e fundo (d)

Os dados de oxigênio dissolvido foram correlacionados com os dados de pH para a superfície, às 14h e 2h. Foi utilizada a análise de regressão linear. A reta de regressão permite representar a dependência de uma variável quantitativa por meio de uma equação simples. Desta forma, os pontos no gráfico devem apresentar uma tendência linear (CALLEGARI-JACQUES, 2003). Os valores de oxigênio dissolvido e pH foram analisados em um gráfico de dispersão para determinar como a concentração de oxigênio dissolvido podem ser usadas para prever o pH da água. Os dados apresentaram uma tendência linear e um bom coeficiente de regressão ( $R^2$ ), de 0,8979 (Figura 27).



**Figura 27** - Gráfico de dispersão para concentrações de oxigênio dissolvido e pH na superfície da lagoa de polimento às 14h e 2h.

Kayombo et. al, (2002), pesquisaram as flutuações diurnas de pH, oxigênio dissolvido (OD), água, temperatura do ar e da intensidade da luz solar nas lagoas de estabilização na Universidade de Dar es Salaam, na Tânzania. A relação entre oxigênio dissolvido e pH foi realizada através da análise do coeficiente regressão (R2) e foi encontrados valores na faixa de 0,69 a 0,77.

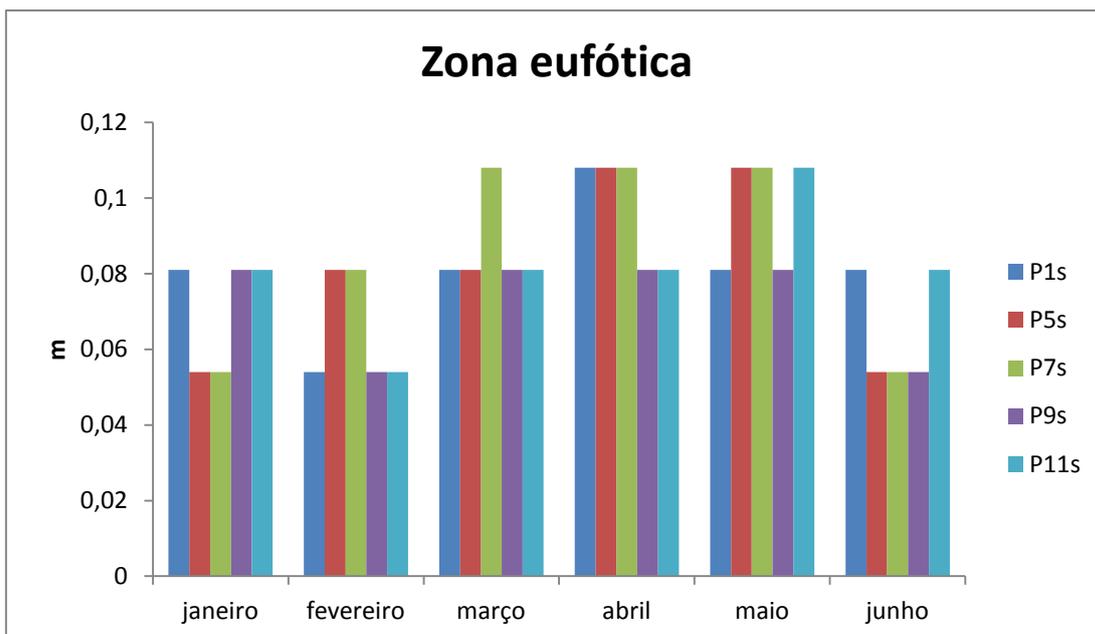
#### 5.4.2 Zona eufótica e transparência da água

A intensidade da luz decresce exponencialmente com a profundidade; a perda é expressa pelo coeficiente de extinção, ou seja, a fração de luz absorvida por metro de água. Quanto maior for o coeficiente de extinção, menor é a transmissão da luz ou menos transparente é a massa de água (ESTEVES, 1998).

Em regiões tropicais, onde a radiação é mais intensa, os valores correspondentes a 1% são maiores que os das regiões temperadas, sendo suficiente para realização da fotossíntese (TUNDISI;TUNDISI, 2008).

A transparência da água pode ser considerada o oposto da turbidez, do ponto de vista óptico. A profundidade do disco de secchi é inversamente proporcional à quantidade de compostos orgânicos e inorgânicos no caminho ótico.

A Figura 28 apresenta a zona eufótica para os pontos amostrados na superfície da lagoa de polimento, conforme demonstrado, os meses de chuva (abril e maio) apresentaram maior zona eufótica, visto que o esgoto estava diluído e foi verificada menor densidade de algas, principalmente no mês de abril.



**Figura 28-** Zona eufótica para os pontos amostrados no interior da lagoa de polimento.

#### 5.4.3 Temperatura no interior da lagoa de polimento

Em relação à temperatura, o maior valor ocorreu no mês de março, na superfície da lagoa, às 14h (38,5°C) e o menor valor ocorreu no fundo da lagoa, às 2h (25,8°C), no mesmo mês.

A temperatura desempenha um papel importante na atividade fotossintética no interior das lagoas, em relação ao aumento na taxa de absorção de carbono inorgânico em material celular, tendo como consequência o aumento do pH devido ao consumo deste carbono. Também exerce forte influência sobre a densidade da água, pois a diminuição da temperatura do meio líquido no decorrer do dia e dos meses do ano, aumentam os valores de densidade (TUNDISI; TUNDISI, 2008).

Quando o aquecimento térmico estabelece camadas d'água com densidades diferentes, ocorre a formação de uma barreira física impedindo a mistura e criando zonas de estratificação e desestratificação, que são acompanhadas por uma série de outras alterações físicas e químicas da água, interferindo na distribuição vertical dos gases, nutrientes, acúmulo de gases e substâncias no hipolímnio e a modificação da distribuição do fitoplâncton e zooplâncton (TUNDISI & TUNDISI, 2008; ESTEVES, 1998).

Segundo Kellner e Pires (2002), para lagoas de estabilização que apresentam temperatura do líquido entre 24°C e 25°C, o gradiente térmico característico para ocorrência de estratificação térmica é de 0,6°C/m. Em ambientes com temperaturas

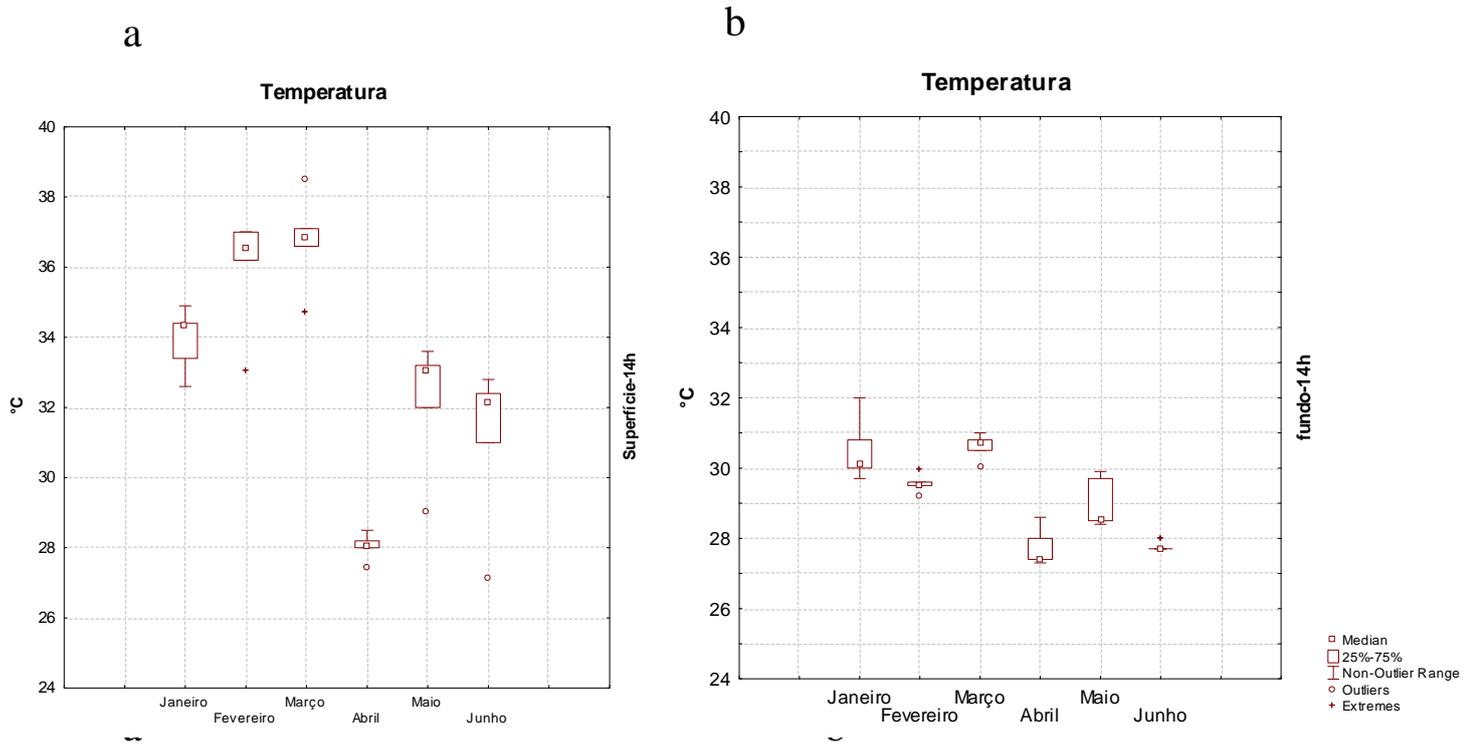
superiores a 25°C, esse gradiente térmico pode ser ainda menor, o que torna esse fenômeno mais significativo para as lagoas de estabilização construídas em clima tropical.

Apesar da temperatura da água na lagoa de polimento da ETE-Rio Formoso apresentar valores maiores que 25°C, foi utilizado o valor de 0,6°C/m para determinação da estratificação térmica.

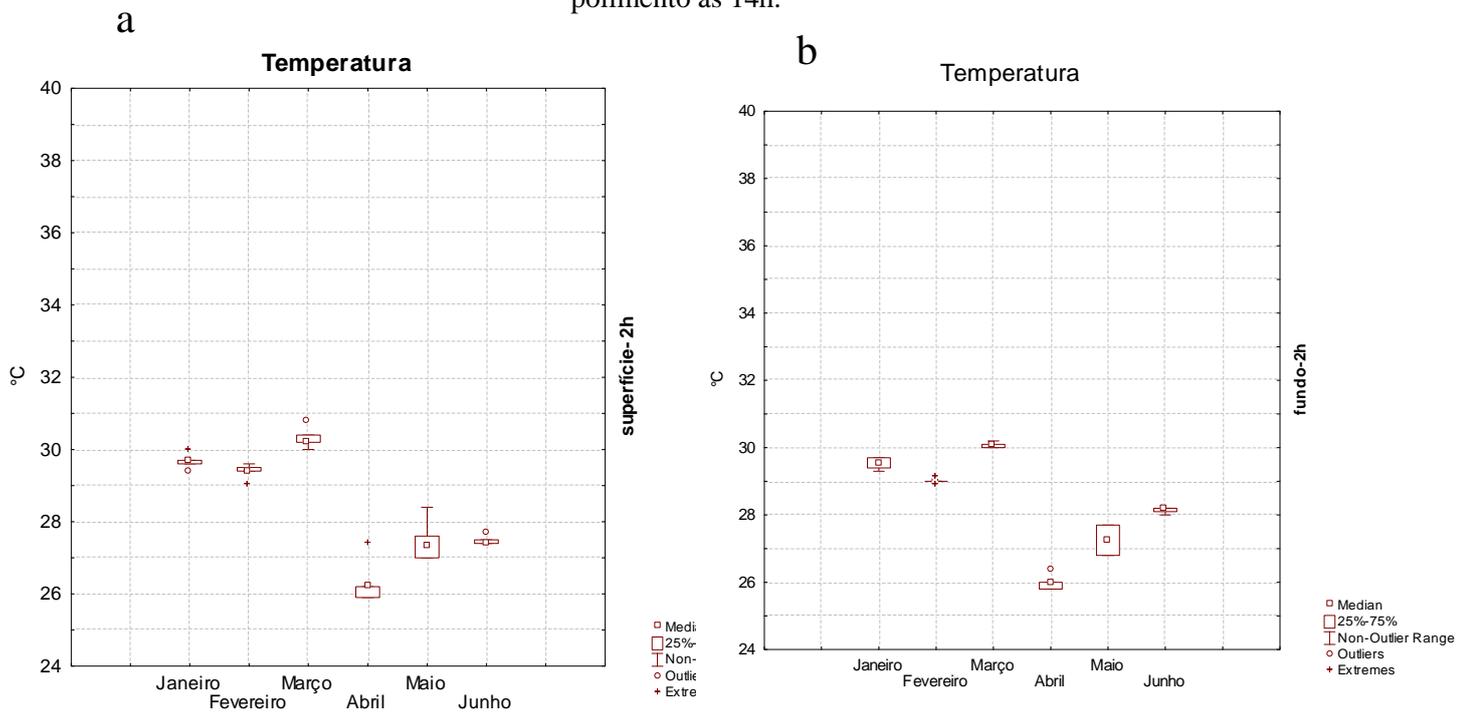
Como esperado, as variações mais pronunciadas de temperatura foram observadas na comparação entre os dados de superfície e fundo às 14h, principalmente nos meses de fevereiro e março, com variações máximas de 7,5 e 7,8 °C, respectivamente. As menores variações de temperatura em escala vertical ocorreram no mês de abril, por causa das chuvas e da menor temperatura do ar. Nas coletas realizadas às 2h, não foram observadas variações acentuadas entre as temperaturas de superfície e fundo. Assim, é possível afirmar que na lagoa de polimento houve estratificação térmica durante o dia e diminuição da temperatura da superfície durante a noite, o que proporcionou a homogeneização térmica da lagoa.

Kellner e Pires (2002) estudaram a influência da estratificação térmica no volume útil e no comportamento hidrodinâmico de duas lagoas, uma facultativa e uma de maturação, na ETE Novo Horizonte, através de determinação experimental e teórica. O acompanhamento do perfil de temperatura mostrou a ocorrência de estratificação térmica com ciclo nictimeral nas duas lagoas.

Foi realizada a análise de variação (ANOVA) entre os pontos no interior da lagoa de polimento às 14h na superfície e no fundo e às 2h na superfície e no fundo. A partir dos resultados pode-se afirmar que não existiu diferença significativa, na análise espacial. Da mesma forma empregada ao parâmetro oxigênio dissolvido, a partir desta constatação, os pontos no interior da lagoa na superfície (14h), fundo (14h), superfície (2h) e fundo (2h), foram agrupados apresentados em gráficos do tipo Box- Wiskers, para avaliação da variação sazonal (Figura 29 (a) e (b) 30 (a) e (b)).



**Figura 29** - Box- Wiskers para valores de temperatura na superfície (a) e no fundo (b) da lagoa de polimto às 14h.



**Figura 30** - Box Wiskers para valores de temperatura na superfície e no fundo da lagoa de polimto às 2h.

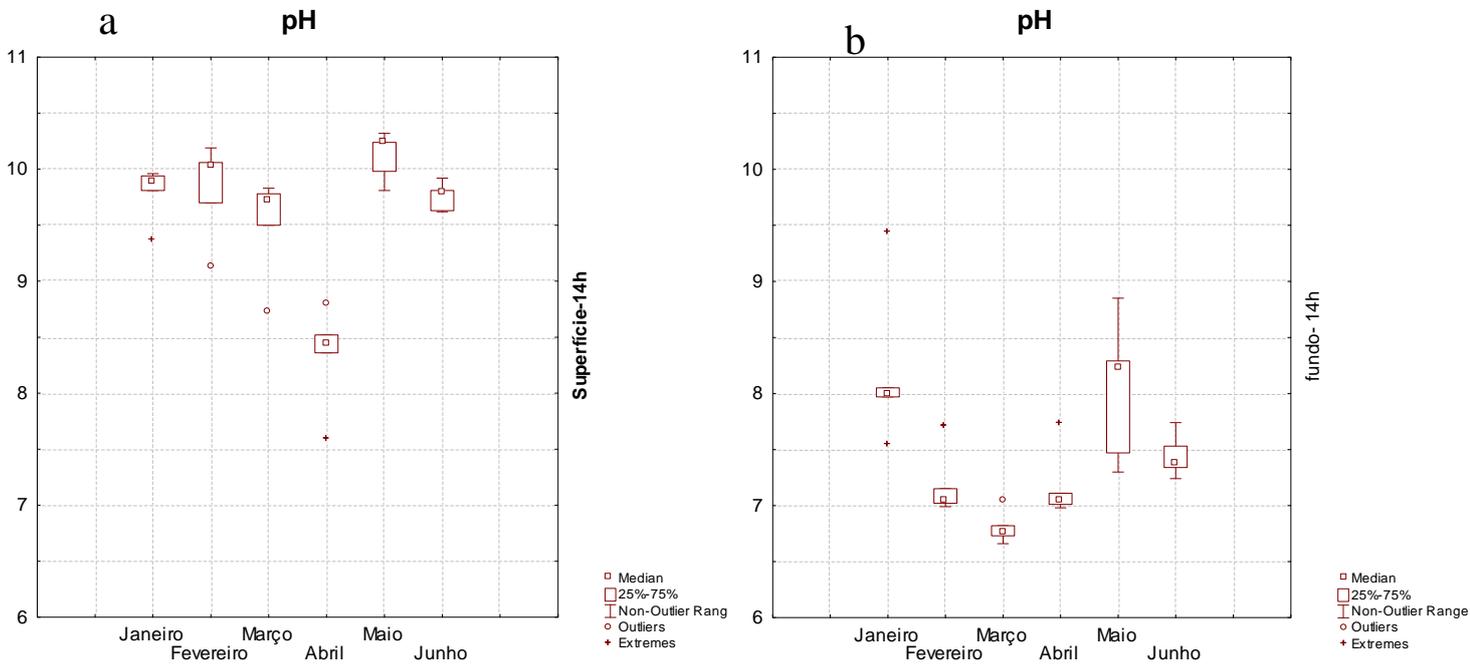
Existe uma estreita relação entre o pH e as comunidades vegetais e animais no meio aquático. Isto acontece pela interferência dos organismos aquáticos nos valores de pH, por exemplo, em casos de floração de algas. As alterações de pH ocorrerão em maior proporção e menor período de tempo, sendo observada grandes variações de pH em escala nictimeral (BICUDO; BICUDO, 2007).

Na análise de pH na ETE- Rio Formoso, sazonalmente o maior valor de pH ocorreu no mês de maio na superfície às 14h (10,3) e o menor valor (6,7) ocorreu no mês de março no fundo às 14h.

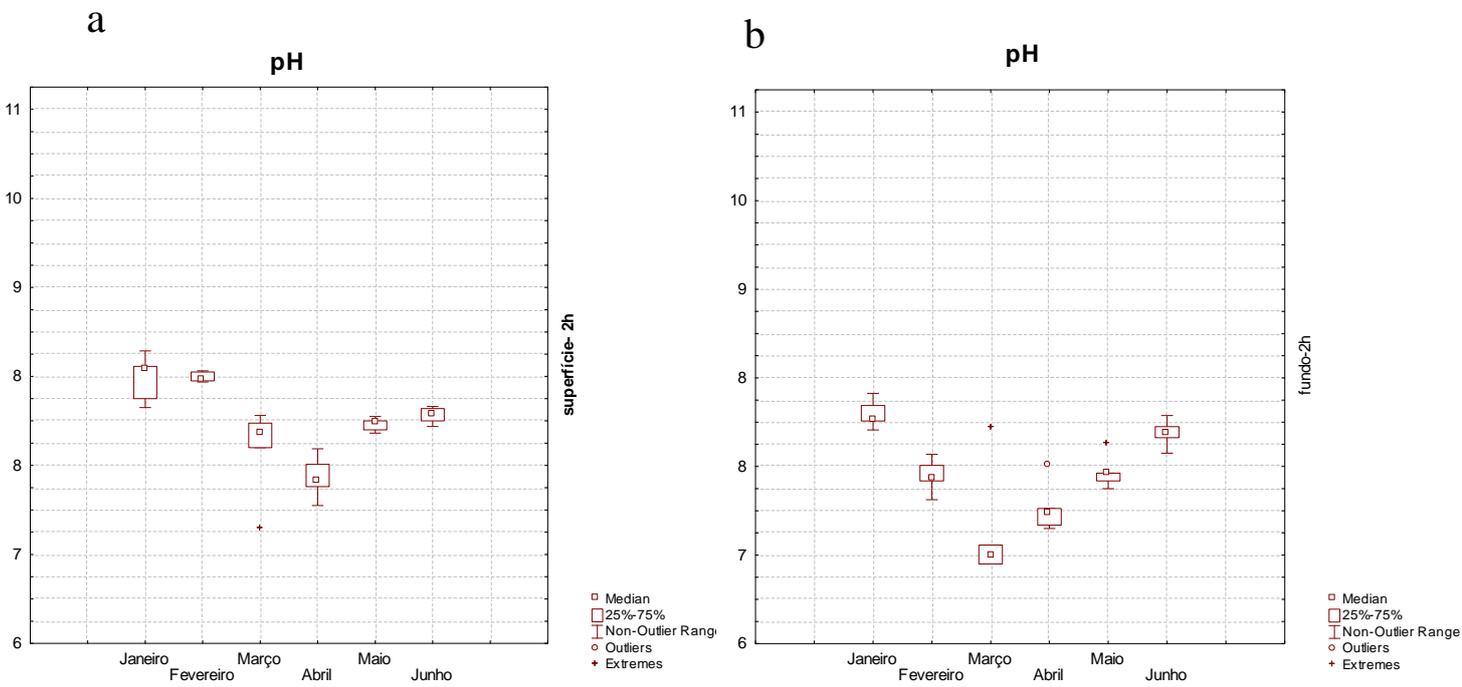
O pH pode ser utilizado com indicador da atividade fotossintética. Quando acima de 8, indica que está havendo maior demanda por  $\text{CO}_2$  do que a reposição através dos processos de decomposição da matéria orgânica. Valores abaixo de 8 indicam a presença de maior concentração de  $\text{CO}_2$  e portanto, menor atividade fotossintética. Durante o processo fotossintético o  $\text{CO}_2$  e  $\text{HCO}_3^-$  são removidos pelos produtores primários. Como resultado, o pH da água aumenta, uma vez que a capacidade de fixação de carbono é maior que a dissolução do  $\text{CO}_2$  atmosférico na interface ar-água. O dióxido de carbono dissolve-se na água para formar dióxido de carbono solúvel. Este reage com a água formando ácido carbônico não dissociado, que diminui o pH do meio (MARGALEF, 1983).

Falco (2005) estudou a estrutura da comunidade de algas e bactérias em um sistema de lagoas de estabilização em escala sazonal e nictimeral. Nas lagoas facultativas os valores máximos de pH e oxigênio dissolvido não corresponderam aos valores máximos de temperatura. Na facultativa 1 os valores máximo de pH e oxigênio dissolvido foram encontrado em fevereiro e agosto, respectivamente, na facultativa 2 os maiores valores de oxigênio e pH foram observados em maio.

Através da ANOVA, pode-se concluir que não existiu diferença entre os pontos coletados na superfície da lagoa às 14h e entre os pontos coletados na superfície da lagoa às 2h. Apesar, da grande extensão da lagoa e da existência de zonas mortas com acúmulo de matéria orgânica, nutrientes e biomassa, os valores de pH não sofreram variação. Sendo assim, os pontos amostrados foram agrupados para interior da lagoa na superfície (14h), fundo (14h), superfície (2h) e fundo (2h), e para avaliação da variação sazonal e estão demonstrados nas Figuras 31 (a) e (b) e 32 (a) e (b).



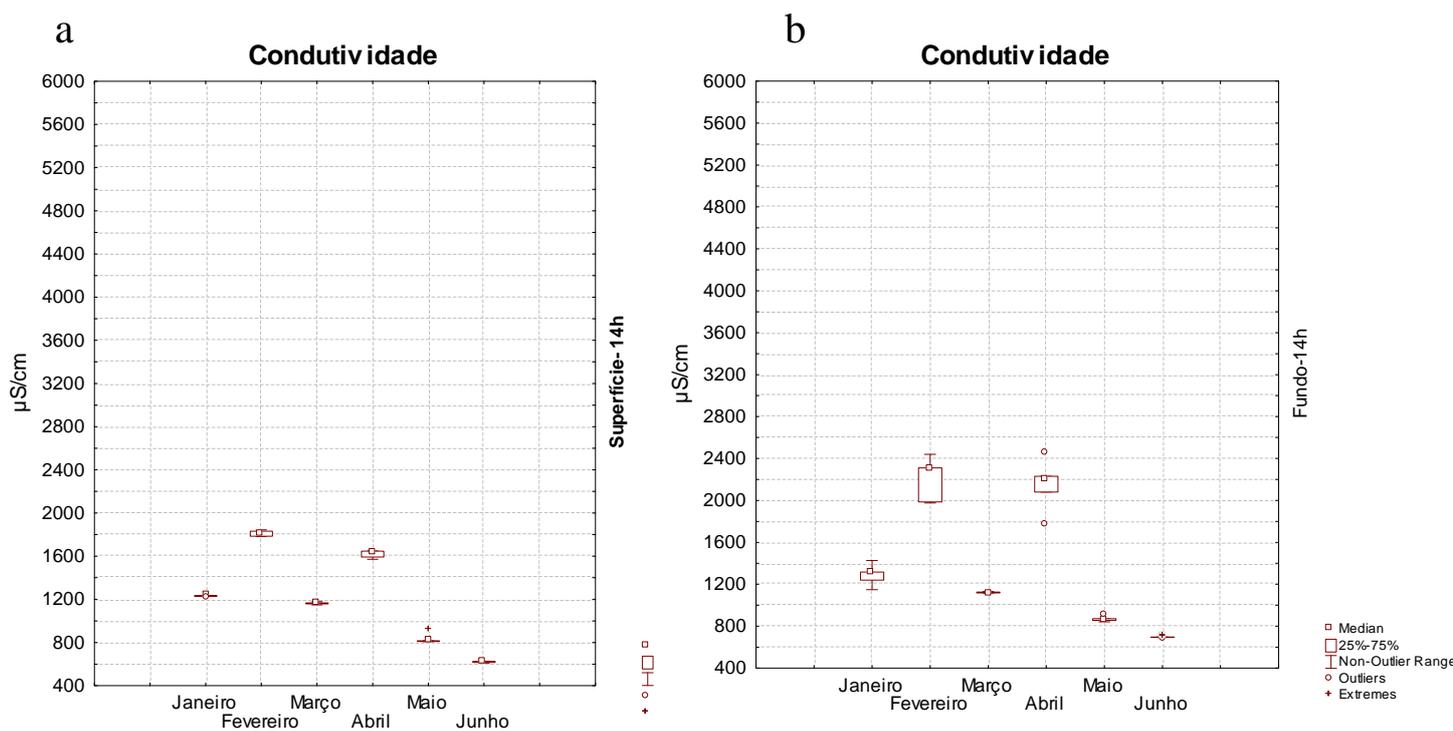
**Figura 31** - Box -Wiskers para valores pH na superfície (a) e no fundo(b) da lagoa de polimento às 14h.



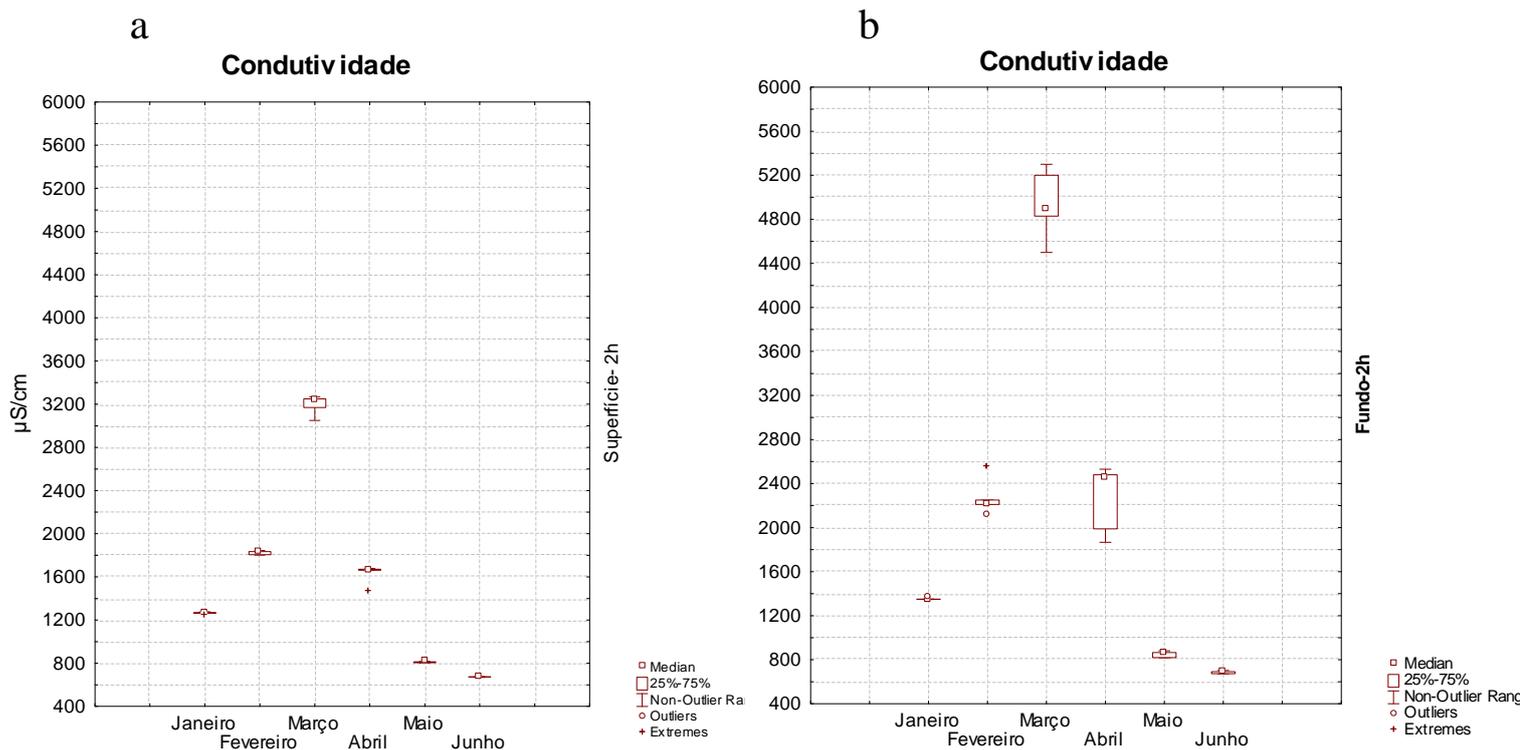
**Figura 32** - Box -Wiskers para valores pH na superfície (a) e no fundo (b) da lagoa de polimento às 2h.

### 5.4.5 Condutividade

Ocorreram picos nos valores de condutividade principalmente no mês de março às 2h, nas medições dos pontos na superfície e no fundo da lagoa, apresentando valor máximo de 5300  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Esta condutividade mais elevada pode ser explicada devido a uma maior quantidade de íons dissolvidos, resultantes de uma maior carga orgânica em março, mês que apresentou menor precipitação. A partir dos resultados de análise de variância pode-se concluir que não houve diferença espacial, Os pontos amostrados na superfície às 14h e no fundo às 14h, foram agrupados para avaliação da variação sazonal deste parâmetro e apresentados na Figura 33 (a) e (b). Este procedimento também foi executado para a superfície às 2h e fundo às 2h, e apresentados na Figura 34(a) e (b).



**Figura 33** - Box -Wiskers para valores condutividade na superfície (a) e no fundo (b) da lagoa de polimento às 14h.

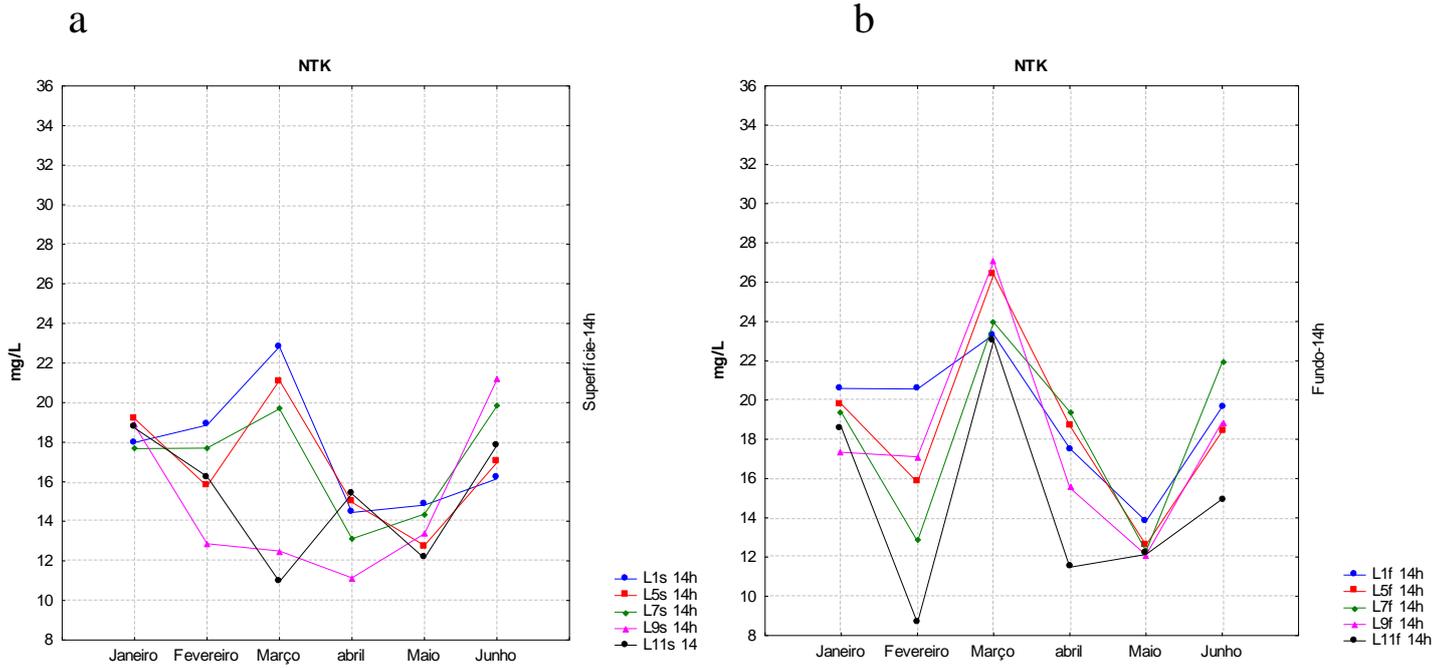


**Figura 34 -** Box -Wiskers para valores condutividade na superfície (a) e no fundo(b) da lagoa de polimento às 2h.

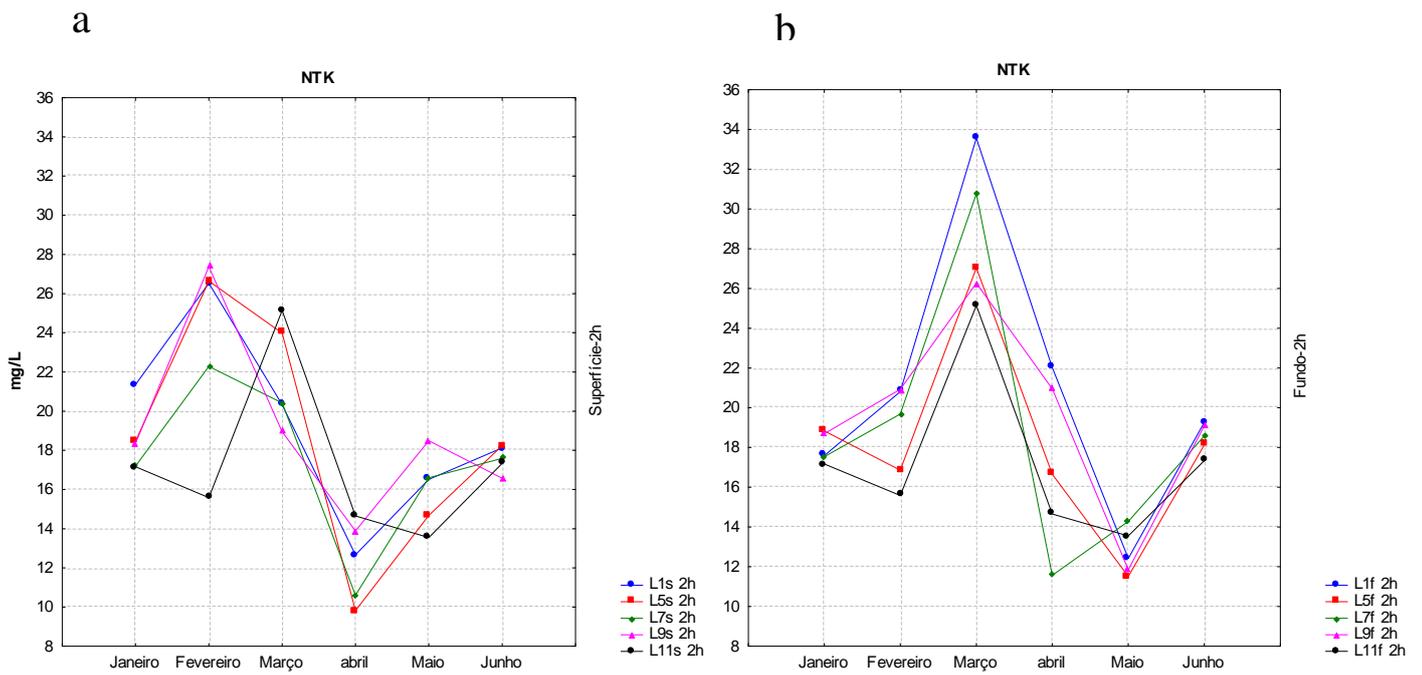
#### 5.4.6 Comportamento dos nutrientes (nitrogênio e fósforo) no interior da lagoa de polimento

##### 5.4.6.1 NTK

A partir das análises de variância (ANOVA), foi possível afirmar que houve variação sazonal em relação às concentrações de NTK durante os meses estudados no interior da lagoa de polimento, os resultados estatísticos estão apresentados no ANEXO I. A análise de variância (ANOVA) também demonstrou que havia diferença estatística entre superfície e fundo às 14h (Figura 35 a e b) e às 2h (Figura 36 a e b). Os maiores valores de NTK foram verificados no pontos coletados no fundo da lagoa de polimento e a maior concentração (33,6 mg/L) foi observada no fundo às 2h. Devido, as diferenças estatísticas entre os pontos de coleta e entre os horários optou-se por não utilizar o gráfico do Tipo Box-Wiskers.



**Figura 35 - Concentração de NTK na superfície (a) e no fundo (b) às 14h**



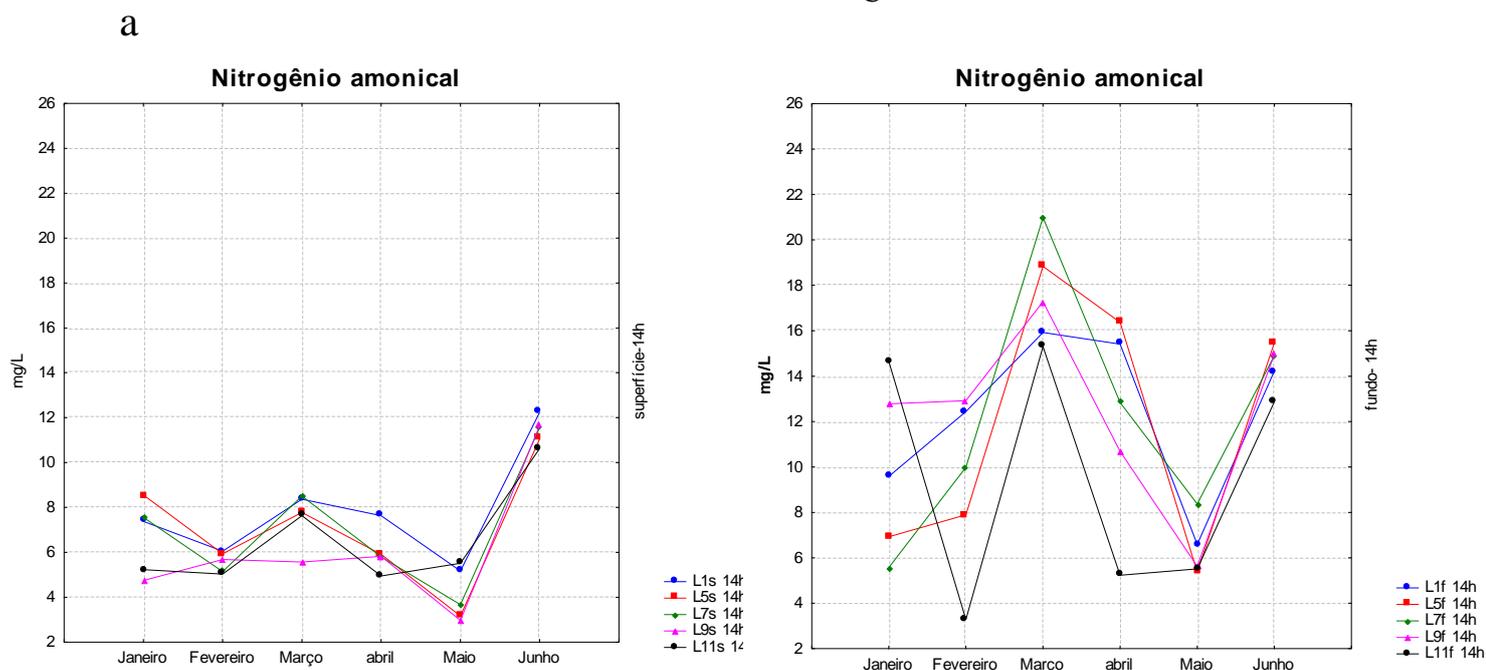
**Figura 36 - Concentração de NTK na superfície (a) e no fundo (b) às 2h**

#### 5.4.6.2 Nitrogênio amoniacal

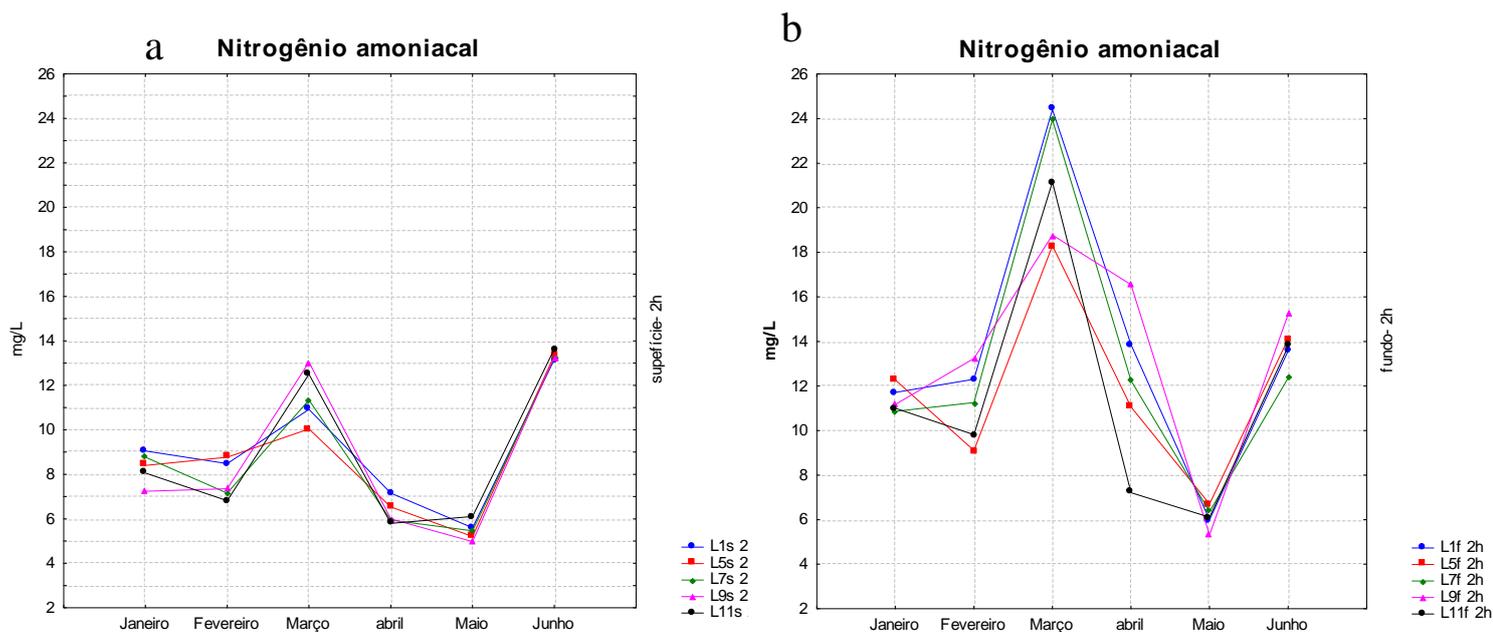
A amônia e os nitratos são assimilados pelos organismos para síntese de compostos celulares, na produção de proteínas e outros compostos que contêm nitrogênio. A magnitude da assimilação depende da taxa de crescimento dos organismos, que, por sua vez, é afetada por fatores como a temperatura, a carga orgânica, o tempo de detenção hidráulica, a radiação solar, além das características da água (BERGMAN, 1997).

Na análise de variância (ANOVA), em relação às concentrações de nitrogênio amoniacal no interior da lagoa de polimento, os resultados demonstraram que existiam diferenças significativas na comparação entre os valores da superfície e do fundo às 14h (37 a e b) e às 2h (38 a e b). Na comparação entre os horários (14h e 2h) na superfície e no fundo também houve diferença significativa. As maiores concentrações de nitrogênio amoniacal foram verificadas no fundo da lagoa de polimento às 2h. Os resultados estatísticos estão apresentados no ANEXO I. Devido, as diferenças estatísticas entre os pontos de coleta e entre os horários optou-se por não utilizar o gráfico do Tipo Box-Wiskers.

Durante o dia os valores de nitrogênio amoniacal na superfície da lagoa são bastante influenciados pela atividade algal. Em ambientes aquáticos de climas tropicais em períodos de estratificação térmica observam-se baixas concentrações de nitrogênio amoniacal no epilímnio e altas concentrações no hipolímnio, sugerindo o consumo do íon amônio no epilímnio pelo fitoplâncton ou por processos de volatilização da amônia quando o pH atinge os valores ideais para esse processo (acima de 9), e no hipolimínio taxas mais elevadas de nitrogênio amoniacal, devido a menor concentração de fitoplâncton no fundo (TUNDUSI;TUNDISI,2008).



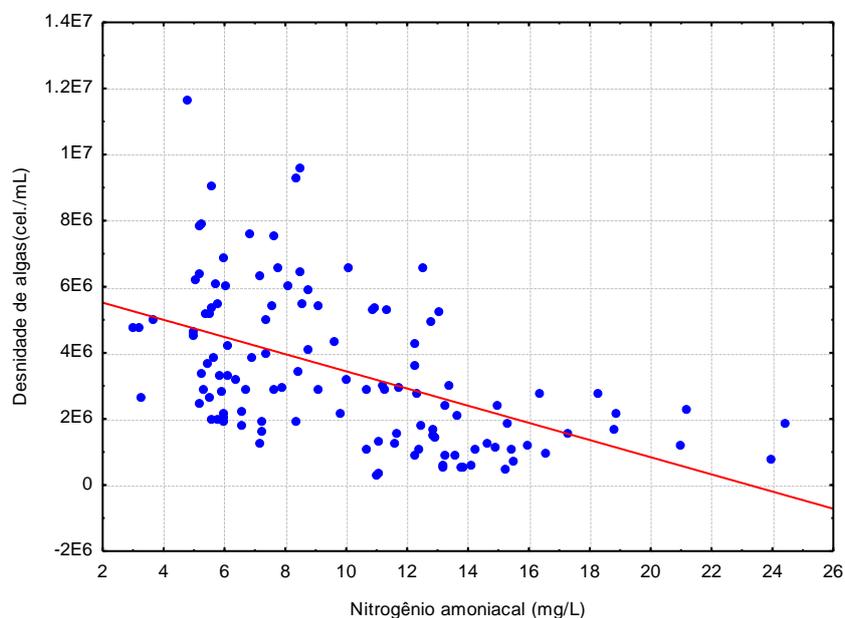
**Figura 37** – Concentração de nitrogênio amoniacal na superfície (a) e no fundo (b) às 14h.



**Figura 38** - Concentração de nitrogênio amoniacal na superfície (a) e no fundo (b) às 2h.

Os valores de densidade de fitoplâncton nos pontos amostrados na superfície e no fundo foram correlacionados com as concentrações de nitrogênio amoniacal. O coeficiente de correlação de Spearman (RS) foi de -0.5765, considerada uma correlação regular. (CALLEGARI-JACQUES, 2003). O valor negativo significa que quanto maior a biomassa de algas, menor a concentração de nitrogênio amoniacal no interior da lagoa de polimento da ETE-Rio Formoso. As algas poderiam estar assimilando o nitrogênio

amoniacoal e assim reduzindo sua concentração no meio, ou através da atividade fotossintética reduzindo a acidez carbônica do meio e elevando o pH, propiciando a volatilização da amônia. (Figura 39)



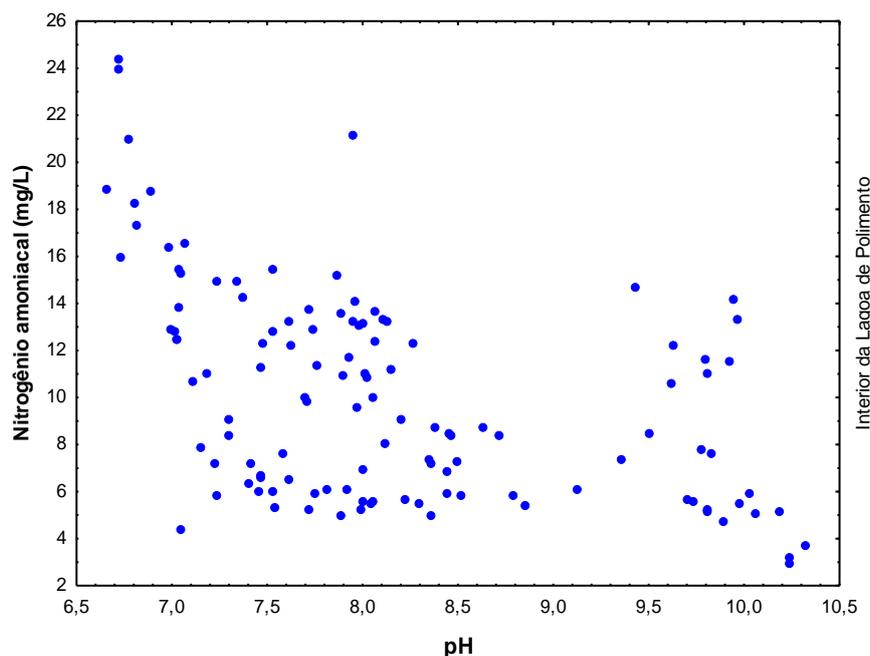
**Figura 39** – Gráfico de dispersão entre densidade de algas (cel/mL) e nitrogênio amoniacoal (mg/L).

Para avaliar a existência de correlação entre a concentração de nitrogênio amoniacoal em relação aos valores de pH na lagoa de polimento de Rio Formoso, os valores obtidos a partir das análises desses parâmetros, conforme os meses de coleta, foram representadas em um gráfico de dispersão e verificou-se uma certa tendência de ocorrer menores concentrações de nitrogênio amoniacoal quando os valores de pH eram mais elevados (Figura 40).

A correlação entre a concentração de nitrogênio amoniacoal em relação aos valores de pH na lagoa de polimento de Rio Formoso, apresentou um coeficiente de Spearman ( $r_s$ ) de -0.501. O coeficiente de correlação de Spearman é empregado quando às variáveis não satisfazem as exigências para o teste do coeficiente produto-momento de Pearson ( $r$ ), como distribuição bivariada normal e homocedasticidade (CALLEGARI-JACQUES, 2003).

Valores negativos de “ $r$ ” indicam uma relação do tipo inversa, isto é, quando  $x$  aumenta,  $y$  em média diminui ou vice-versa, no caso  $x$  é o pH e  $y$  é o nitrogênio amoniacoal.

Apesar dos resultados estaticamente significativos nas correlações de pH e nitrogênio amoniacal na lagoa de polimento da ETE-Rio Formoso. Segundo, Camargo Valero e Mara(2007b) a volatilização de amônia não demonstra contribuição significativa para a remoção de nitrogênio total. Os autores apontam para outros mecanismos, como a nitrificação-desnitrificação, sendo responsável pela remoção de nitrogênio permanente em lagoas de estabilização



**Figura 40-** Correlação entre nitrogênio amoniacal e pH para todos os pontos no interior da lagoa de polimento na superfície fundo às 14h e 2h.

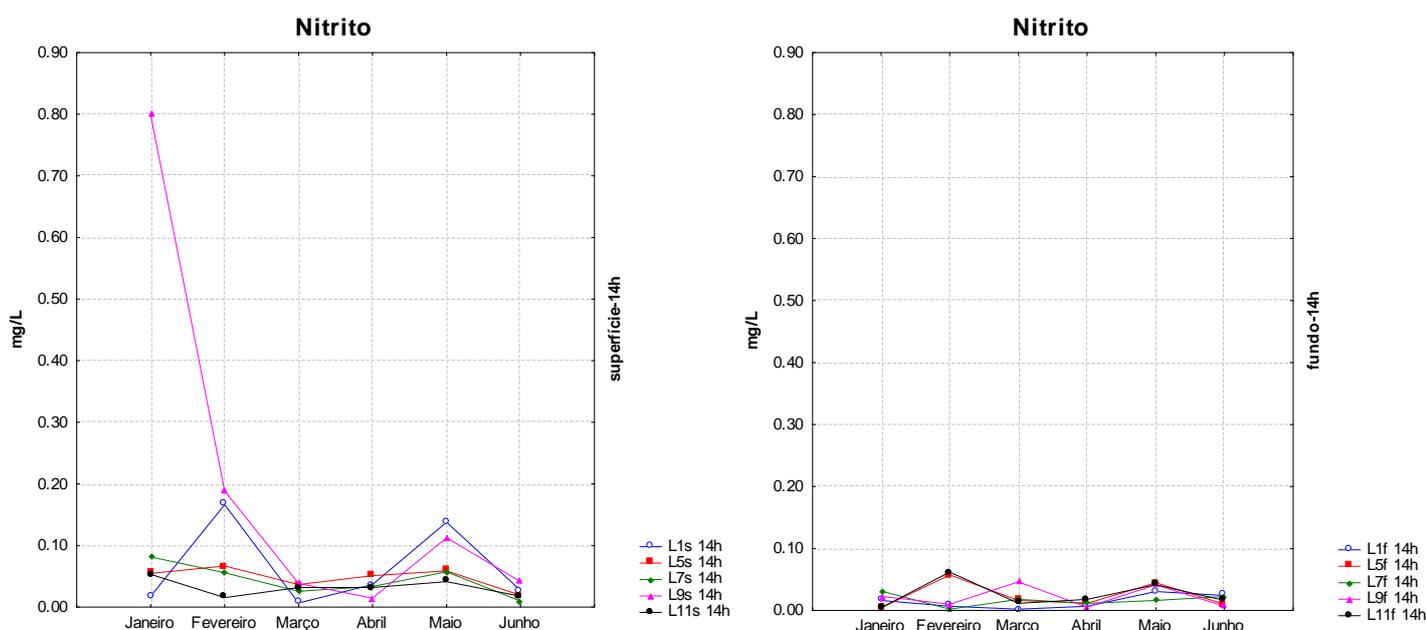
Zimmo et al. (2003) estudaram a remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização em escala piloto, uma a base de algas e outra utilizando lentilhas d'água, para medição da volatilização da amônia durante o ciclo de 24 horas, utilizando dispositivo para captação de amônia que foram instalados no interior da lagoa. Na comparação entre as taxas de remoção de nitrogênio nas lagoas com algas e lagoas com lentilhas d'água, houve uma maior remoção nas lagoas com algas. Aparentemente, a camada de lentilha não fornece uma barreira física, embora o cobertura de lentilha d'água, reduz a superfície da água que está diretamente exposta à atmosfera para volatilização de amônia não-ionizada.

### 5.4.6.3 Nitrito na lagoa

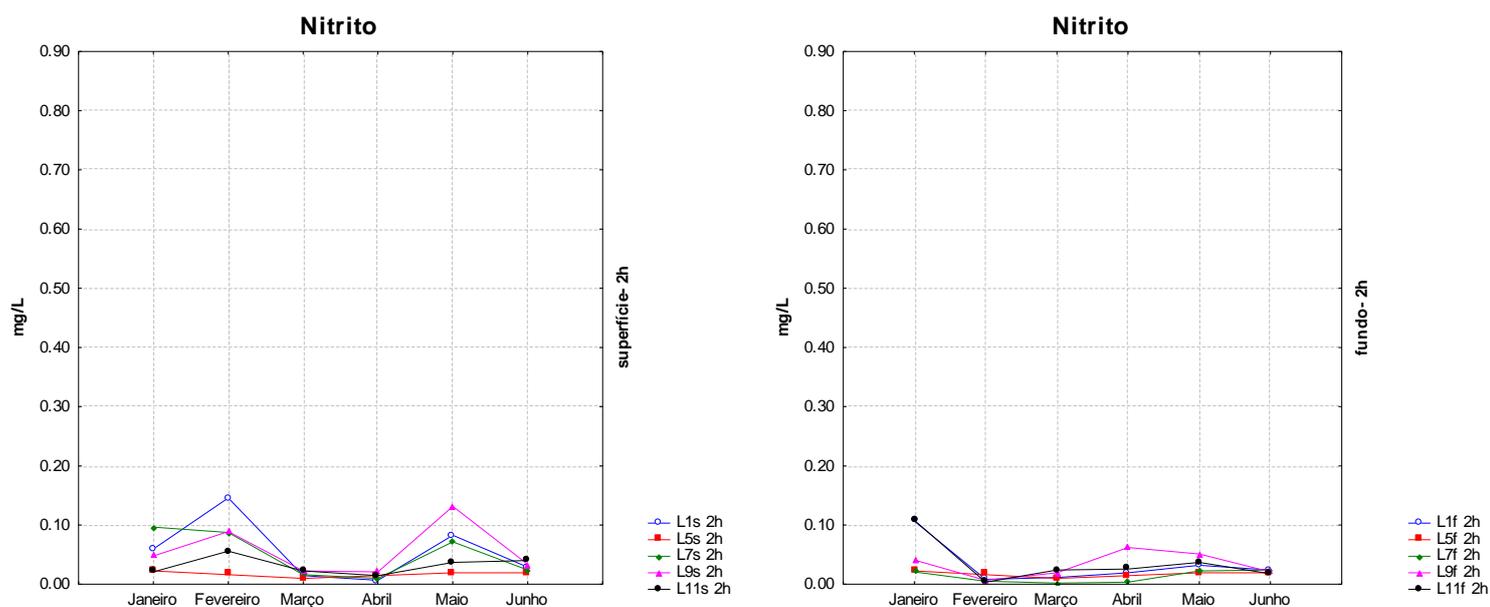
As concentrações de nitrito no interior da lagoa de polimento da ETE-Rio /Formoso foram baixas. O maior valor foi observado no mês de fevereiro na superfície da lagoas às 14h (0,8 mg/L). A partir de análises estatísticas foi verificado que não houve diferença sazonal em relação ao parâmetro nitrito, contudo optou-se por utilizar gráficos em linhas devido a existência de valores extremos. As Figuras 41 (a) e (b) e 42 (a) e (b) demonstram o comportamento do nitrito de acordo com os pontos amostrados.

Zimmo et al (2003) concluíram que não é correto afirmar que a nitrificação não é significativa para remoção de nitrogênio devido aos baixos valores de nitrito e nitrato observados, e que esses baixos valores podem estar relacionados a absorção biológica de nitrato e desnitrificação eficaz na camada do sedimento.

Na ETE-Rio Formoso devido às condições ambientais de altas temperaturas e elevado pH, pode-se afirmar que provavelmente os principais processos de remoção de nitrogênio na lagoa de polimento foram a captação biológica por algas e a volatilização da amônia. Contudo, nesse estudo não foram utilizados dispositivos especiais para medição da volatilização, nem isótopos estáveis de nitrogênio, e também não foi realizada a medição de desnitrificação no sedimento. Assim, não se pode descartar outros processos de remoção.



**Figura 41** - Concentração de nitrito nos pontos no interior da lagoa de polimento na superfície (a) e no fundo (b) às 14h.



**Figura 42** –Concentração de nitrito nos pontos no interior da lagoa de polimento na superfície (a) e no fundo (b) às 2h.

#### 5.4.6.4 Fósforo total

A concentração de fósforo total foi avaliada nos pontos de superfície e fundo da lagoa de polimento e durante os seis meses de coleta. Os resultados não apresentaram diferença nictimeral e nem espacial. Sendo assim os dados foram agrupados para os pontos de superfície às 14h, fundo às 14h, superfície às 2h e fundo às 2h e estão apresentadas nas Figuras 43 (a) e (b) e 44 (a) e (b)

Remoções de fósforo mais significativas podem ocorrer através da precipitação dos fosfatos em condições de pH elevado. O fosfato pode precipitar-se na forma de hidroxiapatita ou estruvita. No caso da remoção de fósforo por precipitação, a dependência de altos valores de pH é maior do que a verificada na remoção de amônia por volatilização (dessorção): o pH deve ser no mínimo 9 para que haja uma precipitação significativa de fósforo (CAVALCANTI et al, 2001).

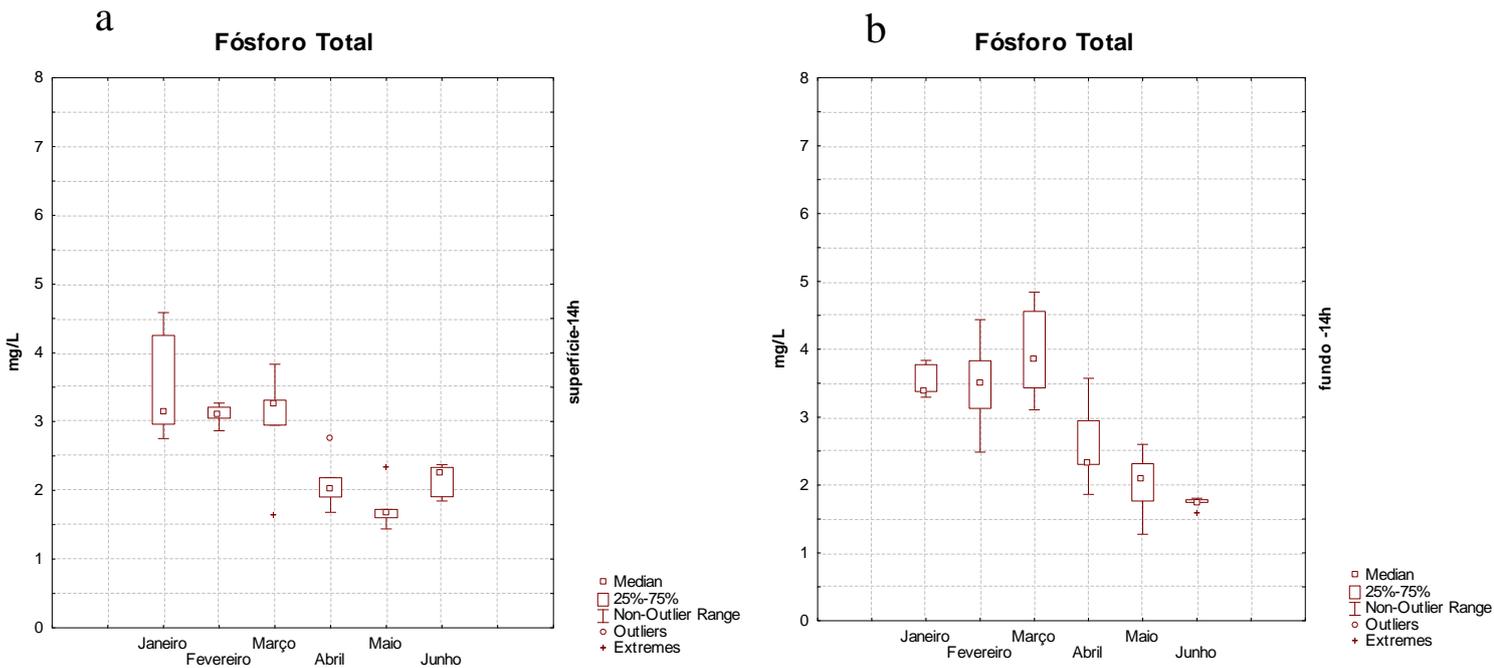


Figura 43- Box -Wiskers para valores fósforo total na superfície (a) e no fundo (b) da lagoa de polimento às 14h.

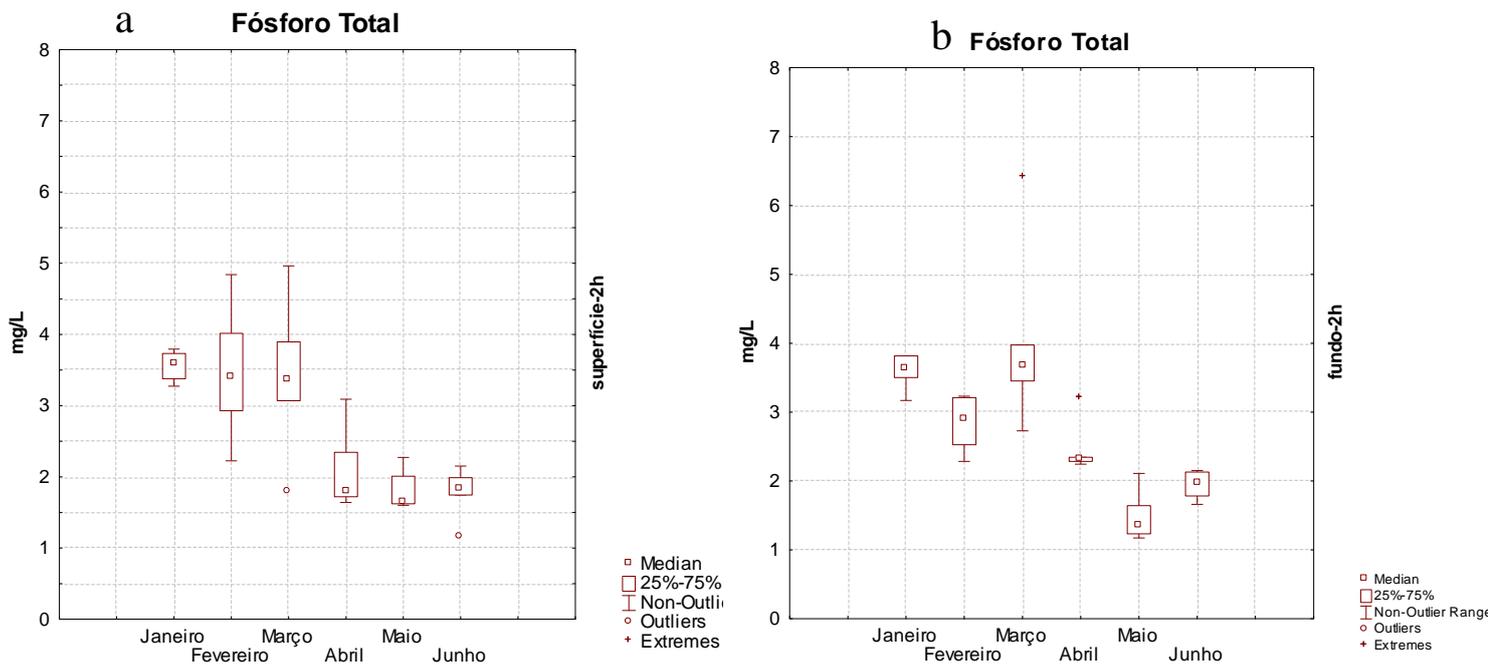
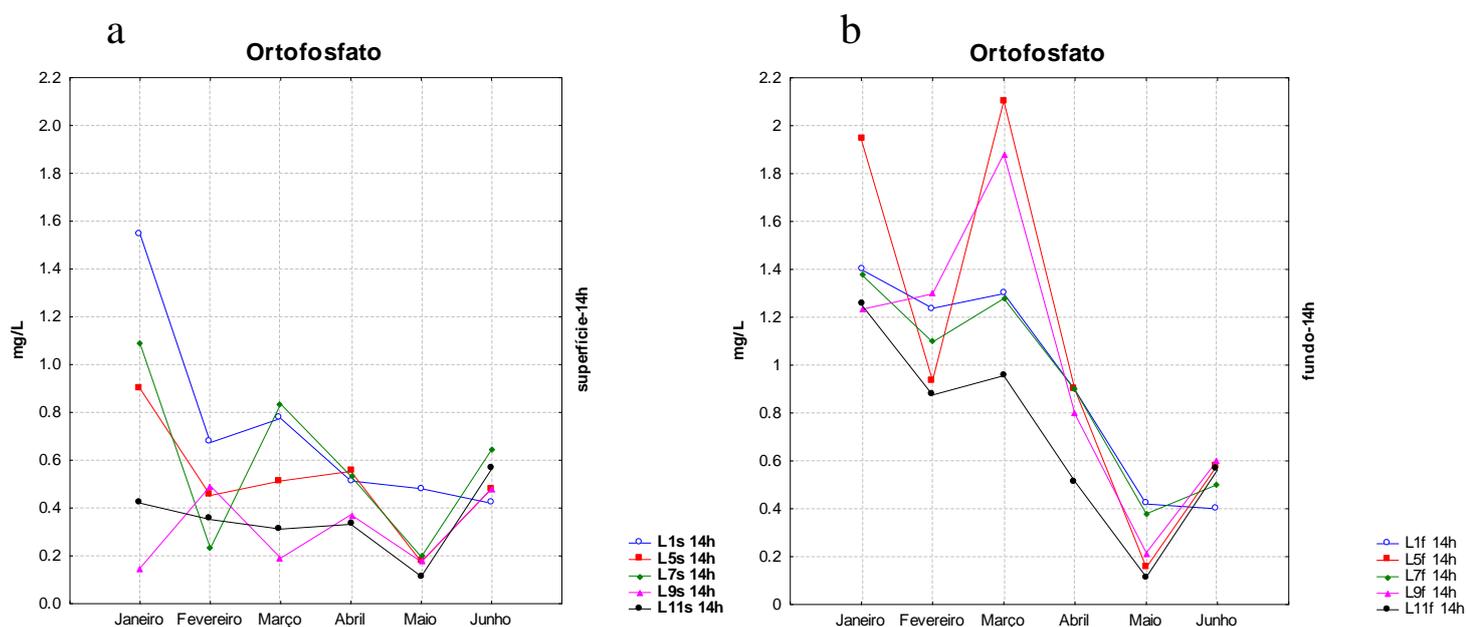


Figura 44- Box -Wiskers para valores fósforo total na superfície (a) e no fundo (b) da lagoa de polimento às 2h.

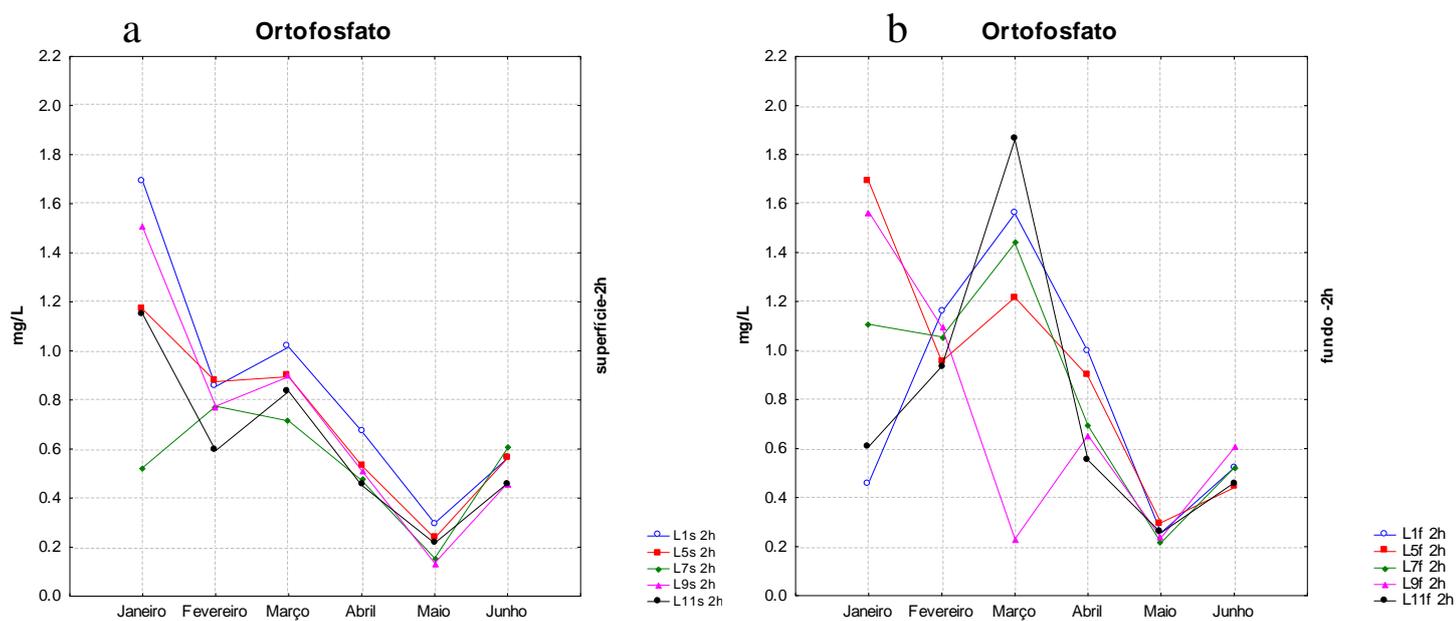
### 5.4.6.5 Ortofosfato

O ortofosfato é a forma de absorção preferencial para as algas. A taxa de absorção de fosfato depende da sua concentração externa e interna às células. Assim, a absorção de fosfato diminui com a concentração no interior da célula (ESTEVEZ, 1998).

As concentrações de ortofosfato oscilaram em relação aos pontos de coleta e os maiores valores foram verificados nos pontos de amostragem no fundo da lagoa de polimento às 14h (2,10 mg/L) observada no mês de março. A análise estatística (ANOVA) demonstrou diferença significativa entre os valores de superfície e fundo às 14h e às 2h. O comportamento do ortofosfato de acordo com os pontos amostrados no interior da lagoa de polimento estão apresentados na superfície e fundo às 14h (45 a e b) e superfície e fundo às 2h (46 a e b). Os resultados das análises estatísticas estão apresentados no ANEXO 1.



**Figura 45** Concentração de ortofosfato na lagoa de polimento na superfície (a) e no fundo (b) às 14h



**Figura 46-** Concentração de ortofosfato na lagoa de polimento na superfície (a) e no fundo (b) às 2h

## 5.5 Análise do fitoplâncton

### 5.5.1 Análise qualitativa e quantitativa

Para análise qualitativa e quantitativa do fitoplâncton na ETE-Rio Formoso foram amostrados os seguintes pontos na superfície e fundo da lagoa de polimento: L1s, L1f, L5s, L5f, L7s, L7f, L9s, L9f, L11s e L11f, no esgoto bruto (afluente da ETE, P0), efluente do UASB (P1), efluente da lagoa de polimento (P2) e efluente final (P3).

Foram encontrados 40 táxons representantes das seguintes divisões: Cyanophyta, Chlorophyta, Euglenophyta. Alguns indivíduos foram identificados ao nível de espécies, porém em alguns casos, foi possível apenas a identificação ao nível de gênero. Na tabela 9 está apresentada a classificação taxonômica do fitoplâncton presente no sistema de tratamento de esgotos da ETE-Rio Formoso.

**Tabela 9-** Classificação taxonômica do fitoplâncton presente no sistema de tratamento de esgotos da ETE-Rio Formoso

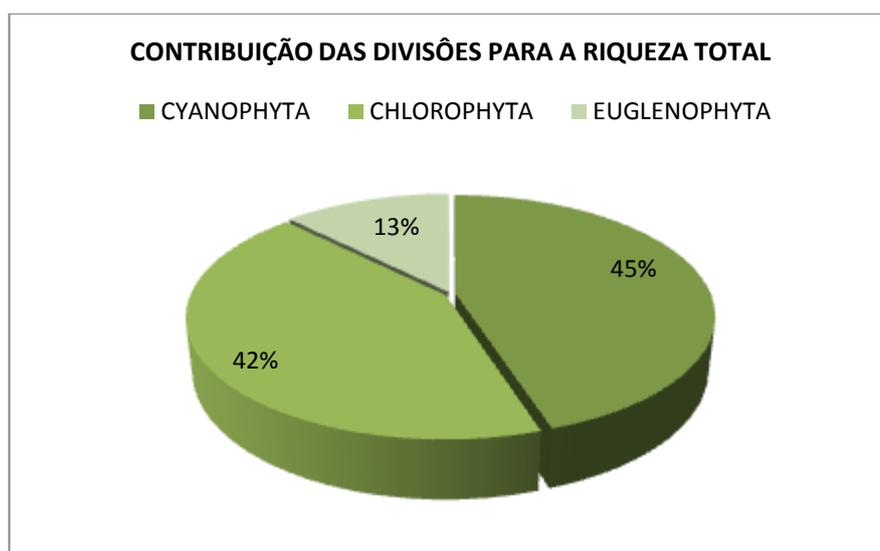
| <i>Divisão Cyanophyta</i>  |   |
|--|---|
| Ordem: Oscillatoriales<br>Classe: Cyanophyceae<br>Família: Oscillatoreacea<br>Gênero: Oscillatoria<br>Espécie: <i>Oscillatoria limosa</i> C.Agardh ex Gomont Showing   | Ordem: Oscillatoriales<br>Classe: Cyanophyceae<br>Família: Pseudoanabaenaceae<br>Gênero: Pseudoanabaena<br>Espécie: <i>Pseudanabaena catenata</i> Lauterborn  |
| Classe: Cyanophyceae<br>Ordem: Nostocales<br>Família: Nostocaceae<br>Gênero: Aphazinomenon   | Classe: Cyanophyceae<br>Ordem: Oscillatoriales<br>Família: Microcystaceae<br>Gênero: Microcystis<br>Espécie:<br><i>Microcystis auriginosa</i> (Kützing) Kützing<br><i>Microcystis panniformis</i> Komárek et al |
| Classe: Cyanophyceae<br>Ordem: Nostocales<br>Família: Nostocaceae<br>Gênero: Anabaena<br>Espécie:<br><i>Dolichospermum circinalis</i> Rabenhorst ex Bornet & Flahault<br><i>Dolichospermum spiroides</i> (Kleb.) Wacklin, L.Hoffm. & Komárek | Classe: Cyanophyceae<br>Ordem: Nostocales<br>Família: Nostocaceae<br>Gênero: Anabaenopsis   |
| Classe: Cyanophyceae<br>Ordem: Nostocales<br>Família: Nostocaceae<br>Gênero: Aphazinomenon<br>Gênero: Raphiopsis   | Classe: Cyanophyceae<br>Ordem: Chroococcales<br>Família: Chroococcaceae<br>Gênero: Chroococcus  |

|  |   |
|--|---|
| <p>Classe: Cyanophyceae<br/> Ordem: Chroococcales<br/> Família: Merismopediaceae<br/> Gênero: Aphanocapsa<br/> Gênero: Sphaerocavum<br/> Gênero: Coelospharium<br/> Gênero: Coelomoron<br/> Gênero: Merismopedia<br/> Espécie <i>Merismopedia tenuissima</i><br/> Lemmermann</p>   | <p>Classe: Cyanophyceae<br/> Ordem: Chroococcales<br/> Família: Synechococcaceae<br/> Gênero: Radiocystis</p>                     |
| <p>Classe: Cyanophyceae<br/> Ordem: Oscillatoriales<br/> Família: Phormidiaceae<br/> Gênero: Arthrospira</p>   | <p>Classe: Cyanophyceae<br/> Ordem: Chroococcales<br/> Família: Microcystacea<br/> Gênero: Eucapsis</p>                           |
| <b>Divisão Chlorophyta</b>   |   |
| <p>Classe: Chlorophyceae<br/> Ordem: Sphaeropleales<br/> Família: Scenedesmaceae<br/> Gênero: Scenedesmus<br/> Espécie: <i>Scenedesmus acuminatus</i><br/> (Lagerheim) Chodat</p>  | <p>Classe: Chlorophyceae<br/> Ordem: Tetraporales<br/> Família: Palmellaceae<br/> Gênero: Sphaerocystis</p>                       |
| <p>Classe: Chlorophyceae<br/> Ordem: Chlorococcales<br/> Família: Oocystaceae<br/> Gênero: Closteriopsis<br/> Espécie: <i>Closteriopsis acicularis</i> G.M.<br/> Smith<br/> Gênero: Monoraphidium<br/> Espécie:<br/> <i>Monoraphidium minutum</i><br/> (Nägeli) Komárková-Legnerová<br/> <i>Monoraphidium arcuatum</i><br/> (Korsikov) Hindák<br/> <i>Monoraphidium cortotum</i><br/> (Thuret) Komárková-Legnerová</p> | <p>Classe Chlorophyceae<br/> Ordem Sphaeropleales<br/> Família Scenedesmaceae<br/> Gênero Tetradesmus<br/> Gênero Desmodesmus</p> |
| <p>Classe: Chlorophyceae<br/> Ordem: Volvocales<br/> Família: Chlamydomonadaceae<br/> Gênero: Chlamydomonas</p>  | <p>Classe: Chlorophyceae<br/> Ordem: Volvocales<br/> Família: Volvocaceae<br/> Gênero: Eudorina</p>                               |
| <p>Classe: Chlorophyceae<br/> Ordem: Chlorococcales<br/> Família: Chlorococcaceae<br/> Gênero: Coelastrum</p>  | <p>Classe: Chlorophyceae<br/> Ordem: Chlorococcales<br/> Família: Oocystaceae<br/> Gênero: Oocystis</p>                           |
| <p>Classe: Chlorophyceae<br/> Ordem: Chlorococcales<br/> Família: Chlorellaceae<br/> Gênero: Keratococcus</p>  | <p>Classe Chlorophyceae<br/> Ordem: Chlorococcales<br/> Família: Radiococcaceae<br/> Gênero: Radiococcus</p>                      |
| <p>Classe: Chlorophyceae<br/> Ordem: Chlorococcales</p>  | <p>Classe: Chlorophyceae<br/> Ordem: Chlorococcales</p>   |

|   |   |
|---|---|
| Família Micractiniaceae<br>Gênero: Golenkia   | Família: Oocystacea<br>Gênero: Franceia |
| <b><i>Divisão Euglenophyceae</i></b>  |   |
| Classe: Euglenophyceae<br>Ordem: Euglenales<br>Família: Euglenaceae<br>Gênero: Phacus<br>Gênero: Euglena<br>Espécie:<br><b>Euglena sp.</b><br><b>Euglena acus</b> Ehrenberg<br>Gênero: Trackelomonas<br>Gênero: Lepocinclis |   |

Em relação à contribuição das classes para a riqueza total na ETE-Rio Formoso, a Divisão Cyanophyta (45%) apresentou maior contribuição, seguido por Chlorophyta (42%) e Euglenophyta (13%), conforme apresentado na figura 47.

Cianobactérias são normalmente encontradas no fitoplâncton de águas doces paradas ou lentas. As estratégias adaptativas que algumas cianobactérias apresentam, tais como: intensa divisão celular nos meses mais quentes, fixação de nitrogênio atmosférico (formas heterocitadas), presença de aerótopos, utilização de baixa intensidade luminosa, conferem-lhes vantagens competitivas sobre os demais grupos fitoplanctônicos (Hoek et al, 1995).



**Figura 47-** Contribuição das Divisões fitoplanctônicas para riqueza total na ETE-Rio Formoso

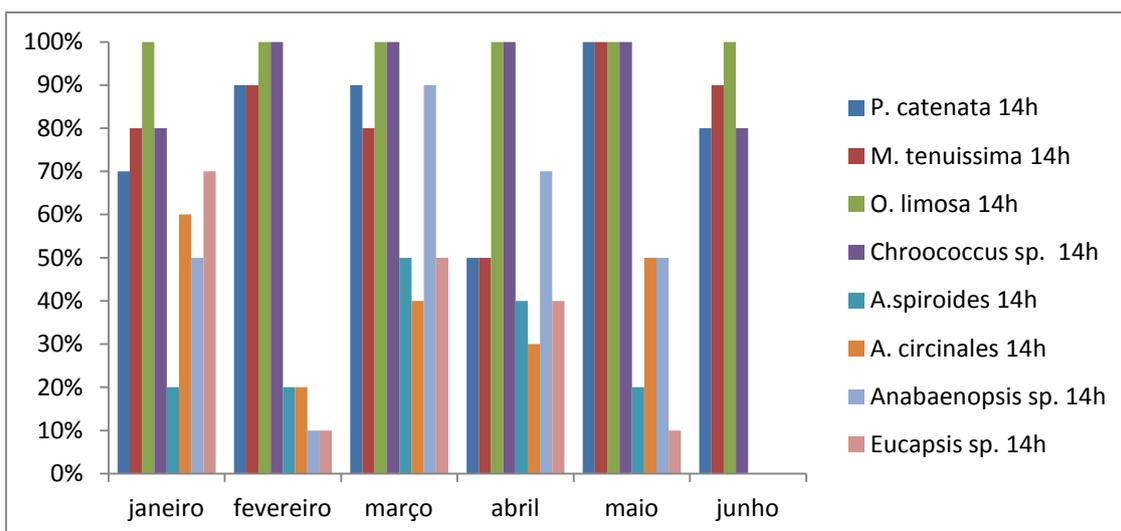
Miwa (2007), avaliou o sistema de tratamento de esgotos de Cajati, Vale da Ribeira de Iguape, São Paulo, em diferentes épocas do ano, concluiu que houve

predomínio de Cyanophyta seguida de Chlorophyta. A cianobactéria *Synecocystis sp.* foi dominante na ETE-Cajati em vários horários e amostragens e a clorofícea foi representada principalmente por *Chorella kessleri*. Os gêneros *Euglena*, *Phacus*, *Lepocinclis*, que são típicos em ambientes hipertróficos, não foram representativos no estudo. Seguindo o autor, isto pode ser explicado pelas baixas cargas orgânicas na entrada do sistema, devido à entrada de águas pluviais na rede coletora.

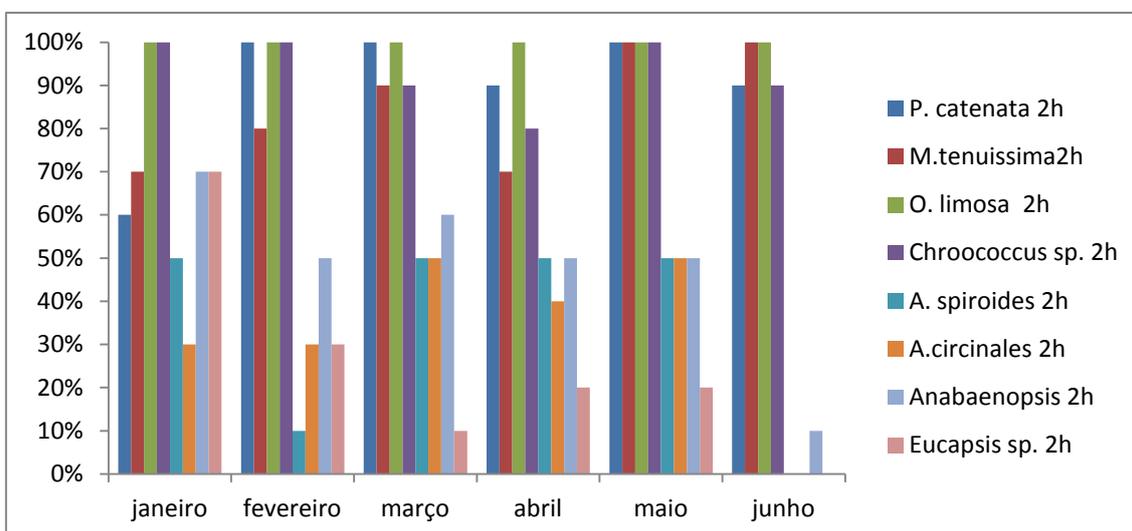
Os resultados da ETE-Rio Formoso também concluíram que houve maior número de táxons pertencentes da divisão Cyanophyta (18 táxons), seguida da divisão Chlorophyta (17 táxons) e Euglenophyta (5 táxons). Contudo, diferentemente dos resultados encontrados por Miwa (2007), a densidade de indivíduos pertencentes à divisão Euglenophyta, foi representativa, principalmente para o mês de junho, possivelmente relacionada com maiores concentrações de nitrogênio amoniacal verificadas no interior da lagoa de polimento.

Konig et al (2002) estudaram a diversidade algal no efluente de lagoas de estabilização na Paraíba. Foram identificados representantes das divisões: Cyanophyta, Euglenophyta, Chlorophyta e Bacillariophyta e os gêneros predominantes foram *Oscillatoria*, *Euglena*, *Chlorella* e *Navicula* respectivamente. A divisão Chlorophyta (algas verdes) foi aquela que mais contribuiu com a riqueza de espécies dos sistemas de tratamento. A divisão Chlorophyta teve maior número de representantes, destacando-se o gênero *Chlorella* (frequências entre 50 e 100%), seguido de Cyanophyta (*Oscillatoria*: entre 33 e 100%), Euglenophyta (*Euglena*: entre 20 e 80%) e Bacillariophyta (*Cyclotella*:entre 33 e 100%).

Em relação à frequência de ocorrência de indivíduos na lagoa de polimento da ETE-Rio Formoso, para divisão Cyanophyta, destacaram-se as espécies *Oscillatoria limosa* (frequência de 100% em todos os meses de estudo), *Pseudoanabaena catenata*, *Merismopedia tenuissima* e *Chroococcus sp.* *Anabaena spiroides*, *Anabaena circinales*, *Anabaenopsis sp.* e *Eucapsis sp.* às 14h e 2h. Indivíduos pertencentes à divisão Cyanophyta que apresentaram frequência de ocorrência considerada pouco frequente (menor que 40%) ou esporádica (menor que 10%), para a maioria dos meses amostrados não foram consideradas para realização dos gráficos, apresentados nas Figuras 48 e 49.



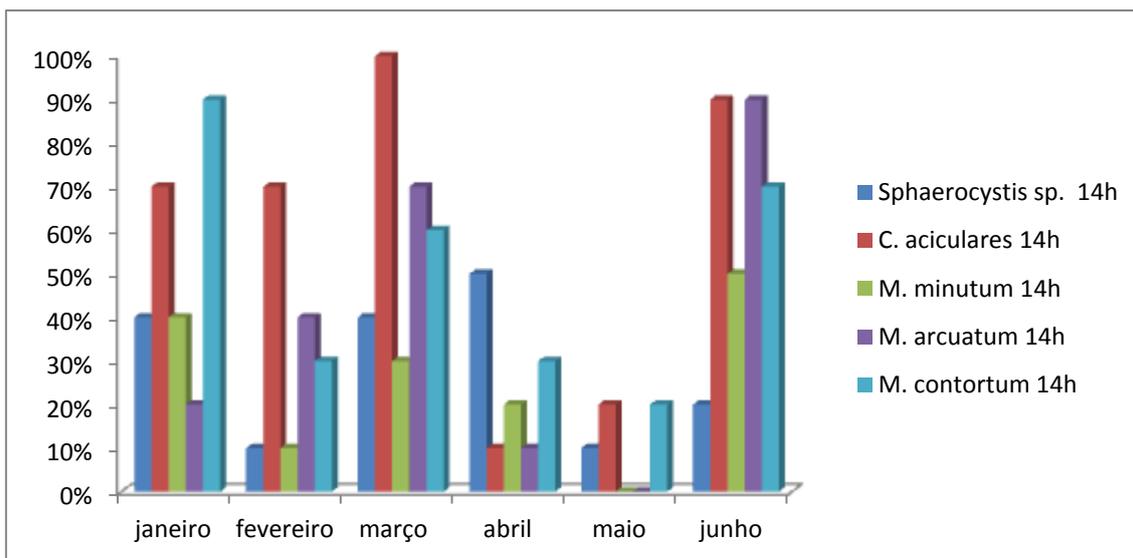
**Figura 48.** Frequência de ocorrência para a divisão Cyanophyta considerando todos os pontos amostrados no interior da lagoa de polimento para cada mês do estudo às 14h.



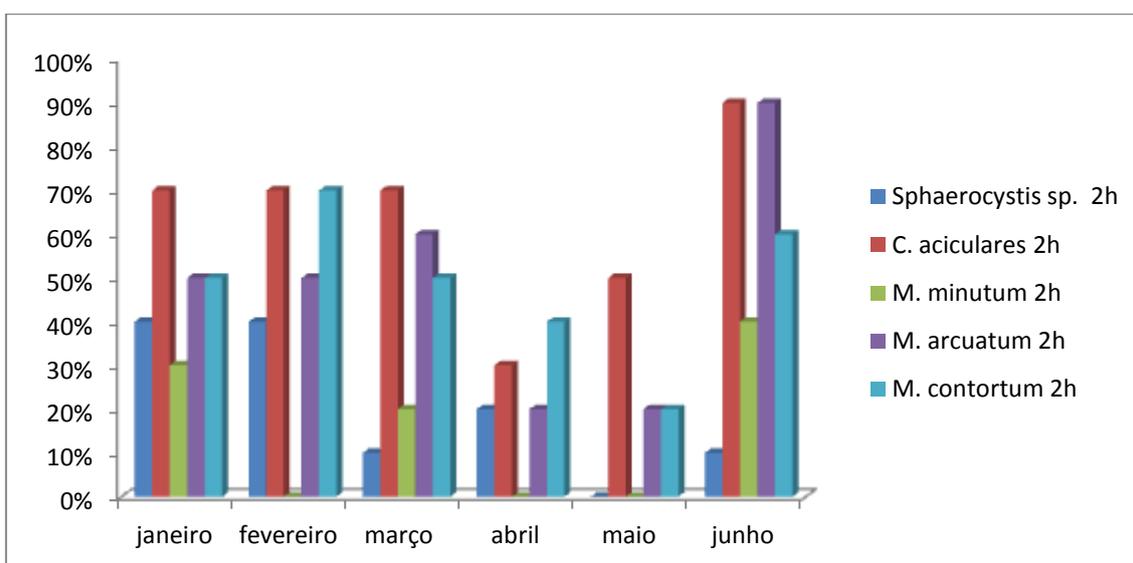
**Figura 49.** Frequência de ocorrência para a divisão Cyanophyta considerando todos os pontos amostrados no interior da lagoa de polimento para cada mês do estudo às 2h.

A frequência de ocorrência para os pontos no interior da lagoa de polimento da ETE-Rio Formoso, também foi analisada para as espécies que pertencem a Divisão Chlorophyta e Euglenophyta, considerando todos os pontos amostrados em cada mês de coleta às 14h e 2h.

Os indivíduos que mais se destacaram na divisão Chlorophyta foram *Sphaerocystis sp.*, *Closteriopsis acicularis*, *Monoraphidium minutum*, *monoraphidium arcuatum* e *Monoraphidium cortotum*. Indivíduos que apresentaram frequência de ocorrência considerada pouco frequente (menor que 40%) ou esporádica (menor que 10%), para a maioria dos meses amostrados não foram consideradas para realização dos gráficos apresentados nas Figuras 50 e 51.

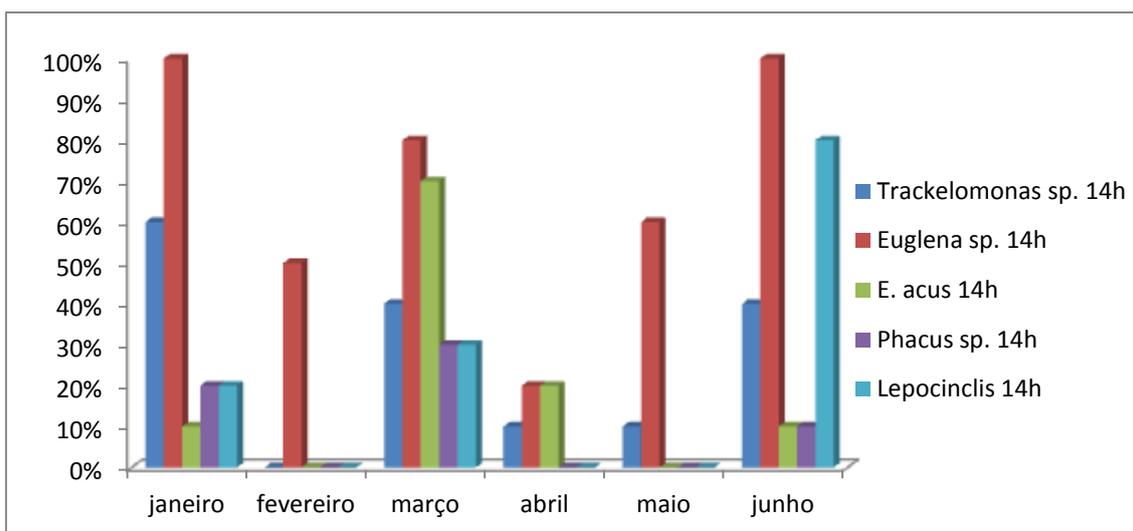


**Figura 50-** Frequência de ocorrência para a divisão Chlorophyta considerando todos os pontos amostrados no interior da lagoa de polimento para cada mês do estudo às 14h.

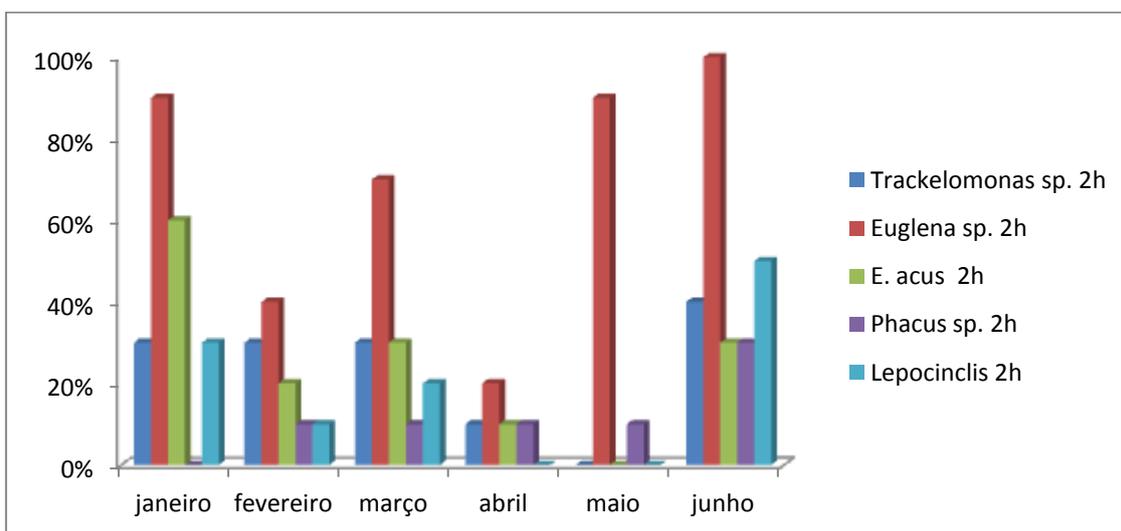


**Figura 51-** Frequência de ocorrência para a divisão Chlorophyta considerando todos os pontos amostrados no interior da lagoa de polimento para cada mês do estudo às 2h.

Para a análise dos indivíduos da Divisão Euglenophyta foram consideradas todos táxons identificados. As maiores frequências de ocorrência foram observadas para *Euglena sp*, apresentando 100% de ocorrência para março 14h e junho às 14h e às 2h, conforme demonstrado nas Figuras 52 e 53.



**Figura 52-** Frequência de ocorrência para a divisão Euglenophyta considerando todos os pontos amostrados no interior da lagoa de polimento para cada mês do estudo às 14h.



**Figura 53-** Frequência de ocorrência para a divisão Euglenophyta considerando todos os pontos amostrados no interior da lagoa de polimento para cada mês do estudo às 2h.

As cianobactérias filamentosas pertencentes à ordem Oscillatoriales habitam camadas misturadas turvas e com forte deficiência de luz. Estas cianobactérias são mais sensíveis à deficiência de nitrogênio que ao sombreamento (PADISÁK; REYNOLDS, 1998).

Na lagoa de polimento foram identificadas táxons da Ordem Oscillatoriales, como por exemplo, *Oscillatoria limosa*, que apresentaram densidade elevada no fundo da lagoa de polimento, devido as suas adaptações para realizar fotossíntese mesmo em ambientes como pouca luminosidade.

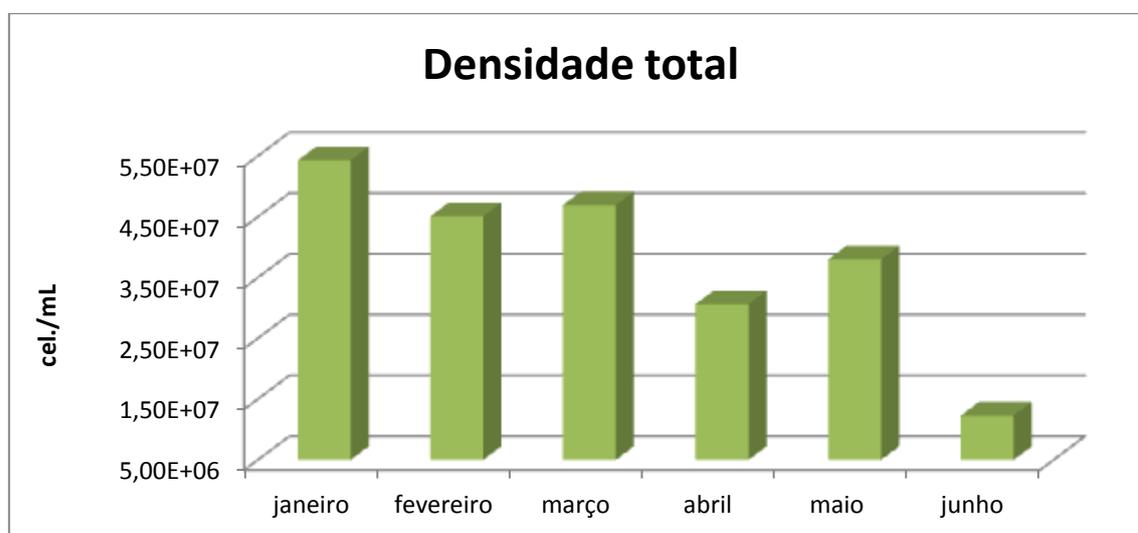
Aquino et al (2010) estudaram cianobactérias nas lagoas de tratamento de esgoto no semi-árido nordestino (Ceará, Brasil). A espécie *Planktothrix isothrix* esteve

representada como muito freqüente nos três pontos amostragem com 100% de ocorrência, tanto no período seco, como nos meses correspondentes ao período chuvoso. Também foi identificada a elevada ocorrência também as cianobactérias *Microcystis aeruginosa* e *Merismopedia trolleri*. Os autores constataram que a lagoa de maturação (ponto P3) pode dispor de condições mais favoráveis ao crescimento das cianobactérias, comprovado pela frequência de ocorrência maior que 80% para este grupo (*excetuando P. isothrix*).

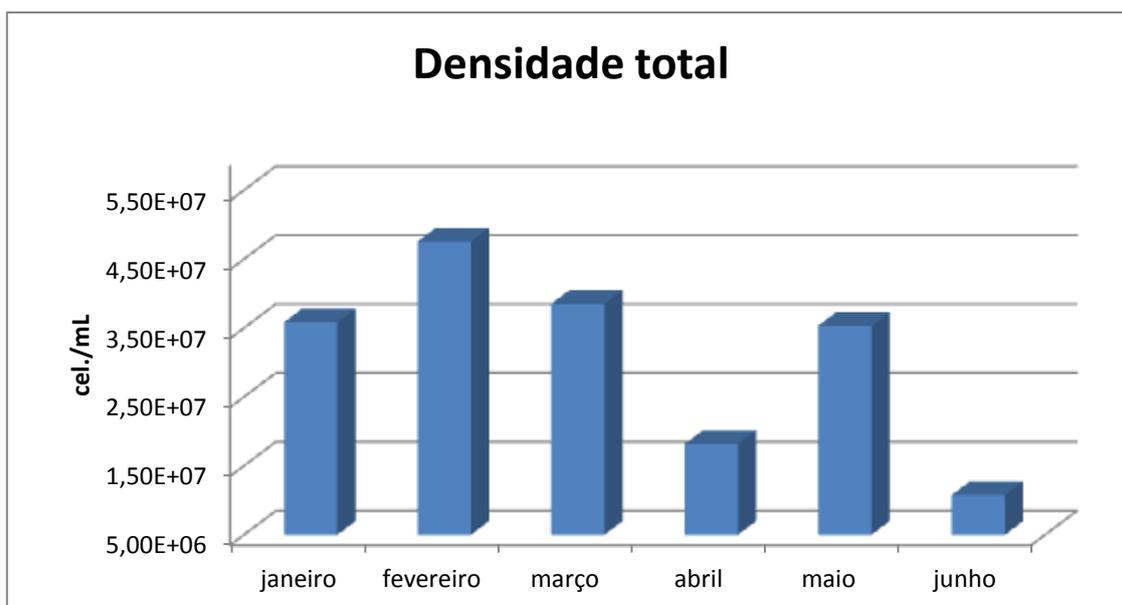
A densidade específica foi analisada em escala sazonal considerando todos os pontos amostrados no interior da lagoa de polimento da ETE-Rio Formoso. Conforme demonstrado na Figura 54, a maior densidade ocorreu no mês de janeiro em relação às amostras coletadas às 14h e a menor no mês de junho. Para as coletas realizadas às 2h, a maior densidade ocorreu no mês de fevereiro e a menor no mês de junho, Figura 55.

Segundo Chellappa et al., (2008) a variação da temperatura em regiões tropicais não é acentuada durante os meses do ano, e as mudanças sucessionais da comunidade fitoplânctonica são resultantes da precipitação, aumento da intensidade dos ventos, que representam fatores perturbatórios para as comunidades aquáticas, contribuindo no processo de reestruturação fitoplancônica. Segundo Dantas (2008), tanto as chuvas como os ventos contribuem para a homogeneização da coluna d'água ocasionando redução da disponibilidade de luz e aumento dos nutrientes particulados.

A densidade total na lagoa de polimento da ETE-Rio Formoso, apresentou menores valores também para o mês de abril, tanto às 14h quanto às 2h, o que pode ter sido influenciada pelas fortes chuvas ocorridas na região, pela diminuição da radiação solar e da temperatura do ar.



**Figura 54-** Densidade total do fitoplânctonica mensal considerando todos os pontos amostrados no interior da lagoa de polimento às 14h.



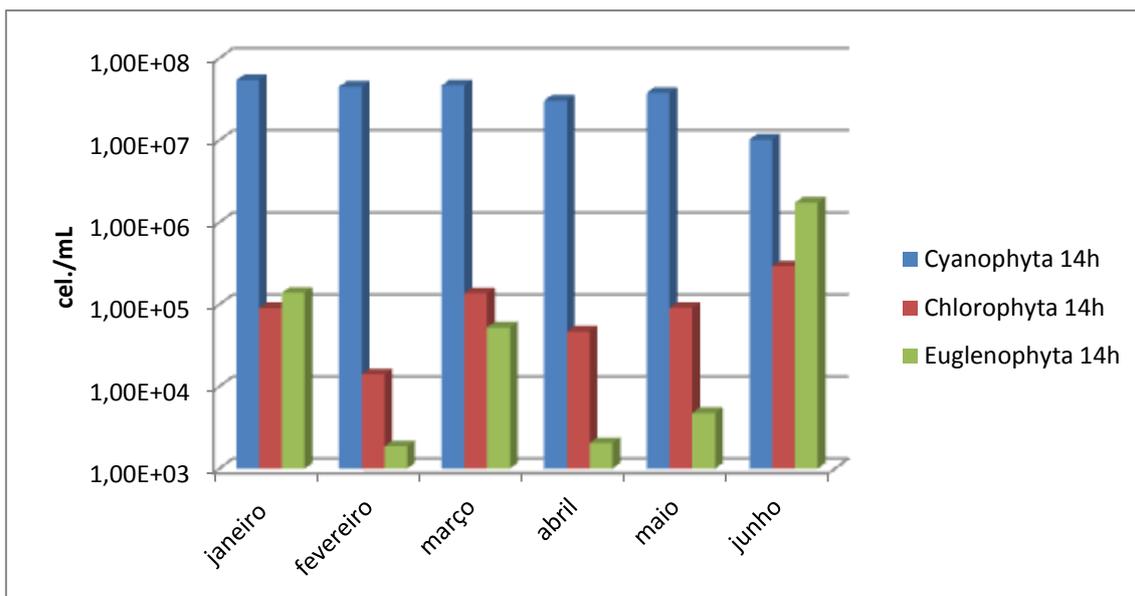
**Figura 55-** Densidade total do fitoplâncton mensal considerados todos os pontos amostrados no interior da lagoa de polimento às 2h.

Segundo Calijuri e Dos Santos (2001) a variação temporal do fitoplâncton em lagos tropicais é influenciada principalmente pela disponibilidade de nutrientes e radiação subaquática, contudo em lagoas de estabilização as concentrações de nutrientes são bastante elevadas, e não são fatores que restringem o crescimento fitoplanctônico.

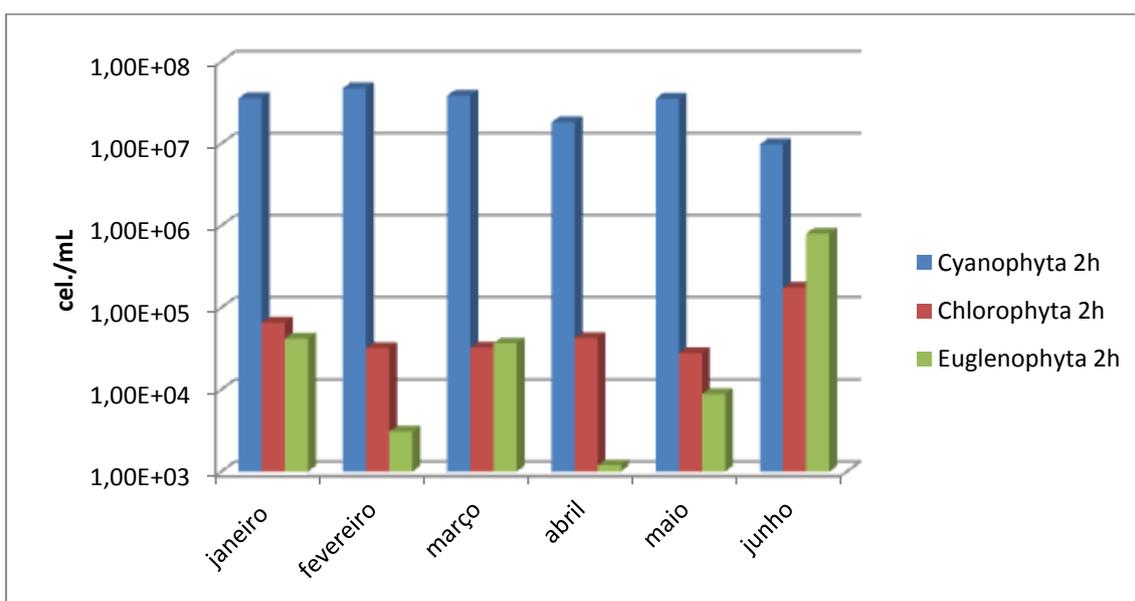
Na análise entre a densidade durante o dia (14h) e a noite (2h) houve maior densidade durante às 14h. Embora as cianobactérias sejam organismos fototróficos oxigênicos, muitas vezes vivem em ambientes que se tornam periodicamente anóxicos. Há uma variedade de vias de fermentação no metabolismo das cianobactérias. Para atender as demandas de energia no escuro e para manutenção de algum crescimento, as cianobactérias têm de recorrer a um modo de quimiotrófica de geração de energia. Na maioria das espécies, o glicogênio acumulado durante o crescimento fotoautotrófica serve como fonte de energia no escuro. (STAL E MOEZELAAR, 2007)

Devido as adaptações metabólicas das cianobacterias para crescer e se desenvolver em condições anaeróbias, como pouca ou nenhuma luminosidade, esses organismos apresentaram elevada densidade durante à noite (2h).

A densidade do fitoplâncton também foi analisada de acordo com as divisões identificadas no estudo: (*Cyanophyta*, *Chlorophyta* e *Euglenophyta*), para verificar a composição do fitoplâncton em escala sazonal. Os valores estão apresentados na Figura 56 para as amostras coletadas às 14h e Figura 57 para as amostras coletadas às 2h, e os valores estão expressos em escala logarítmica.



**Figura 56-** Densidade específica (cel/mL) por divisão considerando todos os pontos amostrados no interior da lagoa de polimento às 14h.



**Figura 57-** Densidade específica (cel/mL) por divisão considerando todos os pontos amostrados no interior da lagoa de polimento às 2h.

Lagoas de estabilização podem ser consideradas ambientes que apresentam grandes perturbações ambientais, por esse motivo a diversidade fitoplânctonica nesses ambientes não é elevada. As espécies necessitam de adaptações às mudanças das características físico-químicas do meio, que são influenciadas de certa forma pelas condições climáticas.

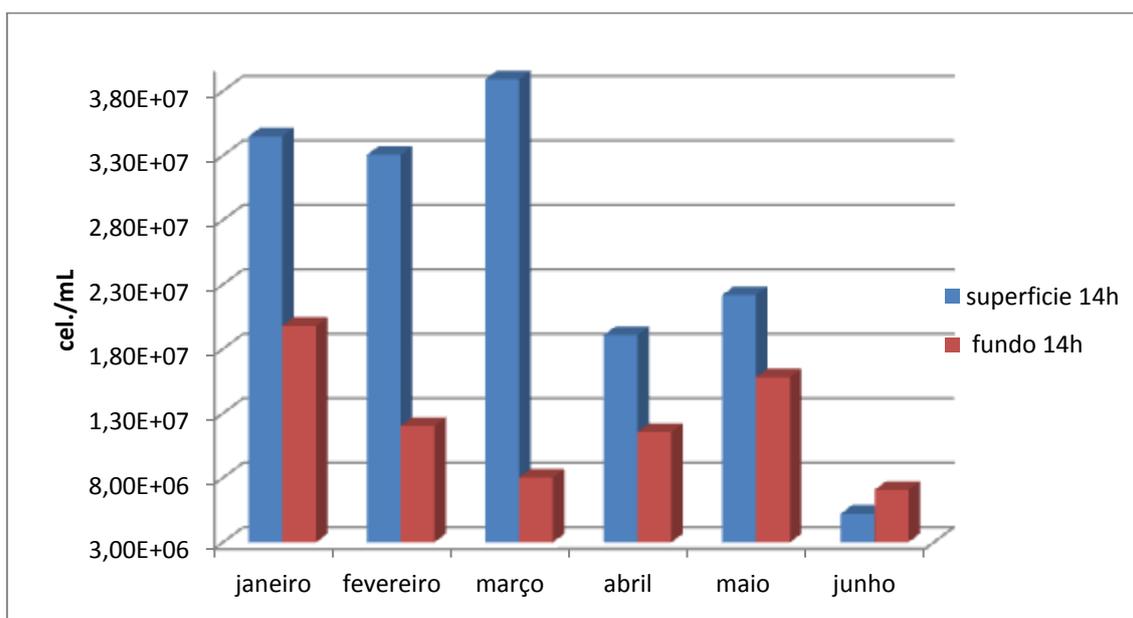
Em todos os meses de coleta, houve maior densidade de indivíduos da Divisão Cyanophyta. Algumas cianobactérias possuem adaptações para flutuação, os vacúolos

gasosos, e sua distribuição vertical na coluna d' água é influenciada por esse mecanismo, já as algas que não possuem essa adaptação geralmente apresentam maior densidade no metalíminio. As características de flutuabilidade e taxas de sedimentação do fitoplâncton são determinadas pela morfologia das várias espécies, com evidentes implicações seletivas no tamanho, volume celular, apresentando com co-variância com condições de turbulência e hidrodinâmicas (REYNOLDS et. al, 2002).

O mês de junho apresentou menor densidade total nos dois horários de coleta, esse comportamento pode ser explicado pela mudança na composição do fitoplâncton de espécies filamentosas e coloniais para indivíduos compostos por uma única célula, conforme demonstrado na Figura 56 e 57.

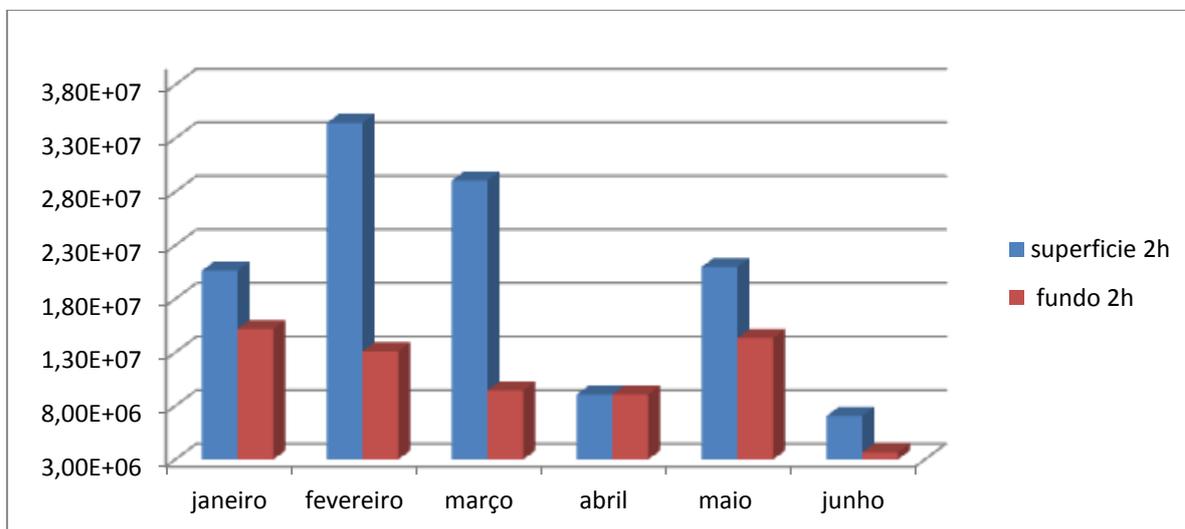
A temperatura afeta a distribuição vertical do fitoplancton, principalmente porque afeta a densidade da água. A composição química do meio( nutrientes essenciais e gases dissolvidos) também têm grande influência sobre a distribuição vertical do fitoplâncton, e está intimamente associada com a estratificação térmica. A inexistência de estratificação térmica determina uma distribuição mais uniforme dos grupos na coluna d' água (TUNDISI; TUNDISI; 2008)

Na ETE-Rio Formoso foi verificada a existência de estratificação térmica principalmente nos meses mais secos (janeiro, fevereiro e março) e no período diurno (14h). A diferença de distribuição do fitoplâncton entre superfície e fundo é mais evidente para esses meses, em comparação com os meses mais chuvosos (abril, maio e junho), onde a estratificação térmica foi menos pronunciada (Figuras 58).



**Figura 58-** Comparação da densidade específica entre superfície e fundo no interior da lagoa de polimento às 14h.

Durante o período noturno (2h) verificou-se a diminuição da temperatura na superfície da lagoa de polimento e diminuição da diferença das temperaturas entre superfície e fundo. Contudo, também foi verificada maior densidade fitoplanctônica na superfície, principalmente nos meses mais secos (janeiro, fevereiro e março), conforme demonstrado na Figura 59.



**Figura 59** - Comparação da densidade específica entre superfície e fundo no interior da lagoa de polimento às 2h.

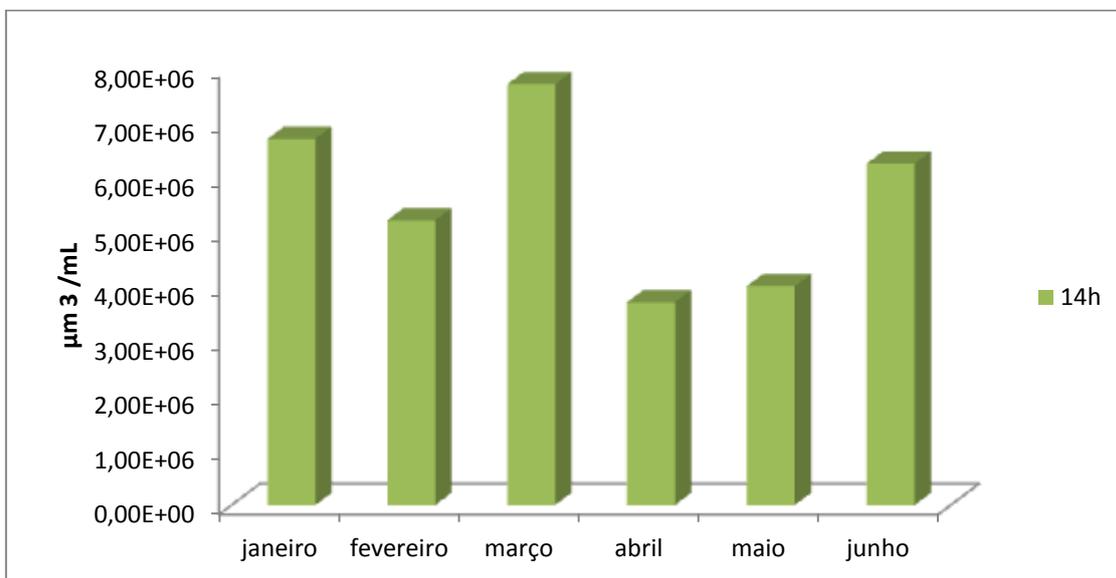
Granado (2004) observou a maior densidade quando houve estratificação durante o dia e mistura durante a noite. As espécies presentes nas lagoas pertenceram às classes Chlorophyceae, Cyanophyceae, Bacillariophyceae, Euglenophyceae. Sendo, Chlorophyceae a classe predominante no período estudado. As maiores densidades desta classe estiveram atribuídas a *Chlorella vulgaris*. Em relação aos dados de biovolume foi observado uma significativa contribuição de *Aphanocapsa sp.*

As variações diárias de radiação solar têm importância nas migrações e consequente distribuição vertical do fitoplâncton, já que a maior densidade de organismos é encontrada na zona eufótica, porém algumas espécies são adaptadas a absorver comprimentos de ondas da região do metalúvio (700-400 nm). Algas pertencentes a divisão Chlorophyta são capazes de realizar fototaxia, que é a migração para a superfície quando a radiação é fraca, e a migração para o fundo quando a radiação é forte.

Apesar da possibilidade de migração na coluna d'água e realização de fotossíntese nas camadas mais profundas, na lagoa de polimento da ETE-Rio Formoso a maior densidade fitoplânctônica foi verificada na superfície, com exceção do mês de junho, onde houve a mudança da composição do fitoplâncton.

Na análise de biovolume foi verificada uma diferença em relação aos horários de coletas (14h e 2h), apresentando maior concentração às 14h. O maior biovolume fitoplanctônico em relação às coletas realizadas às 14h foi verificado no mês de fevereiro e o menor no mês de abril. Para as amostras coletadas às 2h, o maior biovolume ocorreu no mês de fevereiro e o menor biovolume no mês de junho (Figuras 60 e 61).

Apesar de a menor densidade fitoplanctônica às 14h ter sido observada no mês de junho, o biovolume foi elevado para esse mês (Figura 60). Esse resultado pode ser explicado pela mudança da composição do fitoplâncton, de organismos filamentosos e coloniais, que possuem um grande número de células e menor contribuição em relação ao volume celular (cianobactérias filamentosas) para organismos que apresentam células individuais, mas apresentam um volume celular representativo (Euglenas).



**Figura 60-** Biovolume fitoplanctônico mensal considerados todos os pontos amostrados no interior da lagoa de polimento às 14h.

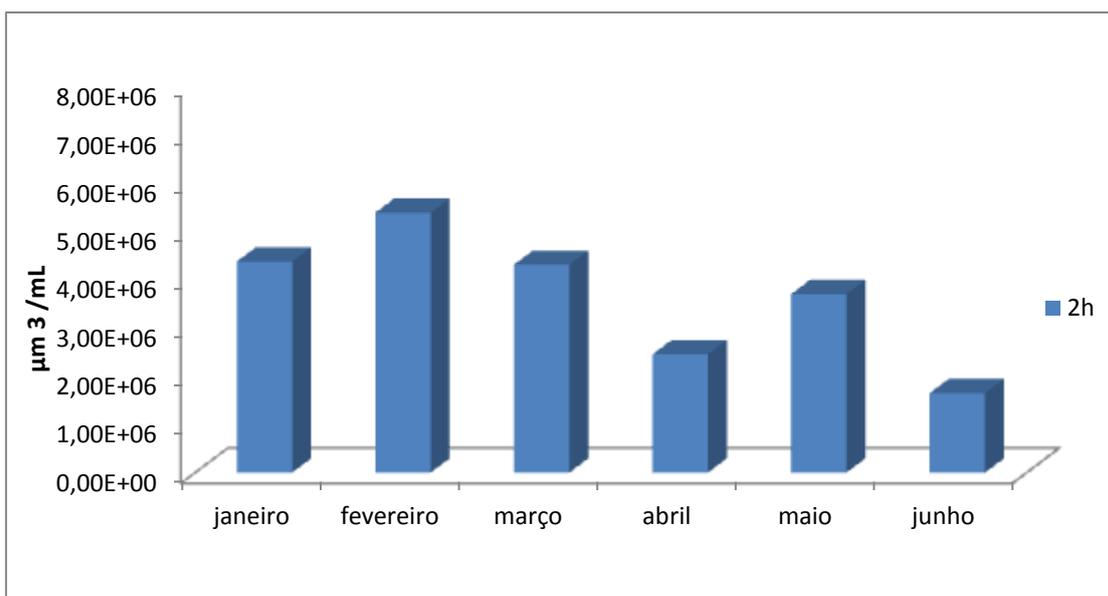
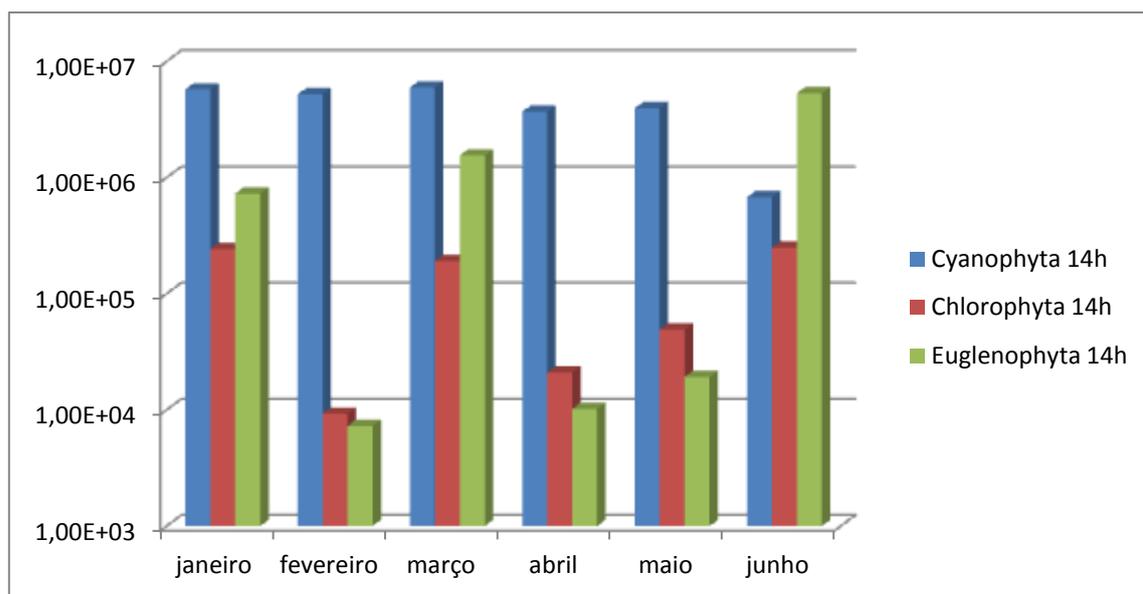


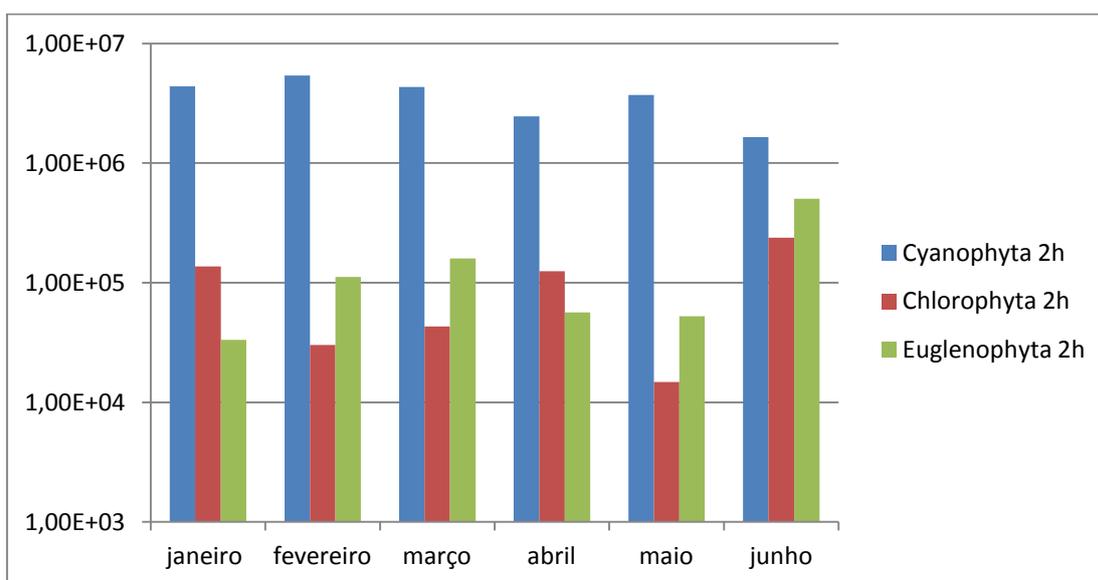
Figura 61- Biovolume fitoplanctônico mensal considerados todos os pontos amostrados no interior da lagoa de polimento às 2h.

LV et al (2001) estudaram os efeitos do nitrogênio e do fósforo na composição e na biomassa fitoplânctonica em 15 lagos urbanos rasos em Wuhan, China. A comunidade fitoplanctônica foi dominada no verão por *Microcystis aeruginosa* e *Euglena caudata* e por *Cryptomonas ovata* e *Cyclotella meneghiniana* no inverno. A espécie *Euglena caudata* apresentou pico no verão e outono, e respondeu por pelo menos 45% da biomassa total devido ao seu tamanho, por outro lado, representava apenas 3,5% da densidade total.

Os resultados encontrados na lagoa de polimento da ETE Rio Formoso corroboram com os resultados de LV et. al (2001) em relação a baixa contribuição dos indivíduos euglenoides para a densidade. Contudo, o maior volume celular destes indivíduos contribuiu para dominância em relação aos valores de biovolume, principalmente no mês de junho (Figura 62 e 63).



**Figura 62-** Biovolume fitoplantônico por divisão considerando todos os pontos amostrados no interior da lagoa de polimento às 14h.



**Figura 63-** Biovolume fitoplantônico por divisão considerando todos os pontos amostrados no interior da lagoa de polimento às 2h.

Fonseca e Bicudo (2008) pesquisaram a variação sazonal do fitoplâncton na lagoa das Garças (SP), encontraram maior contribuição de cianobactérias em relação ao biovolume do fitoplâncton, ocorrendo em setembro devido à sua floração. Foram positivamente correlacionada com pH ( $r_s = 0,6$ ), temperatura ( $r_s = 0,5$ ), oxigênio dissolvido ( $r_s = 0,6$ ) e fósforo total ( $r_s = 0,7$ ), e negativamente com  $\text{NO}_3^-$  ( $r_s = -0,6$ ),  $\text{NO}_2^-$  ( $r_s = -0,6$ ), nitrogênio total ( $r_s = -0,4$ ),  $\text{NH}_4^+$  ( $r_s = -0,4$ ), relação Nitrogênio total: Fósforo total ( $r_s = -0,6$ ) e  $\text{CO}_2$  livre ( $r_s = -0,5$ ). A biomassa de Chlorophyta e Euglenophyta, e a clorofila-a foram positivamente correlacionados com fósforo total, DBO, DQO,

temperatura, nitrogênio total,  $\text{NH}_4$ , mas negativamente correlacionada com transparência da água, relação NT: PT.

Konig et. al(2002) observaram um relação direta entre a média de espécies da divisão Euglenophyta e a concentração do íon amônia, e que isto poderia está relacionado a maior facilidade de assimilação do íon amônia por este grupo de algas.

Foi realizada a correlação de Spearman ( $r_s$ ) entre o biovolume total, pH temperatura, nitrogênio amoniacoal, fósforo total, ortofosfato, condutividade, nitrogênio total, considerando os dados de todos os meses de coleta no interior da lagoa de polimento da ETE-Rio Formoso, na superfície e fundo e nos dois horários de amostragem (14h e 2h). Houve um correlação positiva entre o biovolume e o pH ( $r_s=0,5839$ ), oxigênio dissolvido ( $r_s=0,6138$ ), temperatura ( $r_s=0,5023$ ). Houve correlação negativa com o nitrogênio amonicoal ( $r_s=-0,4557$ ). Não houve correlação com NTK, condutividade ou com fósforo total.

A correlação de Spearman ( $r_s$ ) também foi realizada considerando o biovolume por divisão (Cyanophyta, Chlorophyta e Euglenophyta), para os dados de todos os meses de coleta no interior da lagoa de polimento da ETE-Rio Formoso, na superfície e fundo e nos dois horários de amostragem (14h e 2h).

Houve correlação positiva entre biovolume de Cyanophyta e pH ( $r_s = 0,4774$ ), temperatura ( $r_s= 0,5839$ ), oxigênio dissolvido (0,4187), A correlação foi negativa entre biomassa de Cyanophyta e nitrogênio amoniacoal (-0,5983). Não houve correlação de biomassa total com os parâmetros: fósforo total (0,2309), condutividade, ( $r_s= 0,2833$ ) e NTK (0,1044).

Huszar et al (2000), estudaram a comunidade de cianobactéria em oito reservatórios brasileiros. A biomassa total foi positivamente associado com a temperatura, pH, nitrogênio total e a relação NT/PT e negativamente com  $\text{NO}_3$ .

Os resultados de correlação entre os parâmetros físico-químicos e biomassa total encontrados na lagoa de polimento da ETE-Rio Formoso, corroboram com os resultados obtidos por Huszar (2000), exceto para os parâmetros nitrogênio total e a relação NT/PT.

Não houve correlações entre a divisão Chlorophyta e os parâmetros físico-químicos: pH ( $r = 0,1738$ ), temperatura ( $r_s= 0,1690$ ), oxigênio ( $r_s=- 0,1750$ ), nitrogênio amoniacoal ( $r_s= 0,1787$ ), NTK ( $r_s= 0,1601$ ), fósforo total e condutividade (-0,3516).

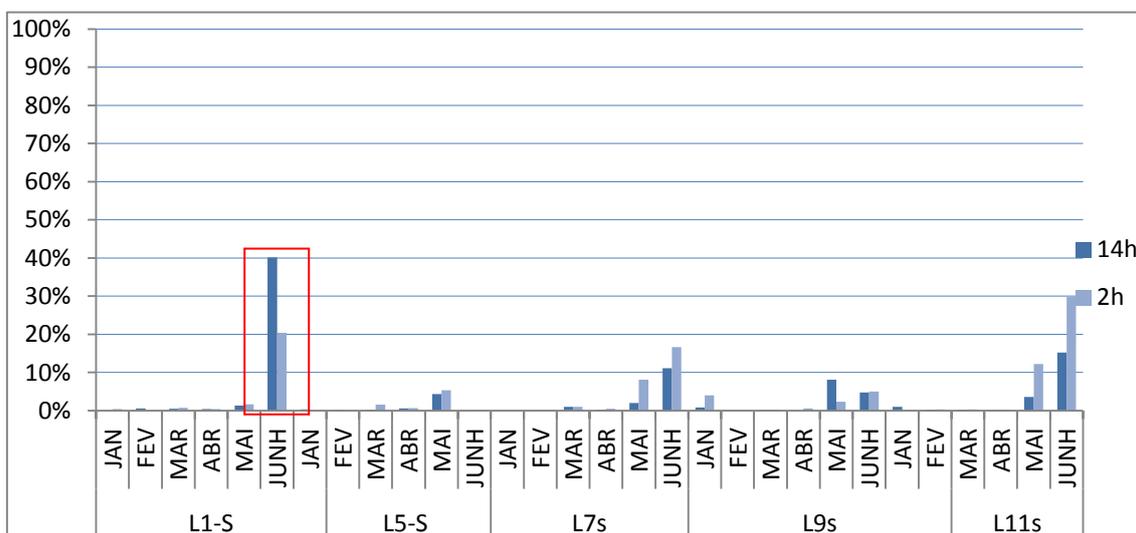
Também não houve correlação entre a Divisão Euglenophyta e os parâmetros, pH ( $r_s= 0,2518$ ), temperatura ( $r_s=0,3217$ ), oxigênio ( $r_s=0,2018$ ), nitrogênio amoniacoal

( $r_s=0,1974$ ), NTK ( $r_s=0,2068$ ) e condutividade ( $r_s= -0,3317$ ).

Para análise da abundância relativa foram levadas em consideração apenas os resultados das espécies *Merismopedia tenuissima*, *Oscillatoria limosa* e *Euglena sp.* pois, estas espécies foram importantes para interpretação da mundaças da composição do fitoplâncton e as entendendimento possíveis causas.

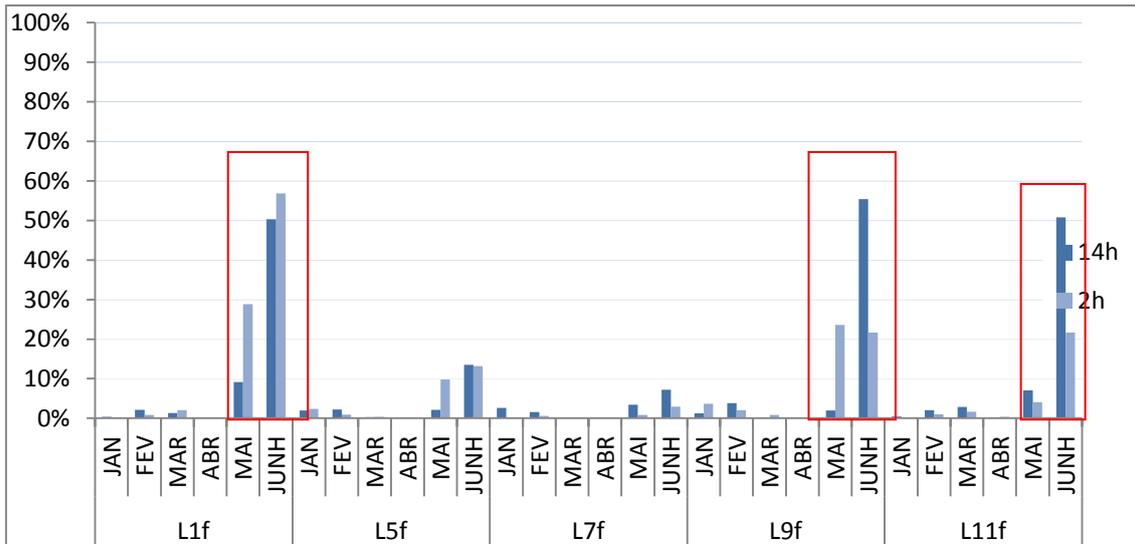
Pode-se observar que durante o mês de junho na superfície (Figura 66) e no fundo (Figura 67), tanto nas amostras às 14h quanto às 2h, houve uma menor contribuição de *Oscillatoria limosa* para a abundância relativa, isso pode ser explicado pela maior contribuição principalmente de *Merismopedia tenuissima* (Figuras 64 e 65) *Euglena sp* (Figuras 68 e 69).

### *Merismopedia tenuissima*



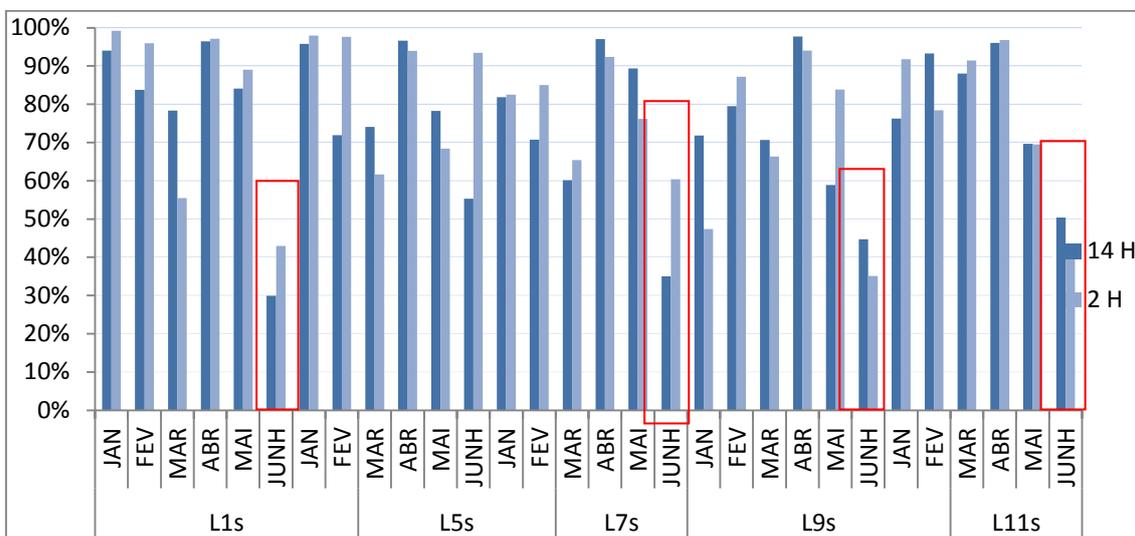
**Figura 64-** Abundância relativa para a espécie *Merismopedia tenuissima* nos pontos de superfície da lagoa de polimento às 14h e 2h.

*Merismopedia tenuissima*

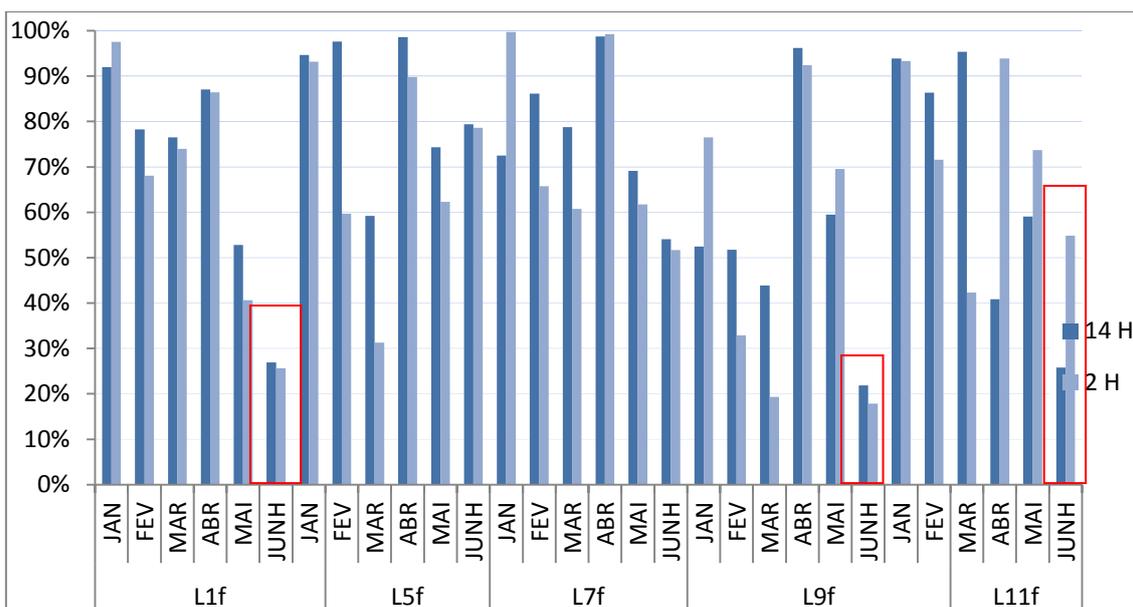


**Figura 65-** Abundância relativa para a espécie *Merismopedia tenuissima* nos pontos de fundo da lagoa de polimento às 14h e 2h.

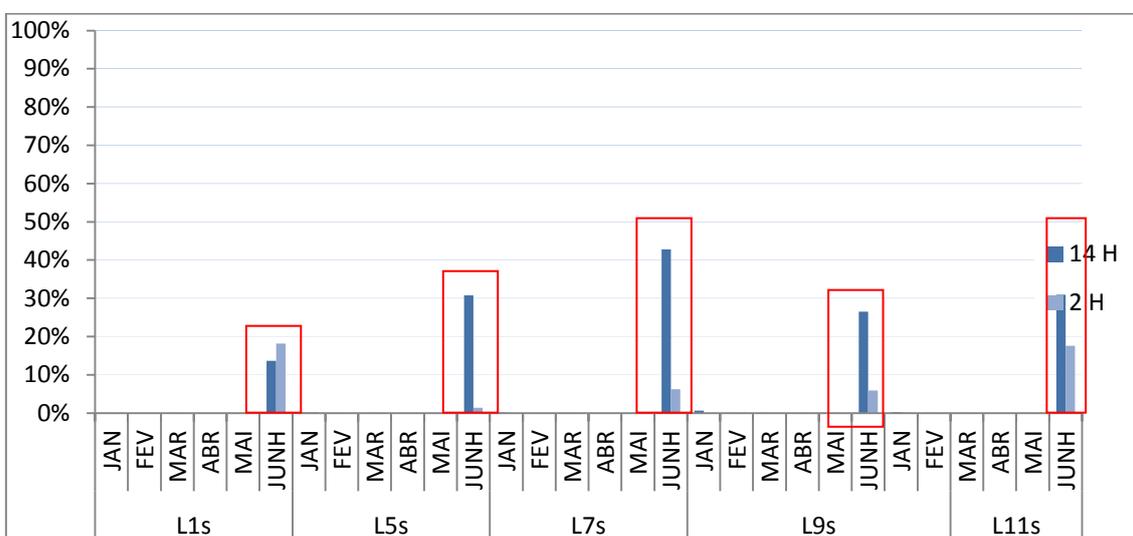
*Oscillatoria limosa*



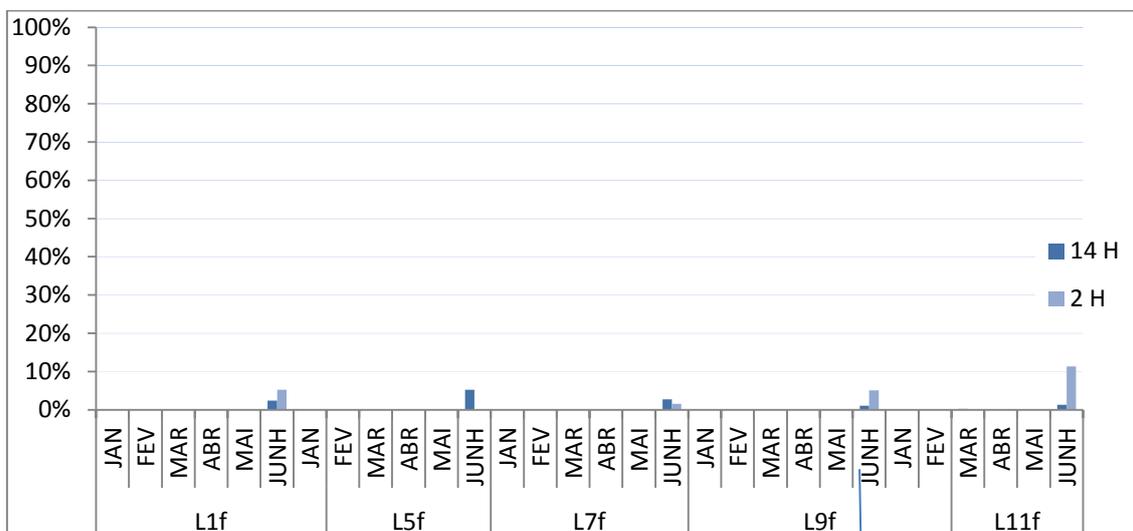
**Figura 66-** Abundância relativa para a espécie *Oscillatoria limosa* nos pontos de superfície da lagoa de polimento às 14h e 2h.

*Oscillatoria limosa*

**Figura 67-** Abundância relativa para a espécie *Oscillatoria limosa* nos pontos de fundo da lagoa de polimento às 14h e 2h.

*Euglena sp.*

**Figura 68-** Abundância relativa para a espécie *Euglena sp.* nos pontos de superfície da lagoa de polimento às 14h e 2h.

*Euglena sp.*

**Figura 69-** Abundância relativa para a espécie *Euglena sp.* nos pontos de superfície da lagoa de polimento às 14h e 2h.

Pesquisas recentes assinalam a coexistência e até mesmo a alternância entre as cianobactérias cocóides (*Microcystis sp.* e *Merismopedia sp.*) e filamentosas (*Planktothrix sp.* e *Cylindrospermopsis sp.*) em reservatórios (TUCCI et al. 2006), bem como em lagoas de tratamento de esgoto (FURTADO et al. 2009).

Os valores de nitrogênio amoniacal nos pontos no interior da lagoa de polimento no mês de junho foram mais elevados em relação aos dois meses anteriores, que foram caracterizados por fortes chuvas na região que influenciaram os parâmetros físico-químicos da lagoa. Esta elevação nas concentrações de nitrogênio amoniacal podem ter influenciado, a maior abundância relativa de *Euglena sp* e outros táxons da divisão Euglenophyta.

### 5.5.2 Análise de componentes principais (ACP)

A análise de componentes principais (ACP) foi realizada utilizando os dados de oxigênio dissolvido, pH, temperatura, NTK, nitrogênio amoniacal, condutividade elétrica, ortofosfato, fósforo total e densidade de fitoplâncton por Divisão (Cyanophyta, Chlorophyta, Euglenophyta), considerando as amostras de superfície e fundo e nos dois horários de coleta (14h e 2h).



avaliação dos aspectos da lagoa, onde se separam os meses mais chuvosos dos meses de maior estiagem. Comparando-se agora com o gráfico obtido dos escores (parâmetros analisados) mostrado na figura 70(b), e comparando os grupos formados analogicamente aos da figura 70 (a), temos que na porção negativa do eixo de PC1 encontram-se os parâmetros oxigênio dissolvido(OD), pH, densidade da Divisão Euglenophyta (F- EU) e densidade da divisão Chlorophyta (F-CH). E no lado direito do eixo de PC1 os demais parâmetros analisados. Tal fato pode ser interpretado como uma possível influência das chuvas e de épocas de estiagem e consequente evaporação, no desenvolvimento de comunidades de algas e aumento das concentrações dos parâmetros físico-químicos. Observa-se ainda que os parâmetros fósforo total, ortofósforo e temperatura sempre se configuram como representantes do período de janeiro, fevereiro e março, no grupo a direita do eixo PC1.

Vale a pena destacar que a interpretação não está limitada apenas aos grupos descritos, e que, é possível refinar tal visualização considerando o eixo PC2. É importante salientar que alguns parâmetros que ora pareçam ter mais representatividade para explicar as características de cada ponto na lagoa, possam ter sua importância reduzida nesta interpretação, uma vez que, durante o procedimento de auto escalonamento da matriz de dados originais, pode ocorrer que outros parâmetros sejam melhor selecionados para visualização das propriedades dos pontos na lagoas.

Utilizando o eixo PC2 para interpretar o sistema em questão, observa-se que na Figura 70 (a), o mês de junho, que está localizado na porção mais positiva do eixo, encontra-se, de certa forma, isolado dos demais meses. E analogamente observando a figura 70 (b), os parâmetros nitrogênio amoniacal (AMO) é o parâmetro predominante, juntamente com as algas das Divisões Euglenophyta (EU) e a Divisão Chlorophyta (CH,) para todas os pontos na lagoa, profundidades e horas de coleta. Em contraposição, na parte negativa do eixo PC2 na figura 70 (b), estão os parâmetros condutividade elétrica (CE) das 14h e a alga Cyanophyta (CY), que pela figura 70 (a), na mesma posição encontra-se mais destacado o mês de fevereiro.

De forma geral, o pH não é um bom indicador para o monitoramento das lagoas de acordo com o sistema em questão, uma vez que sempre estão presentes muito próximos ao eixo de encontro de PC1 e PC2. Assim, os parâmetros melhores destacados em PC2, explicam de forma mais adequada o comportamento das algas, como o nitrogênio amoniacal, nitrogênio total e a condutividade elétrica. De acordo, com a análise dos resultados de ACP, pode-se concluir que a sazonalidade também

apresentou bastante influência em relação aos parâmetros físico-químicos e para a distribuição da comunidade fitoplânctonica.

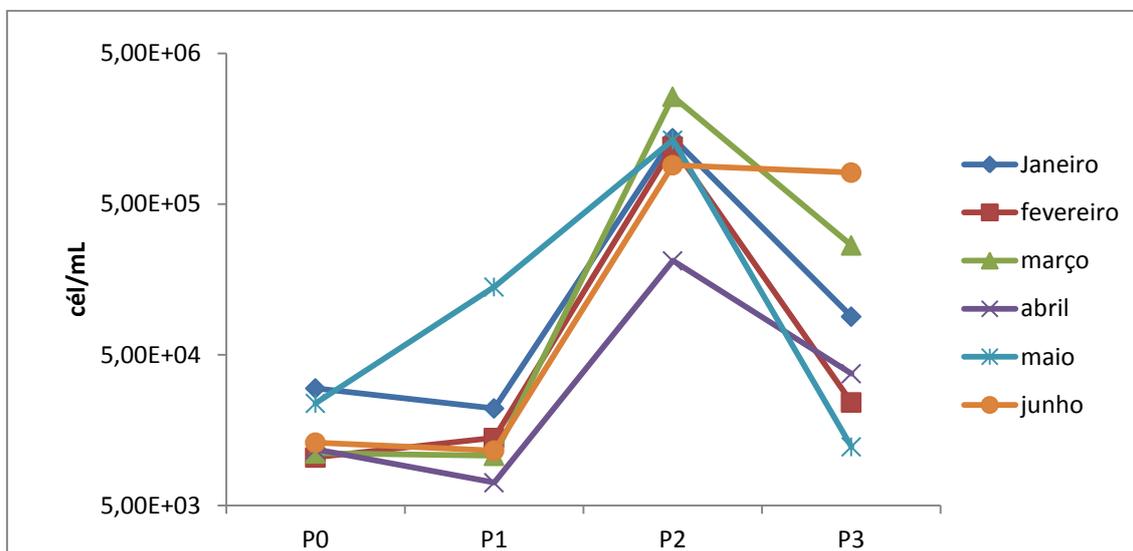
Gentil, (2008) avaliou a dinâmica da comunidade fitoplanctônica e aspectos sanitários de um lago urbano eutrófico em São Paulo, SP. Na análise de componentes principais (ACP), concluiu que houve o agrupamento das unidades amostrais do verão (fundo) associadas a elevadas densidade das cianobactérias *Merismopedia glauca* e *Geitlerinema unigranulatum*; enquanto que no lado negativo do eixo 1, foram agrupadas as unidades amostrais da primavera associadas a elevadas densidades de *Chlorococcum infusionum* (Chlororophyceae), *Rhodomonas lacustris* (Cryptophyceae) e *Trachelomonas volvocina* (Euglenophyceae), *Aphanocapsa incerta* (Cyanobacteria). No lado positivo do eixo 2, foram agrupadas as unidades amostrais referentes ao inverno e primavera associadas a elevadas densidades das clorofíceas *Scenedesmus quadricauda*, *S. bijugus* e *Crucigeniella crucifera*. No lado negativo do eixo 2 agruparam-se as unidades amostrais do verão (janeiro a março) associadas às maiores densidades de *Planktothrix agardhii* e *Cylindrospermopsis raciborskii*.

Os resultados encontrados por Gentil (2008), demonstraram que o agrupamento das espécies de fitoplâncton estava relacionado as estações do ano. A sazonalidade também foi um fator importante na distribuição das divisões (Cyanophyta, Euglenophyta, Chlorophyta), na lagoa de polimento da ETE-Rio Formoso.

### 5.5.3 Remoção de algas

Foi avaliada a densidade de algas ao longo do sistema de tratamento e a eficiência de remoção das células na etapa terciária do tratamento. De acordo com na Figura 71, pode-se perceber que após o tratamento na lagoa de polimento há um aumento na densidade fitoplânctonica. Os filtros biológicos percoladores foram construídos com o objetivo de remover a biomassa de algas. Os meses de junho e março foram os que apresentaram maior densidade no final do tratamento. As espécies *Merismopedia tenuissima*, *Oscillatoria limosa*, *Chroococcus sp*, *Euglena sp*. *Closteriopsis aciculares*, apresentaram maior resistência a remoção após tratamento no filtros biológicos percoladores. A maior eficiência de remoção ocorreu no mês de maio (99%) e a menor no mês de junho (11%). Esses resultados podem estar relacionados com a composição e densidade fitoplanctônica após a saída da lagoa de polimento e com a existência de regiões onde o material suporte dos filtros apresentava-se periodicamente submersos. Porém, é necessária a realização de pesquisas relacionadas aos mecanismos de

aderência das células de algas ao meio suporte, as causas da maior eficiência de remoção em relação a algumas espécies em detrimento de outras e a interferência das regiões alagadas.



**Figura 71-** Densidade de algas ao longo do sistema de tratamento de esgotos. P0(esgoto bruto), P1(após tratamento no reator UASB), P2 (após tratamento na lagoa de polimento), P3 (após tratamento nos filtros biológicos percoladores).

Godoy (2007) avaliou a presença de cianobactérias em efluentes de sistema de tratamento por lagoas de estabilização associado a tratamento físico químico, onde o sistema era composto de tratamento primário quimicamente assistido com aplicação de polímero coagulante, seguindo de uma lagoa facultativa, lagoa de maturação, decantador de algas com aplicação de polímero e cal hidratada, e por último um tanque para aplicação de cloro. Foram identificadas no sistema as espécies de cianobactérias: *Planktothrix sp.*, *Merismopedia sp.*, *Microcystis sp.*, *Phormidium sp.*, *Chroococcus sp.*, *Pseudoanabaena sp.* e *Aphanocapsa sp.* Ao longo do período de estudo, as espécies que ocorreram com maior frequência foram *Planktothrix sp.* (90% a 100%) e *Mersimopedia sp.* (5% a 67%). Os resultados mostraram que em relação à remoção de algas, *Planktothrix sp.* e *Merismopedia sp.* foram as espécies que tiveram maior resistência de remoção, enquanto as outras espécies foram removidos até o decantador de algas.

#### 5.5.4 Análise de microcistinas

Kotut et al (2010) pesquisou a dominância das variantes de microcistinas, e os resultados demonstraram que correram as microcistinas MC-LR e MC-RR, onde MC-LR foi presente em todas as amostras e MC-RR foi ocasional. No estudo foi verificada a falta de correspondência entre a biomassa de cianobactérias e os níveis de toxina, mesmo quando as cianobactérias dominantes são espécies conhecidas como produtoras de toxinas. O autor sugere que a produção da toxina também pode ser influenciada pelas condições ambientais prevalentes. Mudanças de dominação entre cepas tóxicas e não tóxicas de cianobactérias também poderia ter contribuído para a falta de correspondência entre a biomassa total de cianobactérias e a concentração de toxina.

Apesar da existência de táxons potencialmente produtores de toxinas na ETE-Rio Formoso (*Microcystis*, *Anabaena*, *Oscillatoria*, *Anabaenopsis*) e a elevada biomassa de cianobactérias, não foi detectada a presença de microcistinas-LR, através da análise por HPLC (cromatográfica líquida de alta precisão).

Para a interpretação dos resultados da análise de LC-MS foram utilizadas as massas moleculares teóricas para as principais variantes de microcistinas, segundo Silva-Stenico et al (2009). Não existiu nenhuma massa nos espectros que correspondesse a alguma das microcistinas apresentadas no Quadro 2, ou seja, não foi detectada a presença de nenhuma variante de microcistina nas amostras. Os resultados de LC-MS estão apresentados no ANEXO II.

| Microcistina | Massa molecular |
|--------------|-----------------|
| RR           | <b>1.038,2</b>  |
| YR           | <b>1.044,0</b>  |
| LR           | <b>995,2</b>    |
| LA           | <b>910,0</b>    |
| LY           | <b>1.002,2</b>  |
| LW           | <b>1.025,2</b>  |
| LF           | <b>986,0</b>    |

**Quadro 2-** Variantes de microcistinas e respectivas massas moleculares

## 6 Conclusões

- O tratamento de esgotos realizado na ETE- Rio Formoso gerou efluentes com baixas concentrações médias em relação aos meses de estudo de: nitrogênio amoniacal (10,3 mg/L), NTK (11,5 mg/L), fósforo (1,70 mg/L), ortofosfato(0,60 mg/L), nitrito (0,18 mg/L), DQO(49 mg/L) . As baixas concentrações na saída do sistema foram relacionadas à composição do esgoto afluente, e pela influencia da entrada de águas pluviais na rede coletora;
- A lagoa de polimento apresentou altas concentrações de oxigênio dissolvido durante as coletas realizadas às 14h na superfície, atingindo valores de supersaturação (22 mg/L) em todos os meses de estudo, exceto em abril, devido a influência das fortes chuvas na região. As concentrações de oxigênio dissolvido foram baixas (0,90 mg/L, valor médio) no fundo às 14h, evidenciando a influência da proliferação de algas no epilíminio e a existência de estratificação;
- . Os valores de pH também foram elevados (entre 9 e 10) na superfície às 14 h, principalmente nos meses mais secos (janeiro, fevereiro e março), proporcionando condições para os processos de volatilização da amônia;
- A estratificação da temperatura no período diurno (14h), afetou a distribuição vertical do fitoplancton, devido a mudança da densidade da água e mudança na composição química do meio.
- Os valores de nitrogênio amoniacal, NTK, fósforo total e ortofosfato no interior da lagoa de polimento foram influenciados pela sazonalidade e composição do efluente na entrada do sistema. O nitrogênio esteve relacionado com a mudança de composição do fitoplâncton, principalmente no mês de junho.
- A espécie *Oscillatoria limosa*, esteve presente em todas as amostras e em todos os meses de coleta, o que torna esta espécie importante na área, não só pela sua distribuição, como também pela sua frequência de ocorrência;
- A densidade total de fitoplâncton foi maior para as coletas realizadas às 14h, na superfície da lagoa de polimento, e nos meses mais secos, janeiro( $3,45 \times 10^7$  cel/mL), fevereiro ( $3,3 \times 10^7$  cel/mL) e março ( $3,89 \times 10^7$  cel/mL), em

comparação aos meses mais chuvosos abril ( $1,91 \times 10^7$  cel/mL) e maio ( $2,22 \times 10^7$  cel/mL). Em junho a densidade total foi mais elevada no fundo ( $7,06 \times 10^6$  cel/mL) em relação à superfície ( $5,22 \times 10^6$  cel/mL). Estes resultados foram relacionados à influência dos fatores climáticos na composição do efluente e conseqüentemente no comportamento do fitoplâncton;

- Houve uma mudança na composição da comunidade algal no mês de junho, de espécies filamentosas e coloniais (cianobactérias) para indivíduos compostos por uma única célula, principalmente da Divisão Euglenophyta para os pontos amostrados na superfície, podendo estar relacionado ao aumento da concentração, principalmente de nitrogênio amoniacal. A espécie *Merismopedia tenuissima* também contribuiu para a mudança da composição da comunidade fitoplânctonica.
- De acordo, com a análise dos resultados de ACP (análise de componentes principais), pode-se concluir que a sazonalidade apresentou bastante influência em relação aos parâmetros físico-químicos e para a distribuição da comunidade fitoplânctonica; como também, a importância da estratificação térmica na distribuição vertical do fitoplâncton principalmente nos meses mais secos (janeiro, fevereiro e março)
- A remoção de algas, no conjunto de filtros biológicos percoladores foi eficiente para os meses de estudo (entre 90 e 99%), exceto para o mês de junho (11%). As espécies *Merismopedia tenuissima*, *Oscillatoria limosa*, *Chroococcus sp*, *Euglena sp*, *Closteriopsis aciculares*, apresentaram maior resistência a remoção após tratamento nos filtros biológicos percoladores;
- Não foram detectadas microcistinas-LR nas amostras analisadas por HPLC e as principais variantes de microcistinas através de LC/MS.

## 7 Recomendações

- Avaliar os mecanismos de remoção nos filtros biológicos percoladores e verificar as causas da maior remoção de algumas espécies em detrimento de outras;
- Avaliar o balanço de massa completo de nitrogênio no interior da lagoa de polimento e a influência das formas deste nutriente em relação à composição algal;
- Monitorar os subgrupos de hepatoxinas e neurotoxinas, com o isolamento e ficocultivo para determinação de cianotoxinas em amostras isoladas e ambientais;
- Realizar isolamento de células e/ou filamentos para avaliação do comportamento de fitoplâncton em escala experimental.

## 8 Referencias Bibliográficas

AMENGUAL-MORRO, C.; M.NIELL, G.; MARTÍNEZ-TABERNER, A.. Fitoplancton as bioindicator for wasye stabilization. **Jornal Of Environmental Management**, A, p.1-6, 2011.

ANAGNOSTIDIS, K., J. KOMAREK.. Modern approaches to the classification system of the cyanophytes. 3 – Oscillatoriales. **Archiv fuer Hydrobiologie**. n. 50–53, p. 327–472, 1988.

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 20th edition. Washington, DC. América Public Association. 1998.

AQUINO, E.P. et al. Cianobactérias das lagoas de tratamento de esgoto no Semi-Árido Nordeste (Ceará, Brasil). **Journal Of Botany**, v. 39, p.34-46, 2010..

BARCO, M. et al. Optimization of intracellular microcystin extraction for their subsequent analysis by high-performance liquid chromatography. **Journal of Chromatography**.v. 1074, p. 23-30, 2005.

BEASLEY, V .R., COOK,W .O., DAHLEMA, .M. , HOOSER, S.B., LOVELLR, .A. & VALENTINEW, . M. intoxication in livestock and water fowl. *Clinical Toxicology-Veterinary Clinics of North America*. **Food Animal Practice** v. 5, p. 345-361, 1989.

BENTO, A. P. **Tratamento de esgoto doméstico em lagoas de estabilização com suportes para o desenvolvimento de Perifitton / Biofilme**. 2005. 197f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

BERGMAN B, GALLON JR, RAI AN AND STAL LJ. N2 Fixation by non-heterocystous cyanobacteria. **FEMS Microbiology Reviews** v. 19. p 139-185, 1997.

BICUDO, C. E. De M; MENEZES, M. **Gêneros de Algas de águas continentais do Brasil**. São Carlos: RiMa, 2006.

BICUDO, C. E. M.; RAMIREZ R. J.J.; TUCCI, A.; BICUDO, D. C. Dinâmica de Populações fitoplanctônicas em ambiente eutrofizado: O Lago das Garças, São Paulo. In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais**. Botucatu: FUNDIBIO; São Paulo: FAPESP, 1999. cap.15.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C; OLIVEIRA, M.C.; BOLCH, C.J.S. Genetic variability of some Brazilian strains of *Microcystis aeruginosa* complex (Cyanophyceae/Cyanobacteria) using the nucleotide sequence analysis of the intergenic spacer and flanking regions from *cpcBA*-phycocyanin operon. **J. Phycol.** v. 37, n. 5, 2001.

BITTON, G. **Wastewater microbiology** 3rd edition U.S.A. John Willen & sons, inc

publication. v. 746, cap. 3, p. 75-105. 2005.

BOURRELY, P. **Le salgues d'eau doce**. Paris: Boubée, v. 1: Les Algues Vertes, 1972.

BRASIL Ministério da Saúde/Fundação Nacional da Saúde. **Cianobactérias Tóxicas na Água para Consumo Humano. Impactos na Saúde Pública e Processos de Remoção em Água para Consumo Humano**. FUNASA/MS, Brasília, Brasil, p. 56. 2003.

BRASIL, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). **Atlas de Saneamento**, 2011.

BRASIL, Ministério da Saúde. **Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em águas para consumo humano**. Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2003.

BRASIL, Ministério da saúde. Portaria 2914 Nº 2914 de 12 de dezembro de 2011. **Procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade**. Brasília, 2011.

BRASIL, Ministério da saúde. Portaria Nº 518 de 25 de março de 2004: **Procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade**. Brasília. 2004.

BRASIL, Ministério da saúde. Resolução CONAMA. Portaria Nº 357, de março de 2005. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências**. Diário oficial da República Federativa do Brasil, Poder executivo, Brasília. 2005.

CALIJURI, M. C E DOS SANTOS A.C.A. Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, S.P.—Brazil). **Jornal of Plankton Research**. v. 24, p. 617-634, 2001.

CALIJURI, M. C. et. al. **Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais**. São Carlos: Rima, 2006.

CALLEGARI-JACQUES, S.M. **Bioestatística: Princípios e Aplicações**. Porto Alegre: Artmed, 2003.

CAMARGO VALERO M.A. AND MARA D.D. Nitrogen removal via ammonia volatilization in maturation ponds. **Water Science and Technology**, v. 55, n. 11, p. 87–92. 2007b.

CAMARGO VALERO, M.A., MARA, D.D. E NEWTON, R.J. Nitrogen removal in maturation ponds via biological uptake and sedimentation of dead biomass. Sección de Saneamento Ambiental, Universidade Nacional de Bogotá, Colômbia. **Water Sci Technol**. v. 61, n. 4, p. 1027-34. 2010.

CARDOSO, M. R.; CHERNICHARO, C.A.L. **Desenvolvimento de um reator UASB compartimentado aplicado ao tratamento de esgotos tipicamente domestico**.

Reatores Anaeróbios. Coletânea de Trabalhos Técnicos, PROSAB, v. 2., p. 59-69, 2001;

CARMICHAEL, W. W. Cyanobacteria secondary metabolites – The cyanotoxins, **J.Appl.Bact.**, v. 72, p. 445-459, 1992.

CARMICHAEL, W.W. The toxins of Cyanobacteria. **Scientific American**, v. 271, p. 78-86, 1994.

CARMICHAEL, W.W. **Toxic Microcystis and the environment**. In Toxic Microcystis (M.F. Watanabe, K.I. Harada, W.W. Carmichael & H. Fujiki, eds.). CRC Press, Boca Raton. p.1-11,1996.

CARMICHAEL, W.W.; AN, J.S.; AZEVEDO, S.M.F.O.; LAU, S.; RINEHARTI, K.L.; JOCHIMSEN, E.M.; HOLMS, C.E.M; SILVA, J.B. Analysis for microcystins involved in outbreak of liver failure and death of humans at a hemodialysis center in Caruaru, Pernambuco, Brazil. **IV Simpósio da Sociedade Brasileira de Toxicologia**, 1996.

CAVALCANTI, P.F.F. et al. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por lagoas de polimento**. In: CHERNICHARO, C.A.L. (coord.). Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Rio de Janeiro: PROSAB/ABES., p. 105-170, 2001. Cap 3.

CETESB. **Determinação do Zooplâncton: métodos qualitativos e quantitativos**. Normalização técnica, São Paulo: CETESB, L 301, 1978.

CHELLAPPA, N.T., BORBA, J.M., ROCHA, O. Phytoplankton community and physical-chemical characteristics of water in the public reservoir of Cruzeta, RN, Brazil. **Braz. J. Biol.** v. 68, n. 3, p. 477-494. 2008.

CHERNICHARO C. A. L. **Reatores Anaeróbios – princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, v. 5, 2000.

CHERNICHARO, C. A. L. (Coordenador). **Pós-tratamento de efluentes anaeróbios**. Belo Horizonte: PROSAB, 2001. 544p

CHORUS, I. **Introduction: Cyanotoxins- research for environment safety and human help**. In: **Cyanotoxins: occurrence, cause, and consequences**. Berlim, Spring, 2001

CHORUS, I; BARTRAM, J. **Toxic Cyanobacteria in Water**. A Guide to the their publichealth consequences, monitoring and management. London: E&FN Spon, 1999.

CRAGGS, R. Nutrients. In: SHILTON, A. **Pond treatment technology**. London: IWA Publishing. p. 479, 2005.

CURTIS T. P.; MARA D. D.; SILVA S. A.. Influence of pH, Oxygen, and Humic Substances on Ability of Sunlight To Damage Fecal Coliforms in Waste Stabilization Pond Water. **Applied And Environmental Microbiology**, p.1-9, 1992.

CYBIS, L. F. A.; SANTOS, A. V. e GEHLING, G. R. Eficiência de reator sequencial em batelada (RSB) na remoção de nitrogênio no tratamento de esgoto doméstico com DQO baixa. **Engenharia Sanitária Ambiental**. v. 9, n. 3, p. 260-264. Julho-Setembro. 2004.

DANTAS, W. E. et al. Temporal variation of the phytoplankton community at short sampling intervals in the Mundaú reservoir, Northeastern Brazil. **Acta Botanica Brasileira**, A, v. 4, n. 22, p.1-13, 2008.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro, Interciência/FINEP, p. 575,1998.

FABRETI, A. A..**Pós-tratamento de efluentes de lagoas de estabilização através de processos físico-químicos**. Dissertação (Mestrado) - Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola Politécnica Da Universidade De São Paulo, São Paulo, 2006.

FALCO, P. B.. **Estrutura da comunidade em duas escalas temporais: nictímeral e sazonal (algas e bactérias) em um sistema de lagoas de estabilização**. Tese (Doutorado) - Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 2005.

FALCONER, I. R. (1996). Potencial impact on human health of toxic cyanobacteria. **Phycologia**, v. 35, n. 6, p. 6-11, 1996.

FALCONER, I. R. Tumor promotion and liver Injury caused by oral consumption of cyanobacteria. **Environmental Toxicology and Water Quality**. v. 6, p. 177-184, 1991

FERRARA, R. A.; AVCI, C. B.. Nitrogen dynamics in waste stabilization ponds. **Journal Water Pollut Control Federation**, p. 361-369. abr. 1982.

FIGUEREDO, C.C.; GIANI, A. Seasonal variation in the diversity and species richness of phytoplankton in a tropical eutrophic reservoir. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 445, n. 1-3, p. 165-174, 2001.

FONSECA, B. M.; BICUDO, C. E. M.. Phytoplankton seasonal variation in a shallow stratified eutrophic reservoir (Garças Pond, Brazil). **Hydrobiologia**, p. 267-282. 2008.

FRANCESCHINI, I. M. et al. **Algas: Uma abordagem filogenética, taxonômica e ecológica**. Porto Alegre: Artmed, 2010.

FRANCHIN A. C.; POVINELI J. Remoção de material orgânica e nitrogênio em filtros biológicos percoladores com diferentes matérias suportes- brita e serragem de couro. In: **Congresso Interamericano de Engenharia Sanitaria e Ambiental** , Punta Del Este. V. 30°, 2006,

FURTADO, et al. Morphological and molecular characterization of cyanobacteria from a Brazilian facultative wastewater stabilization pond and evaluation of microcystin production. **Hydrobiologia** v. 627, n. 1, p. 195-209, 2009

GENTIL, R.C.; TUCCI, A.; SANT'ANNA, C.L. Dinâmica da comunidade fitoplanctônica e aspectos sanitários de um lago urbano eutrófico em São Paulo, SP. **Hoehnea**, São Paulo, v. 35, n. 2, p. 265-280, 2008.

GODOY, O. A.. **Avaliação da presença de cianobactérias em efluentes de sistema de tratamento de esgotos sanitários por lagoas de estabilização associadas a tratamento físico-químico**. 2007. 131 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Hidráulica E Sanitária, USP, São Paulo, 2007.

GRANADO, R. F. et. al. **Variações nictemerais e sazonais na estrutura da comunidade fitoplanctônica num sistema de lagoas de estabilização (Novo Horizonte, SP)**. Dissertação (mestrado). USP/ Escola de Engenharia de São Carlos, 2004.

HAIDER, S. et al. Cyanobacterial toxins: a growing environmental concern. **Chemosphere**, v.52, p.1-21, 2003.

HART, J; FAWELL J.K.; CROLL, B. The fate of both intra- and extracellular toxins during drinking water treatment. **Water Supplí**, v.16, p. 611-616, 1998.

HILLEBRAND, H., DÜRSELEN, C., KIRSCHTEL, D., POLLINGHER, U., ZOHARY, T., Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **J. Phycol.** v. 35, p. 403-424. 1999

HOEK, C. van den, Mann, D.G., Jahns, H.M. **Algae: An Introduction to Phycology**. Cambridge University Press, Cambridge. 1995.

HUSZAR.V.L.M, SILVA.L.H.S, MARINHO.M, DOMINGOS, P., SANT' ANNA.C.L Cyanoprocaryote assemblages in eighth productive tropical Brazilian waters. **Hydrobiologia**. v. 424, p. 67-77, 2000.

KATO M.T. FLORENCIO L. **Pós-tratamento de efluente anaeróbico em lagoa de polimento** Coletânea de Trabalhos Técnicos, PROSAB, v. 2., p. 59-68, 2001

KAYOMBO, S. et al. Diurnal cycles of variation of physical–chemical parameters in waste stabilization ponds. **Ecological Engineering**, v. 18, n. 3, p.287-291, 2002.

KEARNS, K.D.; HUNTER, M.D. Green algal extracellular products regulate antialgal toxin production in a cyanobacterium. **Environmental Microbiology**, v. 2, p. 291-297, 2000.

KELLNER, E.; PIRES, E. C. **Lagoas de estabilização: Projeto e operação**. Rio de Janeiro: ABES, p. 244, 1998.

KELLNER, E.; PIRES, E.C. The influence of thermal stratification on the hydraulic behavior of waste stabilization ponds. **Water Science and Technology**, v. 45, n. 1, p. 41-48, 2002.

KOMÁREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K. **Cyanoprocaryota. 1. Teil: Chroococcales**. Spektrum, Akademische Verlag (Sübwasserflora von Mitteleuropa; Band 19/1), Berlin, 2000.

KONIG, A.; CEBALLOS, B. S. O.; ALMEIDA, M. V. A.. **Observações sobre a população algal em efluentes de lagoas de estabilização em escala real no estado da Paraíba** - Brasil. In: Congresso Iiteramericano De Ingenieria Sanitaria Y Ambiental, Cancún.: n, 27, p 1-6, 2002.

- KOTUT, K. et al. Toxic cyanobacteria at Nakuru sewage ponds- A potential threat to wildlife. **Limnologica**, p.47-57, 2010.
- LOBO, E. & LEIGHTON, G. Estruturas comunitárias de las fitocenozes planktonicas de los sistemas de desembocaduras y esteros de rios de la zona central de Chile. **Rev. Biol.** v. 22, n. 1, p. 1 – 29, mar, 1986.
- LV, J.; H.WU; CHEN, M.. Effects of nitrogen and phosphorus on phytoplankton composition and biomass in 15 subtropical, urban shallow lakes in Wuhan, China. **Limnologica**, v. 41, p.48-56, 2011.
- MAGALHÃES, V.F.; et al. Microcystins (Cyanobacteria Hepatotoxinas) bioaccumulation in fish and crustaceans from Sepetiba Bay (Brazil-RJ). **Toxicon** v. 42, p. 289- 295, 2003.
- MARA , D. D., PEARSON, H. Artificial Freshwater environmental: Waste stabilization ponds. In **Biotechnology**, v.8, p. 177-206, 1986.
- MARA, D.D, JOHNSON, M. L. Aerated Rock Filters for Enhanced Ammonia and Fecal Coliform Removal from Facultative Pond Effluents. **J. Environ. Eng.**, p.554-558, 2006.
- MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona, Omega, S.A. 1983.
- MASSERET, E. et al. Effects of a waste stabilization lagoon discharge on bacterial and phytoplanktonic communities of a stream. **Water Environmental Research**. v.72, n.3. p. 285-294, 2000.
- MENDONÇA, S. R. **Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente: novos conceitos**. João Pessoa: Editora Universitária/ UFPB. Cap.6, p. 235-277, 2000
- METCALF; EDDY. Wastewater engineering, treatment and reuse. 4° ed. (revisada por Tchobanoglous, G; Burton, F; Stensel, D). Boston: McGraw-Hill, , p. 1819, 2003.
- MIETTINEN, T. et al. Multivariate monitoring of a biological wastewater treatment process: a case study at Melbourne Water's Western Treatment Plant. **Chemometrics And Intelligent Laboratory Systems**, p.131-138, 2004.
- MIWA, A. C. P. **Avaliação do funcionamento do sistema de tratamento de esgoto de Cajati, Vale do Ribeira de Iguape (SP), em diferentes épocas do ano**. Tese. (Mestrado), Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos, 2007.
- MOLICA, R.; AZEVEDO, S. Ecofisiologia de cianobactérias produtoras de cianotoxinas. **Oecol. Bras.**, v. 13, n. 2, p. 229-246, 2009.
- MOLINA-GRIMA, E., **Microalgae mass culture methods**. In: Flickinger, M.C., Drew, S.W. (Eds.), *Encyclopedia of Bioprocess Technology: Fermentation, Biocatalysis and Bioseparation*. John Wiley. 1999.
- MONTEGGIA, L.O.; TESSELE F. **Remoção de algas e fósforo de lagoas de alta taxa de produção de algas. Pós Tratamento de efluentes de Reatores Anaeróbios**. Coletânea de Trabalhos Técnicos, PROSAB, v. 2., p. 97-102, 2001;

MOSS, B. **Ecology of Fresh Waters. Man and Medium, Past to Future.** 30 Ed. Blackwell Science., 2000.

OLIVEIRA, S. M. A. C.; VON SPERLING, M.. Avaliação de 166 ETE's em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 1 - análise de desempenho. **Eng. Sanit. Ambient.**, A, v. 10, n. 4, p.347-357, 2005.

PADISA K, J., C. S. REYNOLDS. Selection of phytoplankton associations in Lake Balaton, Hungary, in response to eutrophication and restoration measures, with special reference to the cyanoprokaryotes. **Hydrobiologia**, v. 384, p. 41–53, 1998.

PAERL, H.W; HUISMAN, J. Blooms like it hot. **Science**, v. 320, p. 57–58, 2008.

PEARSON H. W. **Microbiology of waste stabilisation ponds.** In: Pond Treatment Technology, A. Shilton (ed.), IWA, London, p. 14–48. 2005.

RAVEN, P. H.; EVERT, R. F.; EICHHORN, S.E..**Biologia vegetal.**7. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan S.A. p. 313-362, 2007.

REVIERS, B, de. **Biologia e filogenia das algas.** Porto Alegre: Artmed, 2006.

REYNOLDS, C. S. **The ecology of freshwater phytoplankton.** Cambridge: Cambridge University Press., p. 384, 1997.

REYNOLDS, C.S. *et al.* Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, London, v. 24, n. 5, p. 417-428, 2002.

REYNOLDS, C.S. What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status? **Hydrobiologia**, The Hague, v. 369/370, p. 11-26, 1998

RUGGERI JUNIOR, H. C.. **Pós-tratamento de lagoas facultativas visando a remoção de nitrogênio amoniacal.** 2011. 366 f. Tese (Doutorado) - Departamento de Engenharia Civil, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

SANGOLKAR, L. N.; MASKE, S. S.; CHAKRABARTI, T.. Methods for determining microcystins (peptide hepatotoxins) and microcystin-producing cyanobacteria. **Water Research: Microbiology Reviews**, A, v. 40, p.3485-3496, 2006.

SANT'ANNA. C. L. et al. **Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras.** Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2006.

SHILTON, A. (Ed.). **Pond treatment technology.** London: IWA Publishing, 2005.

SIVONEN, K.; JONES, G. In **Toxic Cyanobacteria in Water**; Chorus, I.; Bartram, J., eds.; E and FN Spon: London, 1999, p. 41.

STAL, L. J.; MOEZELAAR, R.. Fermentation in cyanobacteria. **Fems: Microbiology Reviews**, v. 21, n. 2, p.179-2011, 97.

TUCCI, A.; SANT'ANNA, C.L.; GENTIL, R.C. ; AZEVEDO, M.T... Fitoplâncton do Lago das Garças, São Paulo, Brasil: um reservatório urbano eutrófico. **Hoehnea**, v. 33, n. 2, p. 147-175, 2006.

TUNDISI, J. G.; M.TUNDISI, T.. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

UTERMOHL, H. Zur vervollkommer der quantitativen phytoplankton methodik. **Mitt it Verein. Theor. Angew. Limnol**, v. 9, p. 1-38. 1958.

van HAANDEL, A.C;CAVALCANTI, P.F.F **Estratégias de descarte de lodo de excesso de reatores UASB tratando esgoto municipal. Tratamento de esgotos sanitários por processos anaeróbios e disposição controlada no solo**. Coletânea de Trabalhos Técnicos, PROSAB, v. 2., p. 97-102, 2000;

VARON, M.P.; MARA, D.D. **Waste stabilization ponds**. IRC International Water and Sanitation Centre. P. 37. 2004.

von SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade de Minas, 1996.

VON SPERLING, M. **Lagoas de Estabilização**. 2. ed. 2 reimp, UFMG/DESA, Belo Horizonte, v. 3, 2006.

WEHR, J. D.; SHEATH, R. G.. **Freshwater Algae of North America: Ecology and Classification**. Massachusetts: Academic Press, 2007.

ZIMMO, O. R.; VAN DER STEEN, N. P.; GIJZEN, H. J.. Quantification of nitrification and denitrification rates in algal and duckweed based wastewater treatment systems.**Ecological Engineering**, v. 25, p.273-282, 2003.

## 9 Anexos I- Resultados estatísticos

| Resumo estatístico (ANOVA)-<br>Oxigênio                      | F           | (p)      | Resultado                | Conclusão                              |
|--|-------------|----------|--------------------------|--|
| Entre Superfície e fundo (14h)                               | 2<br>7.6218 | < 0.0001 | F calculado > F tabelado | Existe diferença entre as amostras     |
| Entre Superfície e fundo (2h)                                | 9.424<br>7  | < 0.0001 | F calculado > F tabelado | Existe diferença entre as amostras     |
| Entre os pontos no interior da lagoa (14h)- superfície       | 0,4518      | 0.7722   | F calculado < F tabelado | Não existe diferença entre as amostras |
| Entre os pontos no interior da lagoa (14h)- fundo            | 0.1536      | 0.9571   | F calculado < F tabelado | Não existe diferença entre as amostras |
| Entre os pontos no interior da lagoa (2h)- superfície        | 0.2953      | 0.8780   | F calculado < F tabelado | Não existe diferença entre as amostras |
| Entre os pontos no interior da lagoa (2h)- fundo             | 0.311<br>5  | 0.8676   | F calculado < F tabelado | Não existe diferença entre as amostras |
| Entre os pontos da superfície- 14h e 2h (análise nictimeral) | 18.86<br>57 | < 0.0001 | F calculado > F tabelado | Existe diferença entre as amostras     |

\*Com nível de significância de 5%,

| Resumo estatístico (ANOVA)-<br>temperatura             | F      | (p)      | Resultado                | Conclusão                              |
|--|--------|----------|--------------------------|--|
| Entre Superfície e fundo (14h)                         | 4,0883 | 0,0008   | F calculado > F tabelado | Existe diferença entre as amostras     |
| Entre os pontos no interior da lagoa (14h)- superfície | 0.7087 | 0.5960   | F calculado < F tabelado | Não existe diferença entre as amostras |
| Entre os pontos no interior da lagoa (2h)- superfície  | 0.1983 | 0.9351   | F calculado < F tabelado | Não existe diferença entre as amostras |
| Entre Superfície e fundo (2h)                          | 0.1041 | 0.9990   | F calculado < F tabelado | Não existe diferença entre as amostras |
| Entre superfície e fundo 14h                           | 5,418  | < 0.0001 | F calculado > F tabelado | Existe diferença entre as amostras     |
| Entre superfície e fundo 2h                            | 2,6235 | 0,7724   | calculado > F tabelado   | Existe diferença entre as amostras     |

\*Com nível de significância de 5%,

| Resumo estatístico (ANOVA)-pH                          | F       | (p)      | Resultado                | Conclusão                              |
|--|---------|----------|--------------------------|--|
| Entre Superfície e fundo (14h)                         | 18.1004 | < 0.0001 | F calculado > F tabelado | Existe diferença entre as amostras     |
| Entre Superfície e fundo (2h)                          | 2.3522  | 0.0264   | F calculado > F tabelado | Existe diferença entre as amostras     |
| Entre os pontos no interior da lagoa (14h)- superfície | 1.2083  | 0.3319   | F calculado < F tabelado | Não existe diferença entre as amostras |
| Entre os pontos no interior da lagoa (14h)- fundo      | 0.8895  | 0.5137   | F calculado < F tabelado | Não existe diferença entre as amostras |
| Entre os pontos no interior da lagoa (2h)- superfície  | 0.6096  | 0.6623   | F calculado < F tabelado | Não existe diferença entre as amostras |
| Entre os pontos no interior da lagoa (2h)- fundo       | 0.3750  | 0.8253   | F calculado < F tabelado | Não existe diferença entre as amostras |
| Entre os pontos da superfície- 14h e 2h                | 14.7654 | < 0.0001 | F calculado < F tabelado | Existe diferença entre as amostras     |
| Entre os pontos da fundo- 14h e 2h                     | 0.6674  | 0.7353   | F calculado < F tabelado | Não existe diferença entre as amostras |

\*Com nível de significância de 5%

| Resumo estatístico (ANOVA)-Nitrogênio amoniacal        | F       | (p)      | Resultado                | Conclusão                          |
|--|---------|----------|--------------------------|------------------------------------|
| Entre os pontos no interior da lagoa (14h)- superfície | 41,4777 | < 0.0001 | F calculado > F tabelado | Existe diferença entre as amostras |
| Entre os pontos no interior da lagoa (14h)- fundo      | 8,49    | < 0.0001 | F calculado > F tabelado | Existe diferença entre as amostras |
| Entre os pontos no interior da lagoa (2h)- superfície  | 114,15  | < 0.0001 | F calculado > F tabelado | Existe diferença entre as amostras |
| Entre os pontos no interior da lagoa (2h)- fundo       | 30,17   | 0,00008  | F calculado > F tabelado | Existe diferença entre as amostras |

\*Com nível de significância de 5%,

| Resumo estatístico (ANOVA)- NTK                        | F      | (p)      | Resultado               | Conclusão                          |
|--|--------|----------|-------------------------|------------------------------------|
| Entre os pontos no interior da lagoa (14h)- superfície | 3,4495 | 0,017    | F calculado < F         | Existe diferença entre as amostras |
| Entre os pontos no interior da lagoa (14h)- fundo      | 12,46  | < 0.0001 | F calculado> F tabelado | Existe diferença entre as amostras |
| Entre os pontos no interior da lagoa (2h)- superfície  | 28,82  | < 0.0001 | F calculado> F tabelado | Existe diferença entre as amostras |
| Entre os pontos no interior da lagoa (2h)- fundo       | 20,48  | 0,000035 | F calculado> F tabelado | Existe diferença entre as amostras |

\*Com nível de significância de 5%,

| Resumo estatístico (ANOVA)- Fósforo                          | F       | (p)    | Resultado               | Conclusão                              |
|--|---------|--------|-------------------------|--|
| Entre Superfície e fundo (14h)                               | 0.3673  | 0.9451 | F calculado> F tabelado | Não Existe diferença entre as amostras |
| Entre Superfície e fundo (2h)                                | 7 0.238 | 0.9862 | F calculado> F tabelado | Não Existe diferença entre as amostras |
| Entre os pontos da superfície- 14h e 2h (análise nictimeral) | 8 0.189 | 0.9935 | F calculado> F tabelado | Não Existe diferença entre as amostras |
| Entre os pontos da fundo- 14h e 2h (análise nictimeral)      | 7 0.311 | 0.9671 | F calculado> F tabelado | Não Existe diferença entre as amostras |

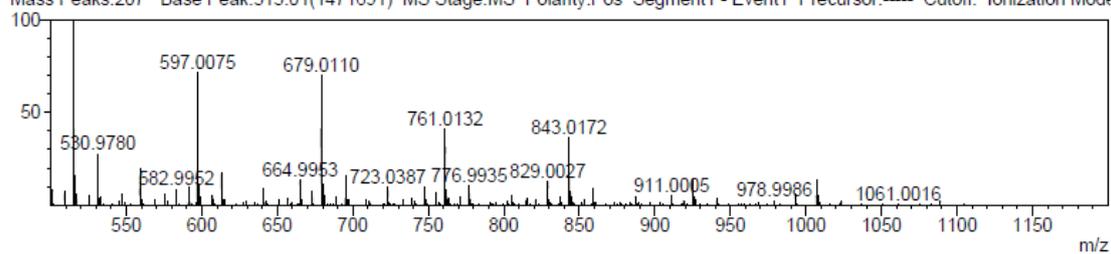
\*Com nível de significância de 5%,

## 10 ANEXO II- Resultados LC-MS

Peak#:1 Ret.Time:Averaged 1.573-1.600(Scan#:237-241)

BG Mode:Calc 1.293<->1.853(195<->279)

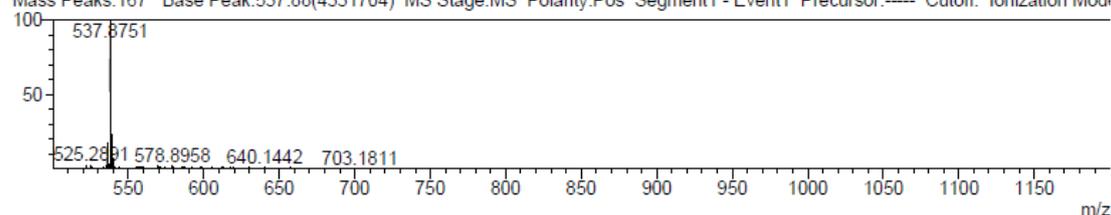
Mass Peaks:207 Base Peak:515.01(1471691) MS Stage:MS Polarity:Pos Segment1 - Event1 Precursor:----- Cutoff: Ionization Mod



Peak#:2 Ret.Time:Averaged 2.120-2.147(Scan#:319-323)

BG Mode:Calc 1.853<->2.507(279<->377)

Mass Peaks:167 Base Peak:537.88(4331704) MS Stage:MS Polarity:Pos Segment1 - Event1 Precursor:----- Cutoff: Ionization Mod



Peak#:3 Ret.Time:Averaged 10.507-10.533(Scan#:1577-1581)

BG Mode:Calc 10.067<->10.760(1511<->1615)

Mass Peaks:300 Base Peak:549.39(201169) MS Stage:MS Polarity:Pos Segment1 - Event1 Precursor:----- Cutoff: Ionization Mode:ESI

