

---

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

---



Jucélia Tavares Ferreira

**AVALIAÇÃO DO FITOPLÂNCTON EM DIVERSAS  
PROFUNDIDADES EM UMA LAGOA DE POLIMENTO**

Recife, 2016

Jucélia Tavares Ferreira

## **DISSERTAÇÃO DE MESTRADO**

### **AVALIAÇÃO DO FITOPLÂNCTON EM DIVERSAS PROFUNDIDADES EM UMA LAGOA DE POLIMENTO**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil com ênfase em Tecnologia Ambiental, pela Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil, sob a orientação da Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Maria de Lourdes Florêncio dos Santos.

Área de concentração: Tecnologia ambiental e recursos hídricos

Recife, 2016

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

F383a

Ferreira, Jucélia Tavares.

Avaliação do fitoplâncton em diversas profundidades em uma lagoa de polimento / Jucélia Tavares Ferreira. - 2016.

74 folhas, il., gráfs., tabs.

Orientadora: Profa. Dra. Maria de Lourdes Florencio dos Santos.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG.  
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2016.

Inclui Referências.

1. Engenharia civil. 2. Cianobactéria. 3. Esgoto doméstico. 4. Fitoplâncton. 5. Lagoa de polimento. I. Santos, Maria de Lourdes Florencio dos. (Orientadora). II. Título.

UFPE

624 CDD (22. ed.)

BCTG/2016-323



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

A comissão examinadora da Defesa de Dissertação de Mestrado

**AVALIAÇÃO DO FITOPLÂNCTON EM DIVERSAS PROFUNDIDADES  
EM UMA LAGOA DE POLIMENTO**

defendida por

Jucélia Tavares Ferreira

Considera a candidata APROVADA

Recife, 31 de Agosto de 2016

Banca Examinadora:

---

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Maria de Lourdes Florencio dos Santos – UFPE  
(orientadora)

---

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Elizabeth Amaral Pastich Gonçalves - UFPE  
(examinadora externa)

---

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Simone Machado Santos - UFPE  
(examinadora externa)

---

Prof. Dr. Wanderli Rogério Moreira Leite - UFPE  
(examinador interno)

*Dedico esse trabalho a minha avó, Rita Maria Ferreira, meu  
pouso seguro a quem eu devo minha sobrevivência, e a quem  
eu reporto todo significado do amor verdadeiro, sem reserva.  
Ao meu pai, Geraldo Vicente Ferreira (in memória), que do  
céu, ficará orgulhoso do meu sucesso.*

## AGRADECIMENTOS

Ao meu amado Deus, a quem eu devo minha existência, minha inspiração, meu refúgio, sem a sua força e sua misericórdia não chegaria a lugar algum, minha imensa gratidão.

Aos meus familiares, avó (Rita Maria Ferreira), tias, tio, irmãos, primos, sobrinhos, e todos os agregados, que são meu alicerce, para onde sempre poderei recorrer e receber afago e carinho. Agradeço a eles por tudo, por todo apoio, amor, sempre acreditando em mim e me dando forças a todo o momento.

À minha orientadora, Professora Lourdinha Florêncio, pelo incentivo, pela confiança, e compreensão em todos os momentos da pesquisa.

À Elizabeth Pastich pelo apoio, palavras de incentivo e por me encorajar a sempre seguir em frente.

À CAPES pela bolsa de mestrado concedida.

À COMPESA por permitir a realização desse trabalho na ETE Rio Formoso, e ao operador, Luciano, por todo o apoio e participação efetiva nas coletas.

Ao FINEP, FACEPE e CNPQ pelo suporte financeiro para o desenvolvimento deste trabalho.

À minha segunda família, os Guedes, em especial a minha madrinha Maria Neide Guedes, por ter me ensinado a ter um novo olhar pra vida, como também a Marluce, Wilson e Júnior por me acolherem em Recife, sendo fundamental para minha estadia aqui.

As minhas irmãs de fé, Lidiane Aragão e Yaponira Fernandes, por todo apoio e com quem partilho a vida.

À amiga Bárbara Santos, amizade valiosa que fiz em Recife, agradeço por toda ajuda na fase final desse trabalho.

À Ronaldo e Danúbia, por todo suporte técnico no laboratório, bem como à Tamilys e Marinalda, pelo apoio nos orçamentos, cotações e burocracias.

Aos meus queridos e preciosos amigos do LSA Nathaly Cordeiro, Oucilane, Mariana Nane, Sofia pimentel, Poliana Januario (amiga parceira, obrigada polizinha), Denise, Carlos Pereira, Bárbara, Antonio Gustavo, Juliana Melo, Laís Mazzulo, Tayane Vasconcelos, Valéria Trajano, em fim a TODOS, que estiveram comigo durante essa caminhada, cada um contribuindo de alguma forma. Em especial à Robson Silva, Larissa Martins e Marcelo Guerra por todas as palavras de incentivo, força e momentos de partilha e por ficarem

pertinho de mim quando tudo parecia tão difícil, não tenho nem palavras para agradecer, louvo e agradeço a Deus pela vida de vocês.

A todos que fizeram parte da coleta em Rio Formoso Marcus Vinicius, Poliana, Danúbia, os IC's que foram importantíssimos para este momento, David e Luma Maria, em especial Maria Clara Ferraz companheira de todas as horas nos momentos cruciais das coletas, adorei trabalhar com vocês, em meio a todo cansaço nos sobrava fé para sorrir na volta para Recife, tomando um belo chocolate quente do rei das coxinhas (rsrsrsrs..) e cantarolando a música da vez (quase sempre era a música Paciência de Lenine rsrsrs).

Em fim, a todos aquelas que de alguma forma fizeram parte da minha caminhada, muito obrigada!

*"Um amigo fiel é uma poderosa proteção: **quem o achou, descobriu um tesouro**. Nada é comparável a um amigo fiel, o ouro e a prata não merecem ser postos em paralelo com a sinceridade de sua fé" ( Eclesiástico 6:14-17).*

## RESUMO

A comunidade fitoplanctônica nas lagoas de estabilização é diretamente influenciada pela disponibilidade de nutrientes e pela radiação solar que alcança as diversas profundidades da coluna de água. A densidade e a dominância de algumas espécies de fitoplâncton podem variar com a profundidade devido à busca de melhores condições de luz. O conhecimento da dinâmica do fitoplâncton em lagoas de estabilização pode contribuir para o dimensionamento dos dispositivos de saída do efluente das lagoas, o que visa a melhoria da qualidade do efluente final, uma vez que, a densidade de algas flutua na coluna d'água. Dessa forma, este estudo objetivou avaliar a variação temporal do fitoplâncton de uma lagoa de polimento, em diversas profundidades, a fim de estabelecer a melhor altura do dispositivo de saída que promova uma menor concentração de cianobactérias. Foram realizadas amostragens mensais, no período de Agosto de 2015 a Janeiro de 2016, numa lagoa de polimento localizada no município de Rio Formoso, Pernambuco, que funciona como um pós-tratamento de um reator UASB. Em cada amostragem foram avaliados três pontos: afluente, um ponto no interior da lagoa com coletas em diferentes profundidades e efluente. Os horários definidos para as coletas foram 9h, 11h, 13h, 15h e 17h. Para a interpretação da dinâmica fitoplanctônica foram utilizados os seguintes índices ecológicos: densidade, abundância relativa e frequência de ocorrência. Durante o estudo, a temperatura variou entre 28 °C (9h) a 17,6 °C (17h), o que demonstrou uma constância em toda coluna e foram observados maiores valores durante os horários de mais radiação solar, entre 13 e 15 horas. Em relação ao pH houve aumento de Agosto a Dezembro, assim como os dados de temperatura, que voltou a reduzir em Janeiro/2016. O aumento da temperatura influencia no metabolismo algal, que também pode ser relacionado para o entendimento do parâmetro oxigênio dissolvido. A comunidade fitoplanctônica foi representada por 12 táxons, distribuídos nas divisões Cyanophyta (54%), Chlorophyta (45%) e Bacillariophyta (1%). Os resultados obtidos demonstraram menor densidade fitoplanctônica no dispositivo de saída da lagoa entre 30 e 90 cm em relação à superfície (P3-13h com  $13,3E+04$  cel.mL<sup>-1</sup> de Cyanophyta e P5-11h com 1860 cel/mL<sup>-1</sup> de Chlorophyta). Contudo, não foi observado preferência de horários para o aumento da densidade. Desta forma, com base nos resultados do presente estudo, conclui-se que a melhor altura para localização do dispositivo de saída do efluente seria um ponto intermediário entre 30 e 90 cm em relação à superfície.

**Palavras-chave:** Cianobactéria. Esgoto domestico. Fitoplâncton. Lagoa de polimento.

## ABSTRACT

The Phytoplankton community in stabilization ponds is directly influenced by the availability of nutrients and the solar radiation that reaches different depths of the water column. The density and dominance of some species of phytoplankton may vary with depth due to the search for better light conditions. Knowledge of phytoplankton dynamics in stabilization ponds can contribute to dimensioning of effluent output devices in ponds in order to improve the quality of final effluent quality, since the algae density floats in the water column. Thus, this study aimed to evaluate temporal variation of phytoplankton in a polishing pond at different depths in order to establish the best one which can return the a lower concentration of cyanobacteria in the effluent. Monthly campaigns were conducted between August 2015 to January 2016 on a polishing pond located in the city of Rio Formoso, Pernambuco, which works as post-treatment step of a UASB reactor. Three sampling points were assessed: influent, a point inside the lagoon where the sampling occurred at different depths, and finally the effluent. Collections were carried out at 9 am, 11 am, 13 pm, 15 pm and 17 pm. For the interpretation of Phytoplankton dynamic some ecological indexes were used: density, relative abundance and frequency of occurrence. During the study, temperature ranged from 28 °C (9 am) to 17.6 °C (17 pm) being not only constant throughout the column, but also presenting higher values during the most intensive daily solar radiation period, between 13 pm and 15 pm. Regarding pH, there was an increasing from August to December, as for well as temperature, returning to reduce in January. The temperature increasing influences algae metabolism that can also be related to the understanding of dissolved oxygen concentration. The Phytoplankton community was represented by 12 taxa, distributed in Cyanophyta divisions (54%), Chlorophyta (45%) and Bacillariophyta (1%). The results showed a smaller phytoplankton density in the pond output device set between 30 and 90 cm from the surface (P3-13pm with  $13.3E+04$  cells.mL<sup>-1</sup> Cyanophyta and P5-11pm with 1860 cells.mL<sup>-1</sup> Chlorophyta). However, a preferably time which could have led to an increase of Phytoplankton density has not been evidence. Thus, based on results of this study, it is concluded that the best effluent output depth may be an intermediate point between 30 and 90 cm from the surface.

**Keywords:** Cyanobacteria. Domestic sewage. Phytoplankton. Polishing pond.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 4.1- Localização Geográfica do município de Rio Formoso.....	28
Figura 4.2 - Desenho esquemático da localização dos pontos de coleta localizados na lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso.....	30
Figura 4.3 - Disco de Sechi utilizado durante a coleta na lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso.....	33
Figura 5.1 - Temperaturas em °C, Potenciais Hidrogeniônicos, Oxigênio dissolvido em mg.L <sup>-1</sup> e turbidez em NTU durante os meses de coleta nos pontos P1 (afluente) e P6 (efluente) da lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso.....	35
Figura 5.2 – DQO bruta (A) e DQO filtrada (B) em mg.L <sup>-1</sup> , DBO filtrada (C) em mg.L <sup>-1</sup> durante os meses de coleta nos pontos P1 (afluente) e P6 (efluente) da lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso.....	36
Figura 5.3 - Sólidos suspensos totais (SST) e Sólidos suspensos voláteis (SSV) em mg.L <sup>-1</sup> durante os meses de coleta nos pontos P1 (afluente) e P6 (efluente) da lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso.....	36
Figura 5.4 - N-NTK bruto (A) e filtrado(B), N-amoniaco bruto(C) e filtrado(D) durante os meses de coleta nos pontos P1 (afluente) e P6 (efluente) da lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso.....	38
Figura 5.5 - Fósforo total bruto (A) e filtrado (B) e ortofosfato (C) durante os meses de coleta nos pontos P1 (afluente) e P6 (efluente) da lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso.....	38
Figura 5.6 - Temperatura em °C durante os meses de coleta nos pontos P2 (10cm), P3 (30cm), P4 (60cm) e P5(90cm) nos horários 9h, 11h, 13h, 15h e 17h da lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso, nos meses de Agosto a Dezembro de 2015 e Janeiro de 2016.....	40
Figura 5.7- Potenciais Hidrogeniônicos durante os meses de coleta nos pontos P2(10cm), P3(30cm), P4(60cm) e P5(90cm) nos horários 9h, 11h, 13h, 15h e 17h da lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso, nos meses de Agosto a Dezembro de 2015 e Janeiro de 2016.....	41
Figura 5.8 - Oxigênio dissolvido em mg.L <sup>-1</sup> durante os meses de coleta nos pontos P2(10cm), P3(30cm), P4(60cm) e P5(90cm) nos horários 9h, 11h, 13h, 15h e 17h da lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso, nos meses de Agosto a Dezembro de 2015 e Janeiro de 2016.....	42
Figura 5.9 - Turbidez em NTU durante os meses de coleta nos pontos P2(10 cm), P3(30 cm), P4(60 cm) e P5(90 cm) nos horários 9h, 11h, 13h, 15h e 17h da lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso, nos meses de Agosto a Dezembro de 2015 e Janeiro de 2016.....	43
Figura 5.10 - Sólidos suspensos totais em mg.L <sup>-1</sup> durante os meses de coleta nos pontos P2(10 cm), P3(30 cm), P4(60 cm) e P5(90 cm) nos horários 9h, 11h, 13h, 15h e 17h da lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso, nos meses de Agosto a Dezembro de 2015 e Janeiro de 2016.....	45

Figura 5.11 - Sólidos suspensos voláteis em $\text{mg.L}^{-1}$ durante os meses de coleta nos pontos P2(10 cm), P3(30 cm), P4(60 cm) e P5(90 cm) nos horários 9h, 11h, 13h, 15h e 17h da lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso, nos meses de Agosto a Dezembro de 2015 e Janeiro de 2016.....	46
Figura 5.12 - Nitrogênio amoniacal (bruto) em $\text{mg.L}^{-1}$ durante os meses de coleta nos pontos P2(10 cm), P3(30 cm), P4(60 cm) e P5(90 cm) nos horários 9h, 11h, 13h, 15h e 17h da lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso, nos meses de Agosto a Dezembro de 2015 e Janeiro de 2016.....	47
Figura 5.13 - Nitrogênio amoniacal (Filtrado) em $\text{mg.L}^{-1}$ durante os meses de coleta nos pontos P2(10 cm), P3(30 cm), P4(60 cm) e P5(90 cm) nos horários 9h, 11h, 13h, 15h e 17h da lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso, nos meses de Agosto a Dezembro de 2015 e Janeiro de 2016.....	48
Figura 5.14 - N-NTK (bruto) em $\text{mg.L}^{-1}$ durante os meses de coleta no ponto de amostra composta (PC), nos tempos de 9h, 11h, 13h, 15h e 17h na lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso, nos meses de Agosto a Dezembro de 2015 e Janeiro de 2016.....	49
Figura 5.15 - N-NTK (filtrado) em $\text{mg.L}^{-1}$ durante os meses de coleta no ponto de amostra composta (PC), nos tempos de 9h, 11h, 13h, 15h e 17h na lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso, nos meses de Agosto a Dezembro de 2015 e Janeiro de 2016.....	49
Figura 5.16 - Fósforo total (P-total) (bruto) em $\text{mg.L}^{-1}$ durante os meses de coleta no ponto de amostra composta (PC), nos tempos de 9h, 11h, 13h, 15h e 17h na lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso, nos meses de Agosto a Dezembro de 2015 e Janeiro de 2016.....	50
Figura 5.17 - Fósforo total (P-total) (filtrado) em $\text{mg.L}^{-1}$ durante os meses de coleta no ponto de amostra composta (PC), nos tempos de 9h, 11h, 13h, 15h e 17h na lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso, nos meses de Agosto a Dezembro de 2015 e Janeiro de 2016.....	51
Figura 5.18 - Ortofosfato em $\text{mg.L}^{-1}$ durante os meses de coleta no ponto de amostra composta (PC), nos tempos de 9h, 11h, 13h, 15h e 17h na lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso, nos meses de Agosto a Dezembro de 2015 e Janeiro de 2016.....	51
Figura 5.19 - DQO em $\text{mg.L}^{-1}$ durante os meses de coleta no ponto de amostra composta (PC), nos tempos de 9h, 11h, 13h, 15h e 17h na lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso, nos meses de Agosto a Dezembro de 2015 e Janeiro de 2016.....	52
Figura 5.20 - DQO em $\text{mg.L}^{-1}$ durante os meses de coleta no ponto de amostra composta (PC), nos tempos de 9h, 11h, 13h, 15h e 17h na lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso, nos meses de Agosto a Dezembro de 2015 e Janeiro de 2016.....	52
Figura 5.21 - Abundância relativa do fitoplâncton, nos pontos P2, P3, P4, P5 e P6 na lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso (PE), no período de Agosto de 2015 a Janeiro de 2016.....	54
Figura 5.22 - Densidade das Cyanophyta em Cel./ml durante os meses de coleta nos pontos P2-10cm,	

P3-30cm, P4-60cm e P5-90cm, nos tempos de 9h, 11h, 13h, 15h e 17h na lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso, nos meses de Agosto a Dezembro de 2015 e Janeiro de 2016.....	55
Figura 5.23 - Densidade das Chlorophyta em Cel./mL durante os meses de coleta nos pontos P2-10cm, P3-30cm, P4-60cm e P5-90cm, nos tempos de 9h, 11h, 13h, 15h e 17h na lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso, nos meses de Agosto a Dezembro de 2015 e Janeiro de 2016.....	57
Figura 5.24 - Clorofila-a em $\mu\text{g.L}^{-1}$ durante os meses de coleta nos pontos P2-10cm, P3-30cm, P4-60cm e P5-90cm, nos tempos de 9h, 11h, 13h, 15h e 17h na lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso, nos meses de Agosto a Dezembro de 2015 e Janeiro de 2016.....	58
Figura 5.25- Frequência de ocorrência das Cyanophyta, no período de Agosto de 2015 a Janeiro de 2016. Nota: A=ausente, E=esporádica; P=pouco freqüente; F=freqüente e MF=muito freqüente.....	59
Figura 5.26 - Frequência de ocorrência das Chlorophyta, no período de Agosto de 2015 a Janeiro de 2016. Nota: A=ausente, E=esporádica; P=pouco freqüente; F=freqüente e MF=muito freqüente.....	60
Figura 5.27 - Densidade total do fitoplâncton e das cianobactérias, e valores mínimos e máximos para densidade de cianobactérias da resolução CONAMA 357 de 2005 na lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso (PE), no período de Agosto de 2015 a Janeiro de 2016.....	61
Figura 5.28 - Localização do ponto de coleta na lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso, nos meses de Agosto (A) e Setembro (B) de 2015.....	62
Figura 5.29- Localização do ponto de coleta na lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso, nos meses de Outubro (A) e Novembro (B) de 2015.....	62
Figura 5.30 - Localização do ponto de coleta na lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso, nos meses de Dezembro de 2015 (A) e Janeiro de 2016 (B).....	62

### **LISTA DE TABELAS**

Tabela 4.1 - Dados de projeto da lagoa de polimento da ETE Rio Formoso.....	28
Tabela 4.2 - Parâmetros físico-químicos analisados em laboratório.....	30

## LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

- CONAMA**-Conselho Nacional de Meio Ambiente
- COMPESA**- Companhia Pernambucana de Saneamento
- IBGE**-Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
- APAC**-Agência Pernambucana de Águas e Climas
- ETE**- Estação de Tratamento de Esgotos
- OD**-Oxigênio dissolvido
- pH**- Potencial hidrogeniônico
- DQO**-Demanda química de oxigênio
- DBO**- Demanda bioquímica de oxigênio
- P1**-afluente da lagoa de polimento
- P2**- Amostra à 10 cm da superfície
- P3**- Amostra à 30 cm da superfície d'água
- P4**- Amostra à 60 cm da superfície d'água
- P5**- Amostra à 90 cm da superfície d'água
- P6**-efluente da lagoa de polimento
- PC**-Amostra da coluna d'água
- SST**-Sólidos Suspensos Totais
- SSV**-Sólidos Suspensos Voláteis

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>17</b>
2 OBJETIVOS.....	18
2.1 OBJETIVO GERAL .....	18
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	18
<b>3 REFERENCIAL TEÓRICO.....</b>	<b>19</b>
3.1 Lagoa de Polimento como pós-tratamento para reator UASB.....	19
3.2 Fitoplâncton em lagoas de polimento/estabilização.....	20
3.3 Principais espécies de microalgas encontradas em lagoas de estabilização.....	21
3.4 Cianobactérias em lagoas de polimento.....	23
3.5 Potencial tóxico das cianobactérias.....	24
3.6 Influência das Macroalgas na comunidade fitoplanctônica em lagoas de polimento/estabilização.....	26
<b>4 MATERIAIS E MÉTODO.....</b>	<b>27</b>
4.1 Sistema de tratamento da ETE - Rio Formoso.....	28
4.2 Etapa de campo.....	29
4.3 Etapa de laboratório.....	29
4.4 Identificação e quantificação do Fitoplâncton.....	29
4.5 Tratamento dos resultados.....	31
4.6 Zona eufótica.....	33
<b>5 RESULTADOS.....</b>	<b>33</b>
5.1 Avaliação do comportamento da lagoa.....	33
5.1.1 <i>Temperatura, pH, Oxigênio dissolvido e Turbidez</i> .....	34
5.1.2 <i>Matéria Orgânica</i> .....	34
5.1.3 <i>Sólidos suspensos totais e voláteis</i> .....	35
5.1.4 <i>Nutrientes</i> .....	36
5.2 Avaliação da estratificação da lagoa.....	39
5.2.1 <i>Temperatura, pH, Oxigênio dissolvido e turbidez</i> .....	39
5.2.2 <i>Sólidos suspensos totais e voláteis</i> .....	43
5.2.3 <i>Nitrogênio amoniacal bruto e filtrado</i> .....	44
5.3 Variáveis físico-químicas.....	48
5.3.1 <i>Nitrogênio total</i> .....	48
5.3.2 <i>Fósforo total (bruto e filtrado)</i> .....	50
5.3.3 <i>Ortofosfato</i> .....	51

5.3.4 DQO (bruta e filtrada).....	52
5.3.5 DBO (bruta e filtrada).....	53
5.4 Fitoplâncton e Clorofila-a.....	53
5.4.1 Cyanophyta.....	54
5.4.2 Chlorophyta.....	56
5.4.3 Clorofila-a.....	56
5.4.4 Frenquência de ocorrência.....	59
5.4.5 Cianobactérias.....	60
5.5 Macrófitas.....	61
<b>6 DISCUSSÃO.....</b>	<b>63</b>
6.1 Variáveis Físico-químicas.....	63
6.2 Variáveis biológicas.....	66
<b>7 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>69</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>70</b>

## 1 INTRODUÇÃO

As lagoas de estabilização são exemplos de ecossistema aquático e são aplicadas amplamente no Brasil para o tratamento de esgotos domésticos, onde a comunidade planctônica atua para a estabilização e remoção de poluentes.

A comunidade fitoplanctônica encontrada nas lagoas facultativas é influenciada pelos fatores físico-químicos e biológicos disponíveis na coluna d'água, o que determina a sua densidade e biodiversidade. A dominância de algumas espécies pode variar com a profundidade devido à busca de melhores condições ambientais, sobretudo, a disponibilidade de luz.

O fitoplâncton é fundamental para o desenvolvimento dos ecossistemas aquáticos, pois constitui o início da cadeia alimentar, responsável de maneira direta ou indireta pela sobrevivência dos organismos, dos demais níveis tróficos e, por isso, a qualidade da água influencia a composição de sua comunidade (ESTEVES, 2011).

Para Bicudo et al. (2005) a estabilidade da coluna d'água, a disponibilidade de luz, bem como a presença de nutrientes são os componentes essenciais para o desenvolvimento do fitoplâncton e refletem tanto na diversidade, quanto nas taxas de produtividade primária dos ecossistemas. Portanto, alteração na composição física e química da água pode influenciar significativamente a diversidade dos ecossistemas aquáticos.

Entre os organismos comumente encontrados nos estudos da comunidade fitoplânctônica se destacam as cianobactérias, que podem ser predominantes nos corpos d'água em ambientes com temperaturas acima de 20°C, alta incidência de luz e excesso de nutrientes, o que favorece o crescimento acelerado de algumas espécies potencialmente tóxicas (CALIJURI et al. 2006).

Quando se avalia o fitoplâncton em lagoas de estabilização, os mais dominantes são dos grupos Cyanophyceae, Chlorophyceae, Bacillariophyceae e Euglenophyceae (VASCONCELOS e PEREIRA, 2001; AQUINO et al., 2011; SOLDATELLI e SCHWARZBOLD, 2010).

A presença de várias espécies de cianobactérias nos efluentes das lagoas de estabilização pode comprometer a qualidade das águas do corpo receptor, especialmente daqueles que são usados para a captação de água de abastecimento. Vários trabalhos publicados relacionam a presença de cianobactérias e toxicidade à saúde humana (DOMINGOS et al. 1998; AZEVEDO et al. 2002; MOLICA et al. 2005).

Estudos sobre a comunidade fitoplânctônica, os quais incluem a presença de cianobactérias em lagoas de estabilização e lagoas de maturação têm sido publicados (AQUINO et al. 2010; PASTICH et al. 2016-A). Entretanto, não é apresentada a dinâmica desses organismos, ao longo do dia, na coluna d'água.

O conhecimento da dinâmica da comunidade fitoplanctônica em lagoas de estabilização e dos parâmetros que a influenciam podem auxiliar no manejo das lagoas bem como na escolha da melhor profundidade para instalação dos dispositivos de saída do efluente, o que torna possível evitar profundidades com maior densidade de fitoplâncton ou de cianobactérias.

Dessa forma, o presente estudo teve como objetivo avaliar a variação temporal do fitoplâncton, a fim de estabelecer a melhor profundidade do dispositivo de saída que promova uma menor concentração de cianobactérias, outro objetivo foi avaliar as correlações entre os parâmetros físicos, químicos e os táxons, e desta forma, verificar a influência da dominância dos táxons na lagoa de polimento.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 OBJETIVO GERAL**

Avaliar a variação temporal do fitoplâncton de uma lagoa de polimento, em diversas profundidades, a fim de estabelecer a melhor profundidade do dispositivo de saída que promova uma menor concentração de cianobactérias.

### **2.2 ESPECÍFICOS:**

- Avaliar o comportamento da lagoa através dos parâmetros físico-químicos e dos táxons identificados;
- Avaliar os parâmetros físico-químicos e a comunidade fitoplanctônica ao longo da coluna d'água;
- Caracterizar a variação espacial e temporal da comunidade fitoplanctônica;
- Verificar a influência da comunidade fitoplanctônica e a dominância das cianobactérias no dispositivo de saída da lagoa de polimento.

### 3 REFERENCIAL TEÓRICO

#### 3.1 Lagoa de Polimento como pós-tratamento para reator UASB

O uso de lagoa de estabilização como pós-tratamento de reator UASB foi investigado por Peter Van et al. (1999). Os autores também observaram o uso de macrófitas, tipo lentilhas, nas lagoas do sistema UASB seguido de pós-tratamento, e obtiveram remoção média de 90% de DBO em uma concentração de 11 mg/L de SST.

No trabalho realizado por Mascarenhas et al. (2004) na ETE Nova Vista, município de Itabira, Minas Gerais, em lagoas de polimento operando em profundidades rasas ( $H=0,40\text{m}$  e  $0,60\text{m}$ ), foram encontrados resultados satisfatórios para concentração de DBO ( $30\text{ mg. L}^{-1}$ ) e amônia ( $2,0\text{ mg. L}^{-1}$ ) no efluente final.

Um sistema de tratamento de esgoto doméstico, composto por reator tipo UASB seguido de lagoas e filtro de pedra, localizado na cidade de Belo Horizonte, Minas Gerais, foi estudado por Dias et al. (2014), com o objetivo de observar a eficiência deste tipo de tratamento na remoção de nutrientes. A remoção da amônia foi considerada satisfatória com concentração final de  $10\text{ m.L}^{-1}$ , especialmente na primeira lagoa. Porém, pode-se observar um aumento da sua concentração na lagoa com maior atividade de algas.

No sistema composto por decantador, reator UASB, em escala real seguido de lagoa de polimento em escala experimental, na cidade de Belo Horizonte, Minas Gerais, foi possível observar o desempenho desse sistema e avaliar as variáveis físico químicas como: temperatura, pH, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos suspensos totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV), nitrogênio total entre outros. Durante o estudo, a lagoa apresentou um bom desempenho na remoção média de nutrientes como: DBO (58,9%), NTK (60,1%), N-amoniacal (57%) e coliformes termotolerantes (95,34%) (RODRIGUES et al. 2009).

No trabalho de Oliveira e von Sperling (2009) foram avaliados diversos tipos de pós-tratamento de reator UASB. De forma geral, foi observado que a inclusão de um pós tratamento, seja ele, aeróbio, anaeróbio ou físico-químico, pode ocasionar uma melhoria da qualidade do efluente final.

Em 2011 foram avaliados 166 sistemas de tratamento de águas residuárias, sendo seis processos de tratamento diferentes: filtro anaeróbio, tanque séptico, lagoa facultativa, lagoa anaeróbia, lagoa facultativa, lodo ativado, reatores UASB sozinho, reatores UASB seguido pelo pós-tratamento. O estudo comparou a qualidade do efluente e observou a remoção de

DBO, DQO, SST, NT, PT e CF. Para o pós-tratamento com lagoas facultativas, o desempenho observado foi menor do que o esperado, o que considerou as eficiências de remoção para DQO, SST e NT. Entretanto, foram alcançadas boas eficiências de remoção para PT e CF (OLIVEIRA e VON SPERLING, 2011).

Os sistemas de lagoas de polimento realizam a decomposição da matéria orgânica que não foi removida por outros processos de tratamento, como os reatores tipo UASB. Tal tratamento é realizado através da pouca eficiência dos reatores tipo UASB na remoção de DBO, requerendo geralmente um sistema de pós-tratamento, como um polimento, que é feito pela lagoa. As lagoas também têm uma efetiva remoção de patógenos.

### **3.2 Fitoplâncton em lagoas de polimento/estabilização**

O conhecimento da comunidade fitoplânctonica, assim como das variações nas condições físico-químicas, representa importante ferramenta para compreensão dos impactos nos ecossistemas aquáticos (BRASSAC e LUDWIG 2003; SILVA et al. 2009). Em lagoas de estabilização, a diversidade destes microrganismos foi avaliada por diversos autores, com o objetivo de verificar sua influência na matéria orgânica deste tipo de ambiente.

No estudo realizado por Shanthala et al. (2009), em lagoas de estabilização, em Shimoga, na Índia, foi observado um número total de 71 espécies de algas das divisões: Cyanophyceae, Chlorophyceae, Euglenophyceae, Bacillariophyceae e Desmidiaceae, em que as espécies *Chlorella* sp. e *Scenedesmus* sp., foram dominantes.

De forma semelhante, dentre os grupos fitoplanctônicos mais encontrados nas regiões brasileiras, em lagoas de estabilização, a divisão Chlorophyta ganha destaque por sua riqueza de espécies.

No estudo realizado por Aquino et al. (2010), na ETE Malvas, no município de Juazeiro do Norte, no estado do Ceará, amostras coletadas mensalmente, na saída das lagoas facultativas e de maturação, tiveram como representantes 23 táxons, distribuídos nas divisões: Cyanophyta, Euglenophyta, Bacillariophyta e Chlorophyta. Enquanto que na região metropolitana do Cariri, os diferentes grupos fitoplanctônicos encontrados foram representados por 22 táxons, distribuídos nas divisões: Cyanophyta (32%), Euglenophyta (18%), Bacillariophyta (5%) e Chlorophyta (45%) (AQUINO et al. 2011).

Em trabalho realizado por Riediger et al. (2014), na ETE Cascavel, Paraná, composta por lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa foram encontrados seis táxons, sendo eles das divisões: Chlorophyta (6%) e Euglenophyta (5%).

No trabalho realizado por Pham et al. (2014), em Cuenca Equador, foram identificados cinco divisões: Chlorophyta, Chrysophyta, Criptófitas, Cianobactérias e Euglenophyta. Como também, verificou-se a diversidade da distribuição das comunidades de algas que pode ter sido associada com a concentração de DBO.

Para a dominância de determinados grupos fitoplânctônicos é preciso avaliar as características apresentadas pelo acúmulo de nutrientes no meio, como por exemplo, nitrogênio e fósforo. A concentração desses nutrientes, associada ao crescimento de algas, pode ser um bioindicador de qualidade de um determinado ambiente, como as lagoas de estabilização.

A estação de tratamento de esgoto, em escala experimental, do campus da Universidade das Ilhas Baleares, Noroeste da cidade de Palma, foi estudada por Amengual-Morro et al. (2012). Os autores verificaram que o sistema demonstrou eficiência na remoção de matéria orgânica e nutriente. Os valores de clorofila relacionou-se com o pH, sendo esses interligados ao crescimento do fitoplâncton, visto que esses fatores contribuem para o desenvolvimento desses microorganismos.

No trabalho realizado por Pastich et al. (2016-B) na ETE Petrolândia, localizada em Pernambuco, foram observados resultados que apontaram para um domínio do grupo das Cyanophyta, seguida das Chlorophyta associado à influência do nitrogênio e fósforo. Também foi observado a dominância de espécies potencialmente tóxicas, pertencentes a divisão Cyanophyta. De acordo com Ferreira et al. (2005), as cianobactérias formam florações em água rica em nutrientes, devido ao fosfato presente em detergentes ou fertilizantes.

Estudos realizados na região semi-árida brasileira, em Estações de Tratamento de Esgoto, demonstraram a ocorrência de grupos fitoplânctônicos em relação a sua diversidade, frequência de ocorrência e espécies potencialmente tóxicas. O fitoplâncton encontrado em lagoas de estabilização pode caracterizar o ambiente de acordo com a dominância de determinadas espécies, o que visa o seu potencial tóxico (AQUINO et al. 2011; OLIVEIRA et al. 2010; AQUINO et al. 2010; PASTICH et al. 2016-A).

### **3.3 Principais espécies de microalgas encontradas em lagoas de estabilização**

Vasconcelos e Pereira (2001) realizaram estudo sobre a diversidade de microalgas em uma estação de tratamento de águas residuárias no norte de Portugal. O sistema era composto por um conjunto de três lagoas anaeróbia, facultativa e de maturação, foram encontrados os grupos Chlorophyta, Euglenophyta e Cyanobacteria (Ex.: *Microcystis aeruginosa*; *P.*

*mougeotii*; *Phormidium mucicola*), em que as cianobactérias foram consideradas as mais dominantes.

Em uma lagoa de estabilização composta por tanque de decantação seguido de lagoa de estabilização, operados individualmente no sistema de fluxo contínuo, localizada na cidade de Shimoga na Índia, foram encontradas espécies fitoplanctônicas distribuídas nas divisões Cyanophyceae (*Gleocapsa*, *Chlorococcus*, *Merismopedia tenuissima*, *Microcystis aeruginosum*), Chlorophyceae (*Scenedesmus*, *Oocystis*, *Pediastrum*), Euglenophyta (*Euglena*, *Phacus*, *Lepocinclis*, *Cryptomonas*), Bacillariophyta (*Cymbella*, *Gomphonema*, *Cyclotella*, *Navicula*, *Nitzshia*) e Desmidiaceae (*Closterium*, *Euastrum*, *Cosmarium*) (SHANTHALA M. et. al., 2009).

Para Soldatelli e Schwarzbald (2010), no trabalho realizado em lagoas de maturação, as espécies com maior densidade dentre os grupos estudados foram as Cianobacterias (13%): *Chlorella miniata*, *Synechocystis aquatilis*, *Surirella ovata*, *Lepocinclis fusiformis* e *Cosmarium* sp. e Chlorophyta (49%): *Chlamydomonas*, *Chlorella* e *Chlorococcum*.

No trabalho realizado por Aquino et al. (2010), em lagoa de estabilização de processo facultativo, localizada no Município de Barbalha, Ceará, foram encontrados 22 táxons distribuídos nas seguintes divisões: Cyanophyta (Ex.: *Microcystis aeruginosa*, *Merismopedia trolleri*, *Oscillatoria* sp., *P. isothrix*, *Geitlerinema unigranulatum*. (32%) ), Euglenophyta (18%), Bacillariophyta (5%), Chlorophyta (Ex.: *Chlamydomonas* sp. e *Carteria* sp. (45%) ).

O estudo de grupos fitoplânctônicos é difundido pelo mundo, visto que, o conhecimento de espécies ou gêneros, ajuda no entendimento de ambientes aquáticos, relacionando à presença das algas, à qualidade da água, como também, aos sistemas de tratamento de esgotos.

Amengual-Morro et al. (2012) avaliaram as comunidades fitoplanctônicas na estação de tratamento de esgoto, em escala experimental, da Universidade das Ilhas Baleares - Espanha. Dos grupos encontrados, os de maior evidência foram Cyanobacteria (*Microcystis aeruginosa* e *Spirulina* sp.) e Chlorophyta (*Chlamydomonas* sp, *Oocystis* sp, *Pandorina morum*).

No trabalho realizado nas lagoas de estabilização de águas residuais na região sul de Tehran (Iran), por A. Ahmadi et al. (2005), foi possível identificar 53 táxons distribuídos em Cyanophyta (17 táxons), Chlorophyta (22 táxons), Chrysophyta (11 táxons) e Euglenophyta (4 taxa), os quais aumentaram ou diminuíram de acordo com as condições ambientais, em que os gêneros mais predominantes foram: *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Microcystis*, *Merismopedia*, *Arthrospira*, *Chlamydomonas*, *Chlorococcum*, *Scenedesmus*, *Euglena*, *Nitzschia* e *Navicula*.

Pham et al. (2014), realizaram estudo em uma lagoa de estabilização, na cidade de Cuenca (Equador). Os grupos encontrados pelos autores foram: Chlorophyta (Ex.: *Closteriopsis sp.*; *Monoraphidium sp.*; *Scenedesmus sp.*; Chrysophyta, Cyanobacteria (Ex.: *Merismopedia mínima*; *Oscillatoria sp.*) e Euglenophyta.

Desta forma, o conhecimento dos grupos fitoplânctônicos quanto sua taxonomia e dominância da comunidade em lagoas de estabilização, é necessário para auxiliar as ações que possam viabilizar o controle operacional dos dispositivos de saídas e de disposição nos corpos receptores.

### 3.4 Cianobactérias em lagoas de polimento

As cianobactérias são normalmente encontradas em lagoas de polimento, fato atribuído ao seu fácil crescimento em elevada concentração de matéria orgânica. No estudo realizado por Vasconcelos e Pereira (2001) no sistema com conjuntos de lagoas anaeróbia, facultativa e de maturação, foram encontradas cianobactérias, em especial, a espécie com alto potencial tóxico, *Microcystis aeruginosa*.

As Cyanophyta são parte da divião que dominam ambientes aquáticos com altas cargas orgânicas, em lagoas de estações de tratamento de esgoto esse fato também é constante. Na Estação de Tratamento de Esgotos da Universidade de Caxias do Sul (UCS), foram encontrados, dentre o grupo das Cyanophyceae, alguns dos principais gêneros: *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Microcystis* e *Anabaena*, como também os gêneros: *Synechocystis Sauvageau* e *Chroococcus* (SOLDATELLI e SCHWARZBOLD, 2010).

No trabalho realizado por Furtado et. al. (2009), em uma lagoa facultativa localizada na cidade de Cajati, São Paulo, as cianobactérias apareceram como grupo dominante (90%) durante todo o período de estudo (verão e outono). Dentre os táxons encontradas, estão: *Synechocystis sp.*; *Aphanocapsa sp.*; *Merismopedia punctata*; *Merismopedia tenuissima*; *Lyngbya sp.*; *Phormidium sp.* e *Pseudanabaena sp.*

Os trabalhos realizados para verificação de cianobactérias potencialmente tóxicas são difundidos em todo Brasil, a fim de identificar quais variáveis interferem no crescimento desses grupos fitoplânctônicos em nível de reservatórios eutrófico ou lagoas de polimento. No reservatório eutrófico localizado no município de Feira nova, agreste de Pernambuco, foi possível identificar espécies como *Cylindrospermopsis raciborskii*, *P. agardhii* e *Geitlerinema amphibium*, assim como foi observado que o pH ficou na faixa alcalina em todos os pontos estudados (Oliveira et al. 2015).

O controle da densidade e presença de cianobactérias acontece por causa da necessidade de que os efluentes de estações de tratamento de esgoto não apresentem esses grupos, especialmente as espécies com potencial tóxico. No trabalho realizado por Ramos et al. (2016), foi observado pontos de coleta localizados nos mananciais superficiais que abastecem os municípios com Serviços Autônomos de Água e Saneamento na Zona da Mata Sul de Pernambuco e foram identificados táxons de cianobactérias: *Synechococcales*, *Chroococcales*, *Oscillatoriales*, *Spirulinales* e *Nostocales*. Apesar do estudo não apresentar valores acima dos limites estabelecidos pela legislação durante o período de estudo, os pesquisadores alertam para necessidade de monitoramento se houver espécies com potencial tóxico.

No trabalho realizado por Barrigton et al. (2013), em uma lagoa de maturação, na estação de tratamento de águas residuárias na região ocidental da Austrália, foram investigadas e identificadas cianobactérias potencialmente produtoras de cianotoxinas (*Microcystis*) e Chlorophyta (gênero *Chlamydomonas*, *Closterium*, *Scenedesmus*, *Monoraphidium* e *Pandorina*).

No trabalho realizado por Pastich et al. 20016(B) em um sistema de lagoa facultativa seguida de duas de maturação da cidade de Petrolândia, Pernambuco, foram identificados três grupos taxonômicos (Cyanophyta, Chlorophyta e Euglenophyta), como também foi avaliada as condições ambientais que pode influenciar na dinâmica do sistema em relação as algas. Nos resultados foram apontadas duas principais espécies de cianobactérias mais abundantes, são elas: *Oscillatoria* sp. e *Microcystis aeruginosa*, que são espécies consideradas potencialmente tóxicas.

O crescimento acelerado do fitoplâncton em lagoas de estabilização corresponde a eutrofização do ambiente, em que os grupos das cianobactérias são mais expressivos, visto que, em ambientes favoráveis, possuem estratégias de crescimento tais como, temperaturas acima de 20°C, alta incidência de luz entre outros, que geralmente promovem desmedidas florações, o que causa desequilíbrio ecológico e altera aspectos da água como cor e odor, além de serem consideradas potencialmente tóxicas.

### **3.5 Potencial tóxico das cianobactérias**

Por sua história evolutiva, as cianobactérias podem ser encontradas em quase todos os ecossistemas do mundo. Dos 150 gêneros conhecidos, 40 estão relacionados à produção de cianotoxinas. As cianotoxinas são caracterizadas como: neurotoxinas e hepatotoxinas. No

grupo das cianotoxinas, as microsistinas são as com maior ocorrência, portanto, trabalhos vêm sendo feitos para apontar técnicas que possam ter melhor identificação desta espécie (MOLICA e AZEVEDO 2009).

Para o Nordeste do Brasil, estudos como o realizado no reservatório de Carpina, Pernambuco, indicam a dominância das cianobactérias. As densidades acima do permitido pela legislação comprometem a qualidade da água. Considerando o fato de que a água deste reservatório presta-se ao consumo humano, assim como, o pescado produzido nesse ambiente, fazem-se necessárias medidas de controle das cianobactérias e o monitoramento de cianotoxinas (ARAGÃO et. al. 2007).

O domínio de espécies potencialmente tóxicas em determinados ambientes é identificado através dos grupos fitoplânctônicos. No trabalho realizado por Kotut et al. (2010), que investigou a composição do fitoplâncton do esgoto da cidade de Nakuru, foi encontrado o domínio das Chlorophyta em número de espécies e as Cyanopyta destacaram-se com maior incidência das *Microsistis sp.*, espécie com altos níveis de toxicidade.

O potencial tóxico das cianobactérias vem sendo estudado por muitos autores, visto que, a necessidade de conhecimento pode ajudar no monitoramento da água. No trabalho realizado por Baloot et al. (2010), foi identificado o aparecimento de cianotoxinas através de técnicas de PCR em água no nordeste da Alemanha.

As concentrações de algumas variáveis ambientais podem determinar o aumento das cianobactérias, como por exemplo, a turbidez. No trabalho realizado por Bittencout-Oliveira et al. (2012) em um reservatório eutrófico (reservatório Arcoverde) localizado na no município de Pedra, em Pernambuco, foi encontrado a dominância da espécie *Planktothrix agardhii*, que teve seu crescimento relacionado ao aumento da turbidez e fósforo dissolvido.

Estudos relacionam o alto poder de toxicidade das cianobactérias através da identificação de espécies que indicam o potencial tóxico dentro dos grupos fitoplanctônicos. Para identificação destas espécies, além de técnicas convencionais, são aplicadas tecnologias inovadoras, como Reação em cadeia da Polimerase – PCR que podem identificar os genes potencialmente produtores de toxinas em espécies de algas.

No trabalho realizado por S. MBEDI et al. (2005), através da técnica de PCR foram estudados 46 cepas de *Planktothrix*, inclusive o grupo das produtoras de microsistinas.

Outro estudo que foi viabilizado através da técnica da PCR, foi o de Vaitomaa et al. (2003), que identificou os gêneros *Microcystis* e *Anabaena* nas cepas utilizadas em lagos da Finlândia.

Alguns episódios que apresentaram eventos de óbito no Nordeste ficaram famosos no país. Em 1988, na Bahia, 2000 pessoas foram acometidas por gastroenterite após terem consumido água do reservatório de Itaparica. Teixeira et al. (1993), relataram o óbito de 88 pessoas, na sua maioria crianças, no município de Paulo Afonso, após um evento de floração das cianobactérias *Microcystis* sp. e *Anabaena* sp..

Outro incidente que obteve casos de óbito além de intoxicação por cianotoxinas comprovada, ocorreu em Caruaru, Pernambuco, em 1996, numa clínica de hemodiálise, em que 123 pacientes em tratamento de hemodiálise foram intoxicados e 76 pacientes renais crônicos vieram a óbito (CARMICHAEL et al. 2001).

Para Azevedo et al. (2002), esse caso que provocou a morte dos pacientes em março de 1996, foi relacionado principalmente a presença de espécies cianobactérias presentes no reservatório de abastecimento da clínica de hemodiálise. Do total de espécies estudadas, as cianobactérias foram dominantes em 99% do estudo.

Segundo Tsukamoto e Takahashi (2007), o incidente em Caruaru foi considerado o primeiro evento comprovado no mundo de morte de pessoas por cianotoxinas. Os compostos foram identificados tanto no meio externo, como no fígado dos pacientes, tornando-se um marco na bibliografia médica mundial. Assim, fica demonstrada a importância sobre o conhecimento da comunidade fitoplanctônica.

### **3.6 Influência das Macroalgas na comunidade fitoplanctônica em lagoas de polimento/estabilização**

As macrófitas são utilizadas para tratamento de esgoto doméstico, visto que, os estudos apontam para a remoção de nutrientes em sua presença. Como são de fácil reprodução em ambientes com alta carga orgânica, a prerrogativa é utilizá-la para manejo em pastagens e adubo. Ao serem inseridas nos sistemas de tratamento de esgotos por lagoas, logo tomam a superfície da água e impedem a penetração de luz e, conseqüentemente, a diversificação de *Lemna* (em especial as chamadas “Lentilhas d’água”) tem preferência por nitrogênio (KÖRNER et al. 2003).

No trabalho realizado por Hammouda et al. (1995) na estação de águas residuárias da cidade de Beni-Suef, Egito, em escala piloto, foi realizado o estudo do cultivo da macrófita *Lemna gibba* para possível remoção de nutrientes orgânicos, metais pesados e fitoplâncton. Para o parâmetro fósforo foi alcançada uma remoção entre 60 a 92% enquanto o nitrato correspondeu 99,4%. O experimento demonstrou que a *Lemna* reduz efetivamente a

penetração de luz solar e compete fortemente com as algas na absorção de nutrientes, com isso, o trabalho comprovou que a redução total da comunidade fitoplânctonica variou entre 85,9 e 90,3%.

Em um sistema de escala piloto na Universidade de Birzeit, por Zimmo et al. (2000), investigaram a comparação de tratamento de águas residuárias em tanques que contém lentilha-d'água e algas e observaram as diferentes condições ambientais na transformação do nitrogênio. O trabalho demonstrou a remoção de nitrogênio total no tanque a base de Lentilha de 42-62%, enquanto os que continham algas foram removidos de 48 a 58%. Para a remoção de fósforo nos dois tanques foram observados remoção de 74 e 80%, respectivamente.

Zimmo et al. (2005) realizaram trabalho em um sistema de tanques, em escala piloto, da cidade para tratamento de esgoto doméstico, no campus da Universidade de Birzeit, Jerusalém, com o objetivo de analisar a carga orgânica de um sistema baseado em lagoa de estabilização. No estudo foi encontrada maior remoção de concentrações de DBO no sistema com lentilha-d'água do que no sistema composto por algas, como também, para a remoção de fósforo, foi alcançada maior eficiência no sistema de lentilha-d'água.

No trabalho realizado por Wallace et al. (2015) na estação de tratamento águas residuárias na cidade de Ontário, Canadá, foi feita a avaliação da distribuição das algas e espécies de macrófitas. Durante o estudo foi possível observar um crescimento da lentilha-d'água durante o verão, que pode limitar o crescimento das algas e conseqüentemente, reduz a concentração de OD ao longo da coluna de água. Os grupos taxonômicos que foram identificados durante todo o estudo foram: Chlorophyta e Embriófitas Estreptófitas.

As macrófitas são utilizadas em tratamento de esgoto por apresentarem capacidade de absorção de nutrientes orgânicos e também metais pesados. A capacidade em tolerar e absorver altas quantidades de metais pesados denota a este grupo uma promessa de novas tecnologias a partir de sua utilização. A espécie *Lemna aequinoctialis* apresenta um bom desempenho nesta função, isso foi demonstrado no trabalho realizado por Pio et al. (2013) na região da cidade de Manaus.

#### **4 MATERIAIS E MÉTODO**

O município de Rio Formoso-PE está localizado na microrregião denominada Mata Meridional Pernambucana, situado a 08°39'31'' de latitude sul e 35°08'35.6'' de longitude oeste, a 92 km da sua capital, Recife (Figura 4.1). Limita-se ao norte com o município de



## 4.2 Etapa de campo

As coletas das amostras foram realizadas em seis campanhas, no período de Agosto de 2015 a Janeiro de 2016, nos pontos localizados na saída do reator UASB, dentro da lagoa de polimento e na saída da ETE, conforme descritos na Figura 4.2.

As amostras foram coletadas a cada duas horas, com os seguintes horários definidos para as coletas: 9h, 11h, 13h, 15h e 17h. Em todos os horários foram coletadas amostras para todas as análises, com exceção do ponto de entrada (P1) que foi coletado apenas no primeiro horário (9h). Foram utilizadas para análises físico-químicas as amostras dos pontos P1, PC e P6. Enquanto que, para as análises do fitoplâncton foram utilizadas amostras dos pontos P2, P3, P4, P5 e P6.

Os parâmetros obtidos em campo foram: OD, pH, temperatura com o auxílio de uma sonda multiparâmetro da marca HACH - modelo HQ40d, turbidez com o auxílio de um turbidímetro da marca HACH - modelo 2100P e disco de Secch. As amostras para análises físico-químicas foram coletadas em recipientes de plástico de polipropileno, com auxílio de garrafa de Van Dorn de 2 L, quando em profundidade, identificadas para cada análise. As amostras para análise do fitoplâncton foram preservadas com lugol acético a 4% para caracterização taxonômica dos organismos.

Todas as amostras, depois de identificadas e preservadas, foram transportadas para o Laboratório de Saneamento Ambiental – LSA da Universidade do Federal de Pernambuco – UFPE, onde foram realizadas análises físico-químicas (por período inferior a 24 horas após a coleta) e análise do Fitoplâncton.

## 4.3 Etapa de laboratório

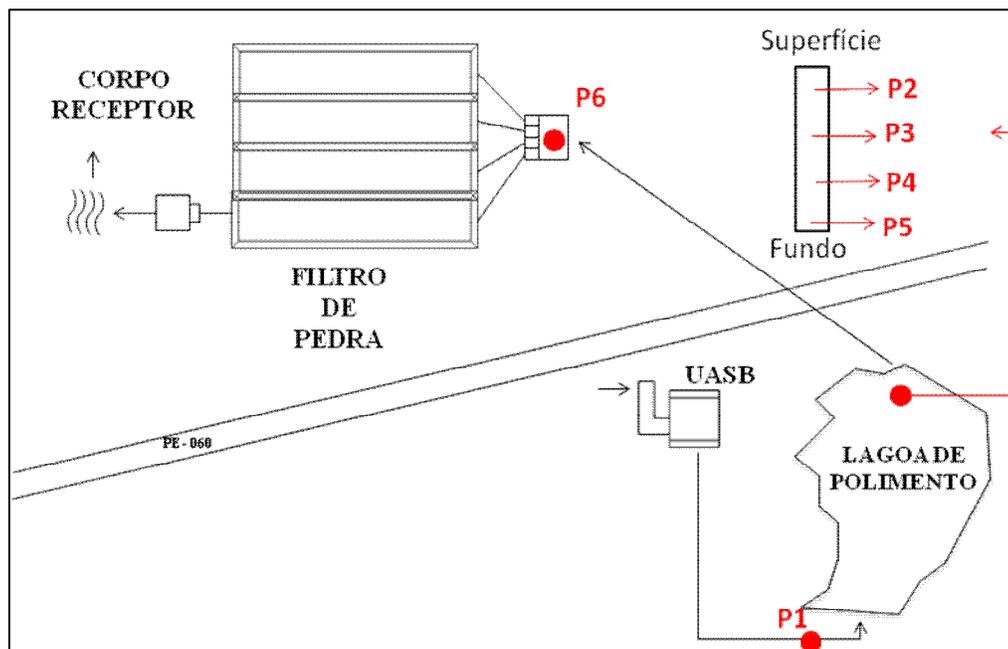
As análises dos parâmetros físico-químicos e biológicos foram realizadas de acordo com a metodologia descrita no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, APHA (2012), (Tabela 4.2).

## 4.4 Identificação e quantificação do Fitoplâncton

Para a identificação dos organismos fitoplanctônicos foi utilizado microscópio óptico binocular da marca Leica-DME, com até 1.000 vezes de aumento equipado com objetiva de 10x, 20x, 40x e 100x e ocular de medição acoplada. Foram preparadas lâminas com amostra *in natura* e material preservado com lugol acético, observadas em objetivas de 40x e 100x,

esta última com o auxílio de óleo de imersão. Para a caracterização morfológica foi utilizada bibliografia pertinente, o que viabilizou a comparação e identificação dos táxons.

Figura 4.2 - Desenho esquemático da localização dos pontos de coleta localizados na lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso.



Fonte: Elaborado pela autora.

Nota. Descrição dos pontos de coleta na ETE – Rio Formoso durante o período de estudo: **P1**- Afluente da lagoa; **P2** - Amostra da coluna d'água; **P2** - Amostra à 10 cm da superfície; **P3** - Amostra à 30 cm da superfície d'água; **P4** - Amostra à 60 cm da superfície d'água; **P5** - Amostra à 90 cm da superfície d'água e **P6** - Efluente da lagoa de polimento.

Tabela 4.2 - Parâmetros físico-químicos analisados em laboratório.

Análises	Unidade	Métodos analíticos
DQO (total e filtrada)	mg. L <sup>-1</sup>	Colorimétrico (5220-D)
DBO (total e filtrada)	mg. L <sup>-1</sup>	Manométrico (Oxítóp) (5210-D*)
Fósforo total (total e filtrado)	mg. L <sup>-1</sup>	Vanadato-molibidado (4500-P-C)
Ortofosfato	mg.L <sup>-1</sup>	Vanadato-molibidado (4500-P-C)
N-NTK (total e filtrado)	mg.L <sup>-1</sup>	Macro-Kjedhal (4500-NTK-B)
Nitrogênio amoniacal (total e filtrado)	mg.L <sup>-1</sup>	Titulométrico (4500-NH <sub>3</sub> -C)
SS (total e volátil)	mg.L <sup>-1</sup>	Gravimétrico (2540-A)
Clorofila a	mg.L <sup>-1</sup>	Espectrofotométrico (10200-H)

(\*) Metodologia modificada para amostra filtrada.

Devido às mudanças contínuas na posição sistemática dos grupos de algas, foram utilizados diferentes sistemas de classificação, de acordo com o grupo de algas considerado. As seqüências de ordens e famílias dentro de cada classe, de gênero dentro de cada família e de espécie dentro de cada gênero estão em ordem alfabética. As espécies foram identificadas a partir de bibliografia especializada, tais como ANAGNOSTIDIS e KOMARÉK (1988), BICUDO e MENEZES (2005), LEE (1989), HENTSCHKE e PRADO (2012), PARRA et al. (1983).

Para a quantificação da comunidade fitoplânctonica foi utilizado o método descrito por Edler (1979), realizado através da técnica de sedimentação utilizando câmara de Utermöhl de 2 mL em microscópio invertido da marca Feldmann Wild leitz-invert 1500. Para o cálculo do transecto o microscópio invertido foi calibrado com o auxílio de uma lâmina micrométrica. Em virtude da elevada quantidade de indivíduos, as amostras foram diluídas na proporção 1:4, o que facilitou a contagem na câmara de 2 mL.

Para os indivíduos filamentosos, tendo em vista elevada abundância, foi calculada a média da contagem das células dos primeiros trinta filamentos. Para as demais espécies unicelulares e coloniais, a contagem foi realizada normalmente.

#### 4.5 Tratamento dos resultados

A Abundância Relativa (Lobo e Leighton, 1986) foi calculada a partir dos resultados de densidade, com base na contagem total dos organismos em cada amostra, de acordo com a seguinte equação:

$$\text{Abundância (\%)} = (n \times 100) / N$$

Em que:

n = o número de indivíduos de cada táxon;

N = o número total de indivíduos de todos os táxons.

De acordo com os resultados de Abundância Relativa de organismos, os táxons foram classificados nas seguintes categorias:

- Dominante.....>50 %
- Abundante..... ≤ 50 e >30 %
- Pouco abundante..... ≤ 30 e >10 %
- Rara.....≤ 10 %

A Densidade Específica dos microorganismos (Villafañe e Reid, 1995) foi calculada de acordo com a seguinte fórmula:

$$D = \frac{N}{V_c}$$

Sendo  $V_c$ :

$$V_c = \frac{A_c \times V}{A_t}$$

Em que:

D = Densidade específica (cel.mL<sup>-1</sup>)

N = Número de células contadas

$V_c$  = Volume contado (mL)

$A_c$  = Área contada

V = Volume da amostra (volume sedimentado na câmara de Utermohl)

$A_t$  = Área total da câmara de contagem

A Riqueza é definida como a quantidade total de indivíduos, nas divisões do fitoplâncton, expressos em gêneros ou espécies presentes nas amostras analisadas.

A Freqüência de Ocorrência segundo Mateucci e Colma (1982) é o número de vezes que um táxon ocorreu nas amostras de acordo com a seguinte equação:

$$F = P \times 100 / p$$

Em que:

P = n<sup>o</sup> de amostras contendo a espécie

p = n<sup>o</sup> total de amostras examinadas.

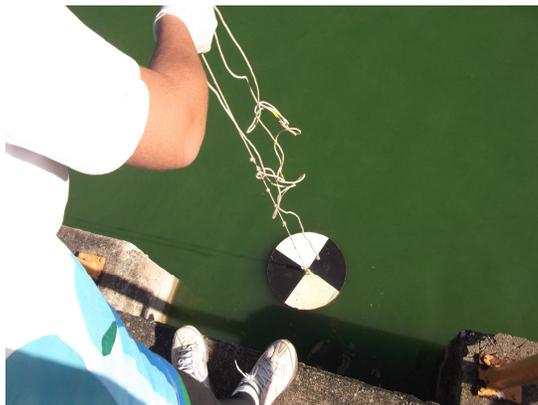
De acordo com a Freqüência de Ocorrência foram estabelecidos os seguintes critérios de classificação:

- Muito frequente.....> 70%
- Frequente.....≤ 70% e >40 %
- Pouco frequente.....≤40% e > 20%
- Esporádica.....≤ 20%

## 4.6 Zona eufótica

A zona eufótica é determinada pelas variações da turbidez da água, zona da qual expressa à produtividade primária na coluna d'água. O desenvolvimento das algas, por exemplo, na zona eufótica é delimitada através dos valores apresentados no disco de Secchi e este valor é multiplicado por um fator, foi utilizado no presente estudo o fator 3 (três) mais comum no Brasil. O disco de Secchi utilizado possui 30 cm de diâmetro (Foto 1), em material de aço com uma corda de 2 m de comprimento que puxa o disco na vertical (ESTEVES, 2011).

Figura 4.3 - Disco de Secchi utilizado durante a coleta na lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso.



Fonte: Acervo pessoal

## 5 RESULTADOS

### 5.1 Avaliação do comportamento da lagoa

A fim de avaliar o comportamento da lagoa de polimento, foram realizadas análises físico-químicas (temperatura, pH, OD, DQO, DBO, SST, SSV, N-NTK, N-amoniaco, Fósforo total e ortofosfato) nos pontos afluente (P1) e efluente (P6), no período de Agosto de 2015 a Janeiro de 2016. Ressalta-se que para a avaliação do comportamento da lagoa, as coletas foram realizadas às 9 horas.

Para os parâmetros que determinam a matéria orgânica e os nutrientes, foi realizada a filtração das amostras, visto que, as algas são contabilizadas na determinação desses

parâmetros. Portanto, serão descritos durante o texto decorrente os resultados das amostras classificadas como brutas e filtradas.

### *5.1.1 Temperatura, pH, Oxigênio dissolvido e Turbidez*

A Figura 5.1 mostra os resultados para os parâmetros de temperatura, pH, OD e turbidez. As temperaturas mínimas registradas foram de 26,1 °C (P1) e 28,9 °C (P6) em Agosto/15, já as máximas, ocorreram em Dezembro/15, sendo 32 e 29,6°C para P1 e P6, respectivamente. Para o pH, os menores valores encontrados foram de 6,1 (P1) e 7,0 (P6), em Janeiro/16 e Dezembro/15, respectivamente. O maior valor de pH ocorreu para o efluente da lagoa (P6), cujo valor foi 7,5.

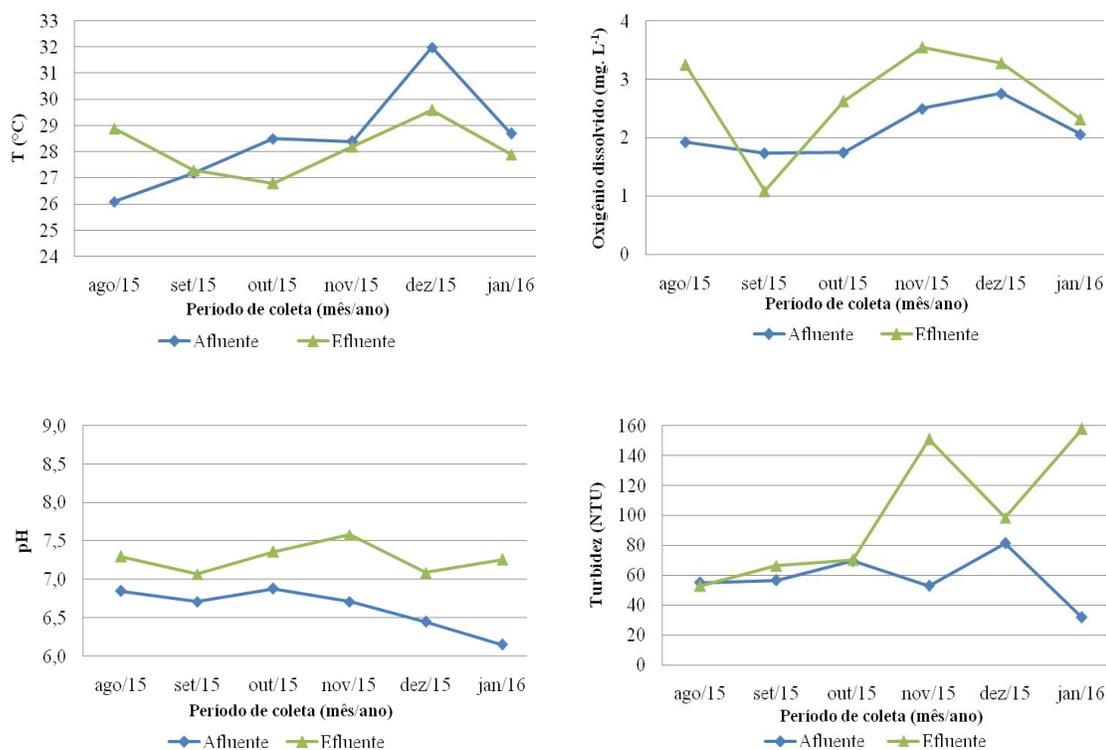
Para os valores de oxigênio dissolvido (OD) foram observadas concentrações de 1,93 mg.L<sup>-1</sup> (Agosto/15) a 2,74 mg.L<sup>-1</sup> (Janeiro/16) em P1. No ponto P6, o OD permaneceu entre 1,09 mg.L<sup>-1</sup> (Setembro/15) a 3,55 mg.L<sup>-1</sup> (Novembro/15).

O valor mínimo e máximo da turbidez observados para o afluente foram 52,9 NTU (Novembro/15) e 81,5 NTU (Dezembro/15), já para o efluente, foram 53,0 NTU (Agosto/15) e 158 NTU (Janeiro/16), como na Figura 5.2. A turbidez manteve-se abaixo de 80 NTU de Agosto a Outubro de 2015, com picos acima desse valor nos meses de Novembro de 2015 e Janeiro de 2016. Já no mês de Dezembro, foram 81,5 (P1) e 95,8 (P6) NTU.

### *5.1.2 Matéria Orgânica*

Na Figura 5.2 estão apresentadas as DQO brutas (A), que variaram de 91,44 mg.L<sup>-1</sup> (Outubro/15) a 132,31 mg.L<sup>-1</sup> (Novembro/15) para P1 (afluente da lagoa) e de 47,44 mg.L<sup>-1</sup> (Agosto/15) a 167,65 mg.L<sup>-1</sup> (Dezembro/15 e Janeiro/16) para P6. Para a DQO filtrada (Figura 4.2 B) os valores mínimo e máximo no afluente (P1) foram de 59,17 mg.L<sup>-1</sup> (Novembro/15) e 75,74 mg.L<sup>-1</sup> (Agosto/15 e Setembro/15) e no efluente (P6) foram 23,28 mg.L<sup>-1</sup> (Agosto/15) e 89,44 mg.L<sup>-1</sup> (Dezembro/15). A DBO filtrada (Figura 4.2 C) em P1 (afluente da lagoa) variou de 8 mg.L<sup>-1</sup> (Agosto/15) a 48 mg.L<sup>-1</sup> (Novembro/15) e em P6 (efluente da lagoa) variou de 2 mg.L<sup>-1</sup> (Agosto e Novembro/15) a 16 mg.L<sup>-1</sup> (Dezembro/15).

Figura 5.1 - Temperaturas em °C, Potenciais Hidrogeniônicos, Oxigênio dissolvido em mg.L<sup>-1</sup> e turbidez em NTU durante os meses de coleta nos pontos P1 (afluente) e P6 (efluente) da lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso.



### 5.1.3 Sólidos suspensos totais e voláteis

A Figura 5.3 representa a concentração de sólidos suspensos totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV) durante os meses da pesquisa. As concentrações mínima e máxima de SST em P1 (afluente da lagoa) foram 9 mg.L<sup>-1</sup> (Janeiro/16) e 54 mg.L<sup>-1</sup> (Setembro/15) e para P6 (efluente da lagoa) foram 47 mg.L<sup>-1</sup> (Agosto/15) e 132 mg.L<sup>-1</sup> (Setembro/15). Já as concentrações mínima e máxima de SSV em P1 (afluente da lagoa) foram 1 mg.L<sup>-1</sup> (Janeiro/16) e 47 mg.L<sup>-1</sup> (Setembro/15) e em P6 (efluente da lagoa) foram 17 mg.L<sup>-1</sup> (Agosto/15) e 117 mg.L<sup>-1</sup> (Setembro/15).

Figura 5.2 – DQO bruta (A) e DQO filtrada (B) em  $\text{mg.L}^{-1}$ , DBO filtrada (C) em  $\text{mg.L}^{-1}$  durante os meses de coleta nos pontos P1 (afluente) e P6 (efluente) da lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso.

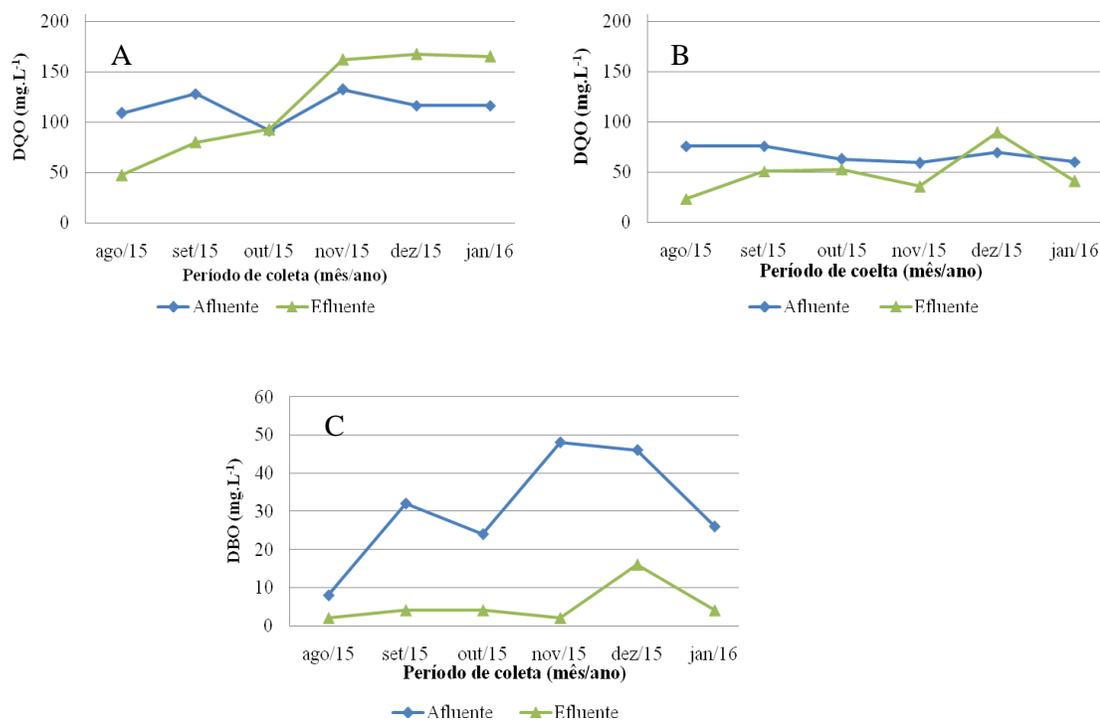
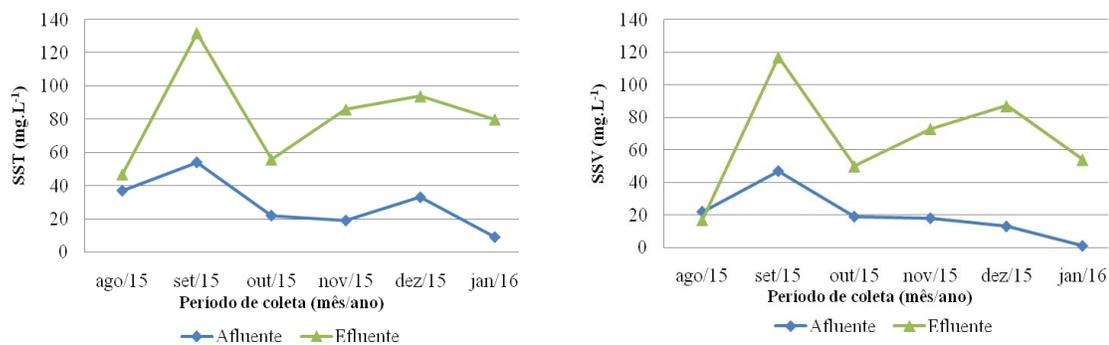


Figura 5.3 - Sólidos suspensos totais (SST) e Sólidos suspensos voláteis (SSV) em  $\text{mg.L}^{-1}$  durante os meses de coleta nos pontos P1 (afluente) e P6 (efluente) da lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso.



#### 5.1.4 Nutrientes

A Figura 5.4 representa a variação das concentrações de N-NTK bruto (A) e filtrado (B) e de N-amoniaco bruto (C) e filtrado (D) durante os meses de coleta nos pontos P1 (afluente) e P6 (efluente) da lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso. Em P1 (afluente da

lagoa) as concentrações mínima e máxima foram de 30,73 mg.L<sup>-1</sup> e 42,53 mg.L<sup>-1</sup>, em Novembro/15 e Janeiro/16, respectivamente (Figura 5.4 A). Para P6 (efluente da lagoa) os valores mínimo e máximo observados foram de 13,24 mg.L<sup>-1</sup> e 25,41 mg.L<sup>-1</sup>, em Agosto/15 e Janeiro/16, respectivamente (Figura 5.4 A). Já as concentrações de N-NTK filtrado (Figura 5.5 B) os valores no afluente (P1) foram de 13,79 mg.L<sup>-1</sup> e 42,18 mg.L<sup>-1</sup>, em Agosto/15 e Janeiro/16. No efluente (P2), as concentrações de N-NTK filtrado foram 12,08 mg.L<sup>-1</sup> (Outubro/15) e 24,39 mg.L<sup>-1</sup> (Janeiro/16).

Para o nitrogênio amoniacal bruto (Figura 5.4 C) as concentrações mínima e máxima em P1 (afluente da lagoa) foram 29,73 mg.L<sup>-1</sup> (Dezembro/15) e 34,46 mg.L<sup>-1</sup> (Janeiro/16) e em P6 (efluente da lagoa) foram 9,20 mg.L<sup>-1</sup> (Agosto/15) e 18,46 mg.L<sup>-1</sup> (Setembro/15). Já as concentrações mínima e máxima de nitrogênio amoniacal filtrado (Figura 5.4 D) do afluente (P1) foram 23,94 mg.L<sup>-1</sup> (Agosto/15) e 33,39 mg.L<sup>-1</sup> (Janeiro/16) e do efluente (P6) foram 6,66 mg.L<sup>-1</sup> (Novembro/15) e 18,31 mg.L<sup>-1</sup> (Setembro/15).

As concentrações mínima e máxima de P-total bruto (Figura 4.5 A) em P1 (afluente da lagoa) foram de 0,54 mg.L<sup>-1</sup> (Agosto/15) e 4,55 mg.L<sup>-1</sup> (Novembro/16) e para P6 (efluente da lagoa) foram 0,53 mg.L<sup>-1</sup> (Agosto/15) e 3,58 mg.L<sup>-1</sup> (Janeiro/16). Para as concentrações de fósforo total (P-total) filtrado (B) os valores no afluente (P1) foram de 0,54 mg.L<sup>-1</sup> (Agosto/15) a 4,25 mg.L<sup>-1</sup> (Novembro/15). No efluente (P2) foram observados valores de 0,53 mg.L<sup>-1</sup> (Agosto/15) a 2,19 mg.L<sup>-1</sup> (Dezembro/15).

As concentrações de Ortofosfato (C) foram observadas nos meses de Setembro/15 a Janeiro/16, porém, no mês de Agosto/15, por problemas técnicos, não foi possível a análise de tal parâmetro. No afluente (P1) os valores foram de 1,07 mg.L<sup>-1</sup> (Setembro/15) a 3,63 mg.L<sup>-1</sup> em Dezembro/15. Para o efluente (P6) foram observados concentrações de 0,27 mg.L<sup>-1</sup> (Outubro/15) a 2,01 mg.L<sup>-1</sup> (Dezembro/15) (Figura 5.5).

Figura 5.4 - N-NTK bruto (A) e filtrado(B), N-amoniaco bruto(C) e filtrado(D) durante os meses de coleta nos pontos P1 (afluente) e P6 (efluente) da lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso.

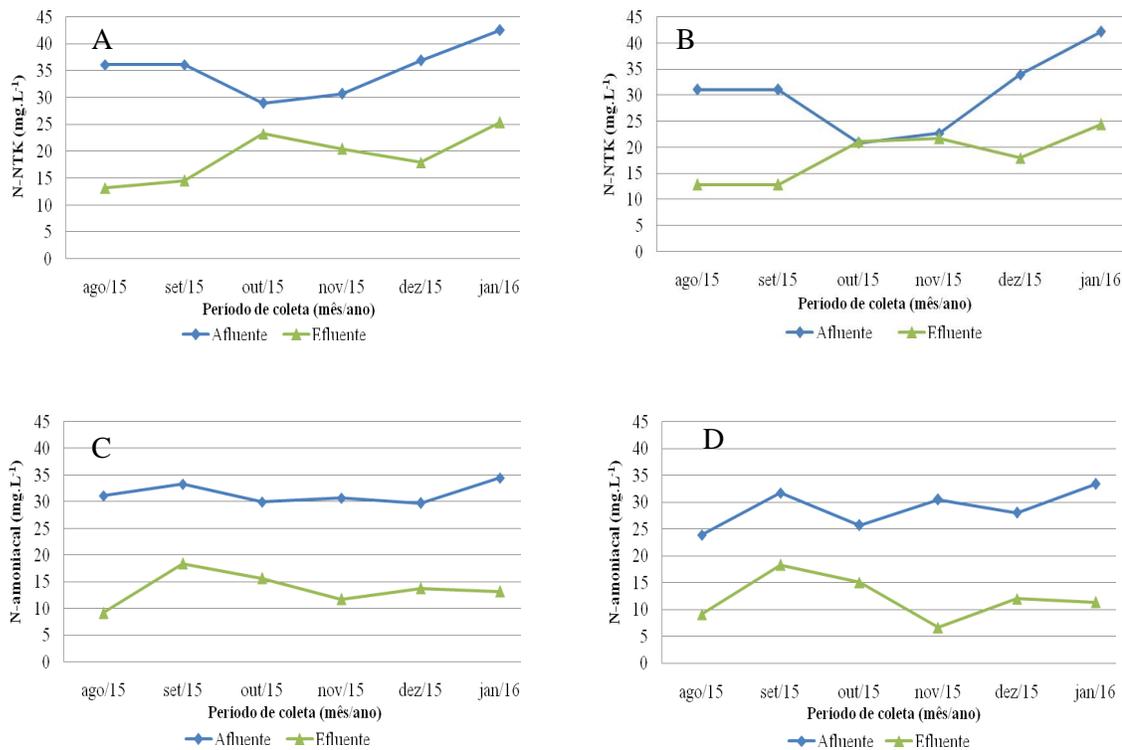
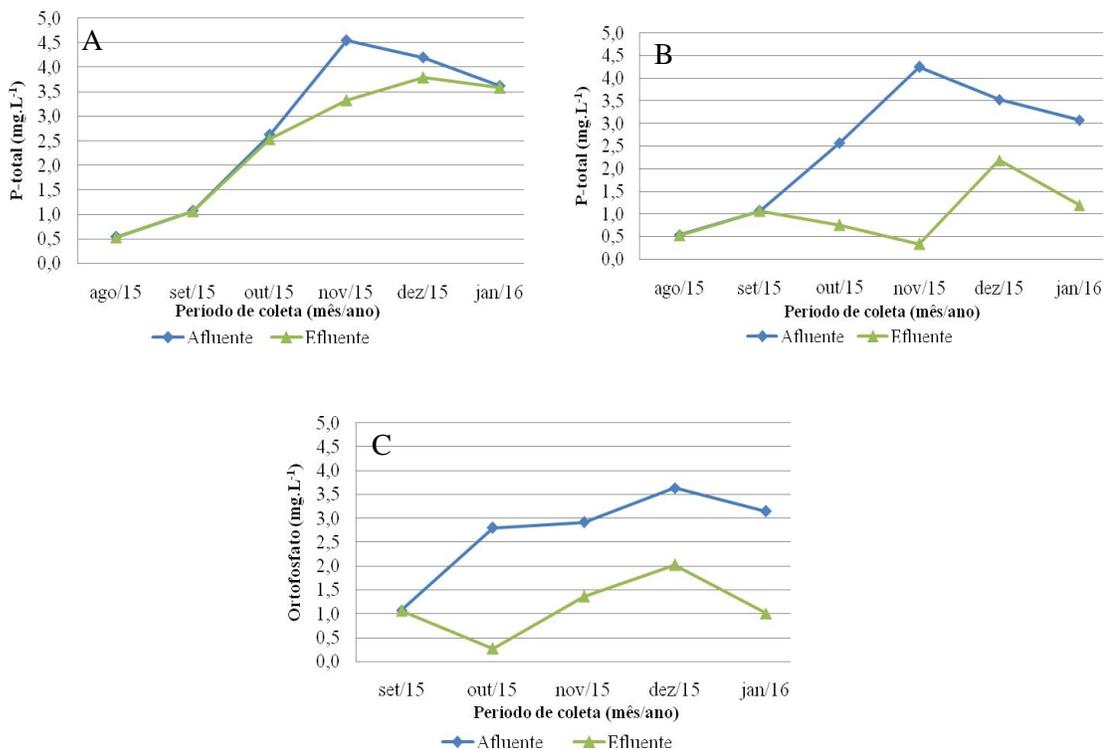


Figura 5.5 - Fósforo total bruto (A) e filtrado (B) e ortofosfato (C) durante os meses de coleta nos pontos P1 (afluente) e P6 (efluente) da lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso.



## 5.2 Avaliação da estratificação da lagoa

### 5.2.1 Temperatura, pH, Oxigênio dissolvido e turbidez

A Figura 5.6 apresenta o perfil de temperatura ao longo da coluna de água. Os valores de temperatura variaram de 30,9°C (9h) a 25,2°C (17h). Para todos os meses estudados, os maiores valores foram observados no intervalo de maior radiação solar (de 13 às 15h). A temperatura da água foi aumentando de Agosto a Dezembro, voltando a reduzir em Janeiro. A Figura 5.7 apresenta as variações de pH ao longo da coluna de água. Os valores médios de pH foram aumentando de Agosto com 6,9 (P5-17h) a Dezembro com 8,5 (P2-15h), assim como os dados de temperatura e voltaram a reduzir em Janeiro/2016 com valores em torno de 7,0 (P2-9h). Os maiores valores de pH foram, de forma geral, nos horários de 13 e 15h. No mês de Janeiro, não ocorreu estratificação nos valores de pH, assim como na temperatura.

A Figura 5.8 apresenta a concentração de oxigênio dissolvido na coluna d'água. Os meses com maior estratificação química foram Outubro, Novembro e Dezembro com 15,65 mg.L<sup>-1</sup> (P3-13h), 20,15 mg.L<sup>-1</sup> (P3-15h) e 18,29 mg.L<sup>-1</sup> (P2-15h), respectivamente, seguindo a mesma tendência observada na temperatura. Nos meses de Agosto e Setembro de 2015 e Janeiro de 2016 foram observadas as menores concentrações, com 1,4 mg.L<sup>-1</sup> (P5-9h), 4,6 mg.L<sup>-1</sup>(P3-11h) e 5,3 mg.L<sup>-1</sup> (P2-13h), respectivamente, como também não se observa estratificação química neste período.

A Figura 5.9 apresenta os valores observados para a turbidez na coluna d'água. No mês de Agosto de 2015, o ponto com maiores valores foi o P5-90 cm com 81(9h) a 50 NTU (17h), ocorrendo uma pequena diminuição ao decorrer do tempo. Esse mesmo procedimento ocorreu para os menores valores que ocorreram na superfície (P2-10 cm) com valores de 53,0 (9h) a 35,0 NTU (17h).

Para o mês de Setembro de 2015, maiores valores foram observados na superfície (P2-10 cm) com 92,5 (9h) a 75,5 NTU (17h). No mês de Outubro de 2015 as maiores concentrações foram de 58,3 (9h) e 70,5 NTU (13h) em P5-90 cm e menores concentrações na superfície (P2-10 cm) com 57 (9h) e 61 NTU (11h) em P3-30 cm.

No mês de Novembro e Dezembro de 2015 foram observados maiores variações de 194 (17h) a 122 NTU (17h) nos pontos P4-60 cm e P2-10 cm, respectivamente. As menores concentrações para os mesmos meses foram de 97,3 (11h) a 151 NTU (11h) no ponto P5-90 cm. Para o mês de Janeiro de 2016 os valores foram de 144 (9h e 11h) a 127 NTU (13h) em P3-30 cm, menores valores foram de 106 (15h) a 137 NTU (9h) em P3-30 cm e P4-60 cm,

respectivamente. Nos meses de Agosto, Setembro e Outubro de 2015 os valores que foram registrados ficaram abaixo de 100 NTU, enquanto que para os meses de Novembro, Dezembro de 2015 e Janeiro de 2016, a faixa foi acima desse valor.

Figura 5.6 - Temperatura em °C durante os meses de coleta nos pontos P2 (10cm), P3 (30cm), P4 (60cm) e P5(90cm) nos horários 9h, 11h, 13h, 15h e 17h da lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso, nos meses de Agosto a Dezembro de 2015 e Janeiro de 2016.

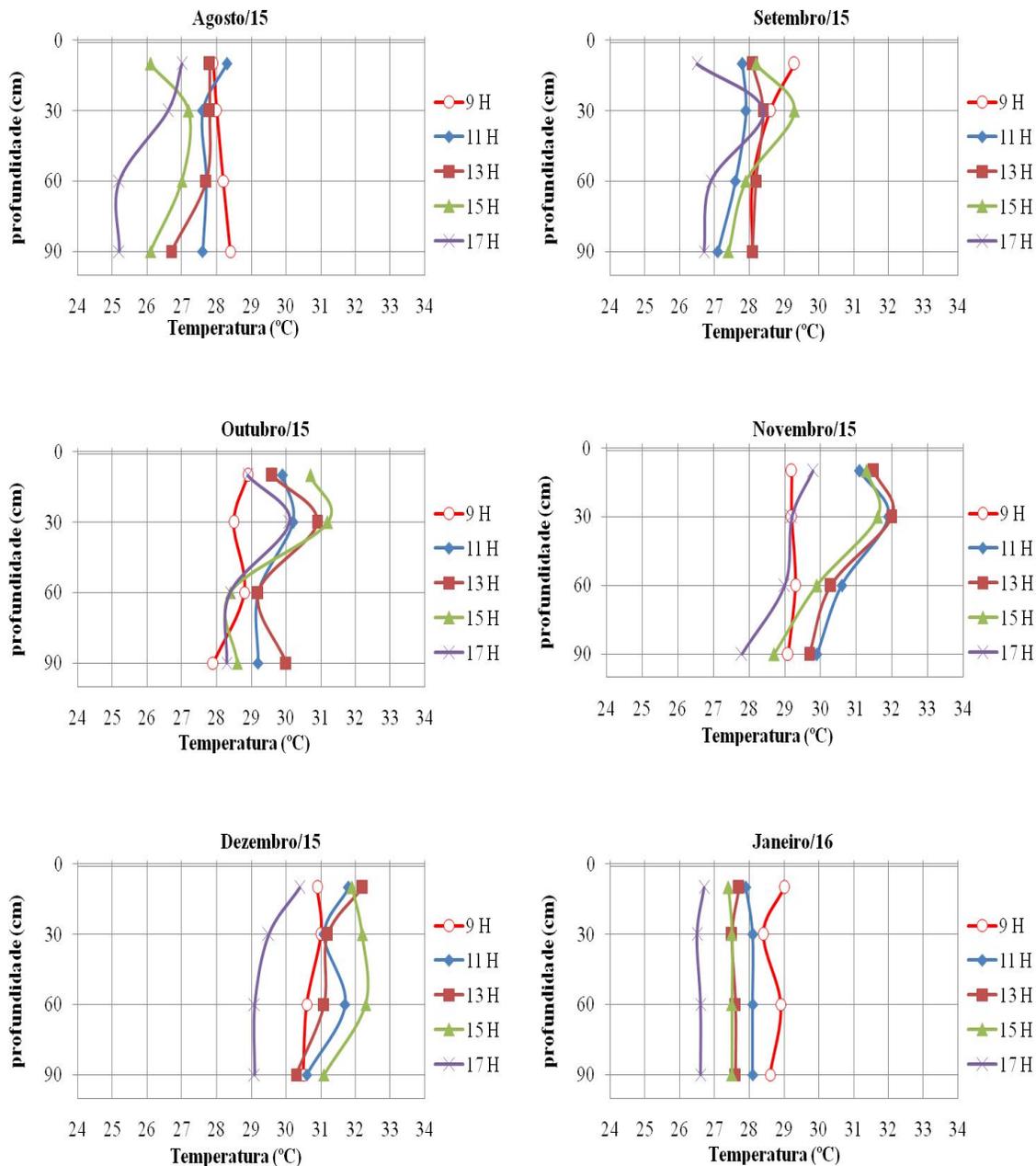


Figura 5.7 - Potenciais Hidrogeniônicos durante os meses de coleta nos pontos P2(10cm), P3(30cm), P4(60cm) e P5(90cm) nos horários 9h, 11h, 13h, 15h e 17h da lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso, nos meses de Agosto a Dezembro de 2015 e Janeiro de 2016.

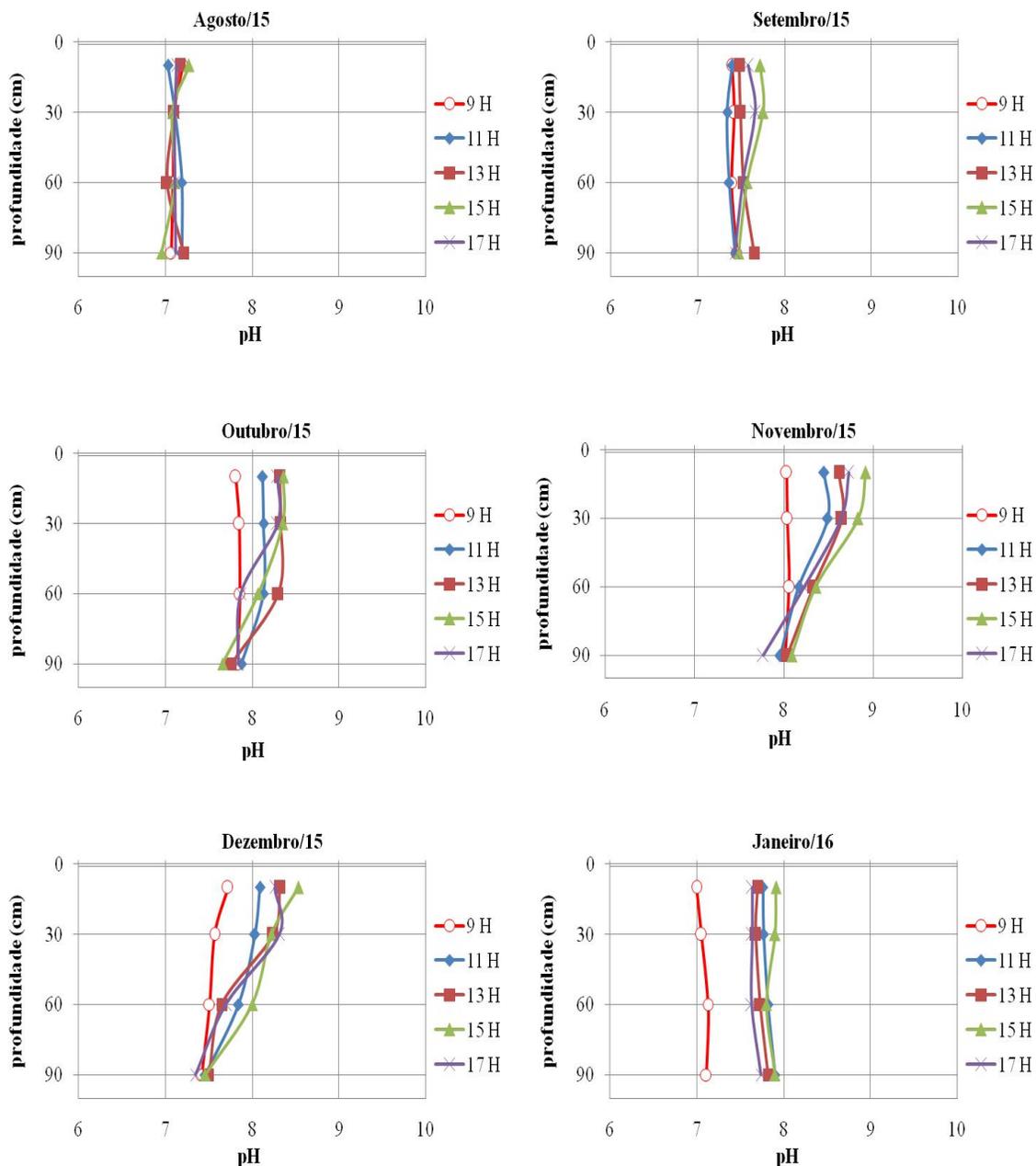


Figura 5.8 - Oxigênio dissolvido em  $\text{mg.L}^{-1}$  durante os meses de coleta nos pontos P2(10cm), P3(30cm), P4(60cm) e P5(90cm) nos horários 9h, 11h, 13h, 15h e 17h da lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso, nos meses de Agosto a Dezembro de 2015 e Janeiro de 2016.

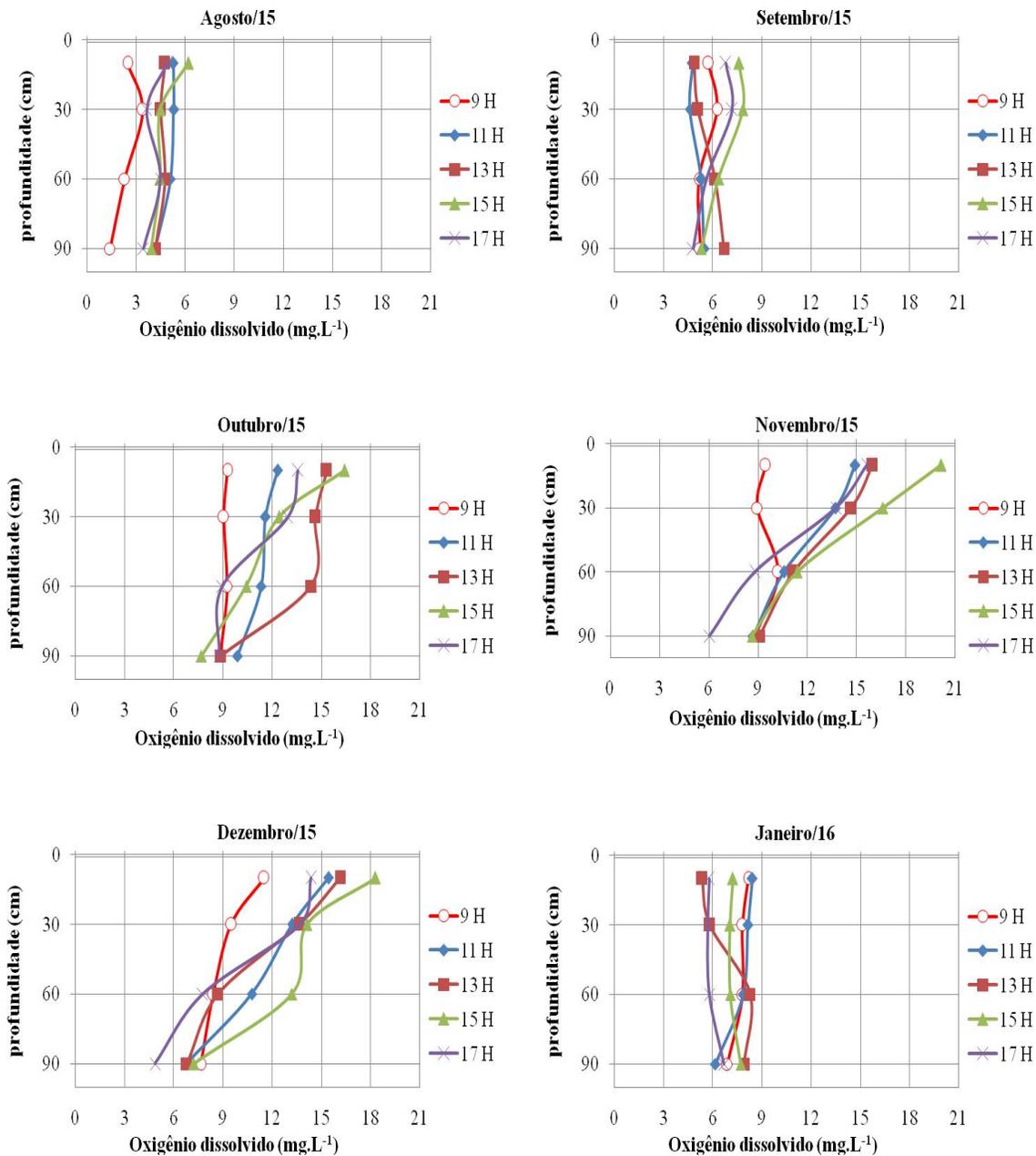
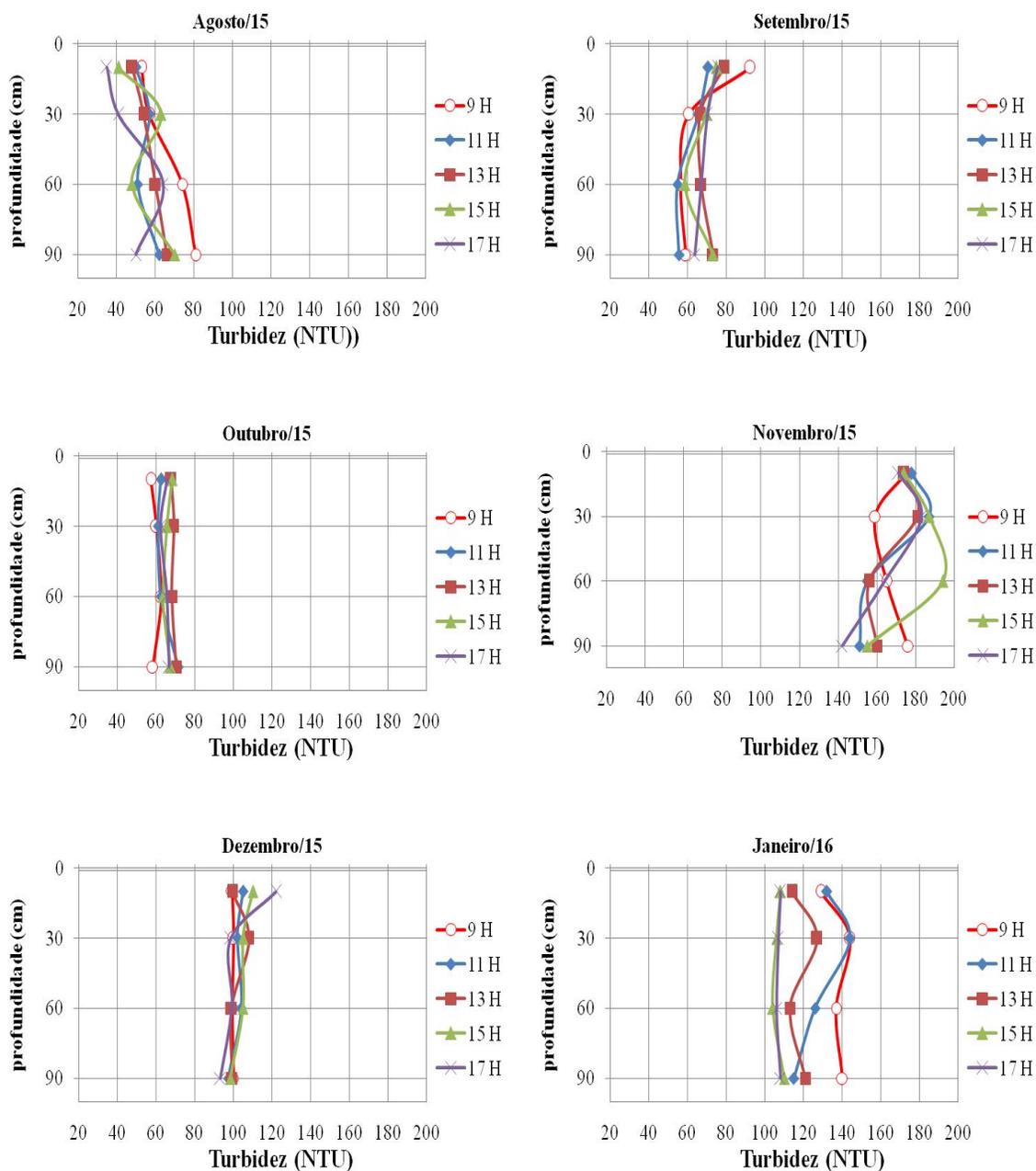


Figura 5.9 - Turbidez em NTU durante os meses de coleta nos pontos P2(10 cm), P3(30 cm), P4(60 cm) e P5(90 cm) nos horários 9h, 11h, 13h, 15h e 17h da lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso, nos meses de Agosto a Dezembro de 2015 e Janeiro de 2016.



### 5.2.2 Sólidos suspensos totais e voláteis

Para resultados encontrados para as concentrações de sólidos suspensos totais, entre os horários e os meses de coleta, observou-se maiores valores nos meses de Setembro e Novembro com  $105 \text{ mg.L}^{-1}$  (P4-15h) e  $124 \text{ mg.L}^{-1}$  (P2-9h), respectivamente. Os meses

seguintes alcançaram concentrações máximas de 55 mg.L<sup>-1</sup> (P4-17h), 83 mg.L<sup>-1</sup> (P3-13h), 90 mg.L<sup>-1</sup> (P3-15h) e 89 mg.L<sup>-1</sup> (P4-11h) nos meses de Agosto, Outubro e Dezembro de 2015 e Janeiro de 2016, respectivamente. Durante o período de coleta foi possível perceber a estratificação durante a coluna d'água, devido à oscilação dos valores nos horários. Apenas no mês de Dezembro de 2015 este evento não foi observado (Figura 5.10).

Para os resultados encontrados de sólidos suspensos voláteis entre os horários e os meses de coleta, observaram-se maiores valores nos meses de Novembro de 2015 com 115 mg.L<sup>-1</sup> (P3-9h) e Dezembro com 90 mg.L<sup>-1</sup> (P3-13h). Nos meses seguintes, as concentrações foram na faixa de 75 mg.L<sup>-1</sup>, com máxima de 78 mg.L<sup>-1</sup> (P2-15h) e 76 mg.L<sup>-1</sup> (P2-11h) em Outubro de 2015 e Janeiro de 2016, respectivamente. Com relação à estratificação, foram observadas maiores oscilações no período de Agosto a Novembro de 2015 e menores oscilações em Dezembro de 2015 e Janeiro de 2016 (Figura 5.11).

### 5.2.3 Nitrogênio amoniacal bruto e filtrado

Para o nitrogênio amoniacal nas amostras da coluna d'água (P2-10cm, P3-30cm, P4-60cm e P5-90cm), a coleta foi realizada no período de Outubro a Dezembro de 2015 e Janeiro de 2016. As concentrações de nitrogênio amoniacal bruto estiveram distribuídas nos meses e horários de coleta com faixas abaixo de 20 mg.L<sup>-1</sup>, as quais permitiram observar maiores oscilações para a estratificação nos meses de Novembro de 2015 e Janeiro de 2016. Os meses com maiores concentrações foram Outubro e Dezembro com 16,73 mg.L<sup>-1</sup> (P4-9h) e 17,30 mg.L<sup>-1</sup> (P4-11h), respectivamente. A menor concentração foi observada no mês Novembro de 2015 com 8,3 mg.L<sup>-1</sup> (P4-15h) a 9,0 mg.L<sup>-1</sup> (P2-15h) (Figura 5.12).

As concentrações de nitrogênio amoniacal (N-amoniacal) filtrado as maiores concentrações ocorreram nos meses de Outubro e Dezembro. O valor máximo observado ocorreu no mês de Dezembro com 15,69 mg.L<sup>-1</sup> (P5-17h) e a menor concentração no mês de em Novembro com 4,9 mg.L<sup>-1</sup> (p3-15h) (Figura 5.13), de forma geral, o N-amoniacal se apresentou com valores entre 4 mg.L<sup>-1</sup> e 15 mg.L<sup>-1</sup>.

Figura 5.10 - Sólidos suspensos totais em  $\text{mg.L}^{-1}$  durante os meses de coleta nos pontos P2(10 cm), P3(30 cm), P4(60 cm) e P5(90 cm) nos horários 9h, 11h, 13h, 15h e 17h da lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso, nos meses de Agosto a Dezembro de 2015 e Janeiro de 2016.

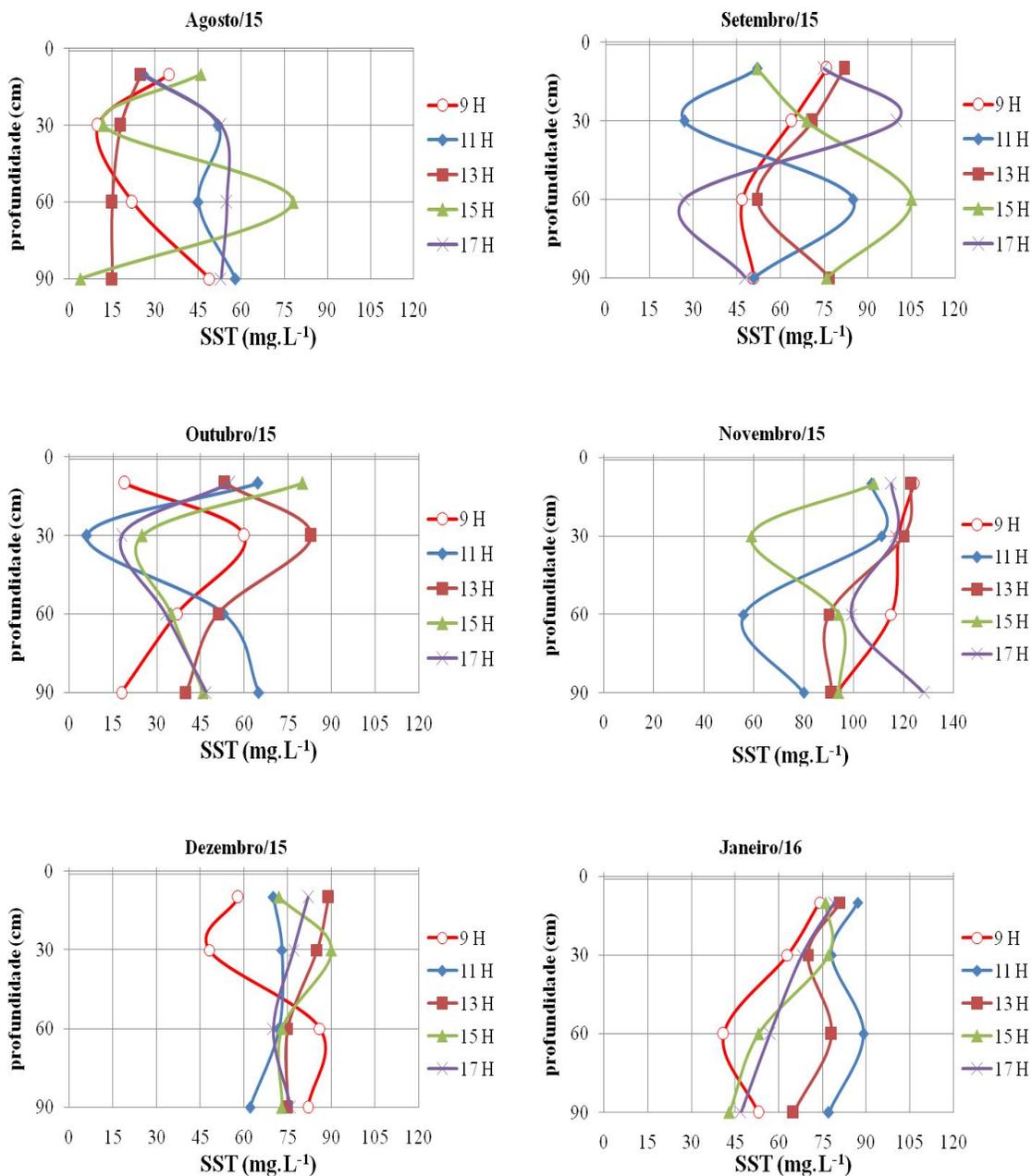


Figura 5.11 - Sólidos suspensos voláteis em  $\text{mg.L}^{-1}$  durante os meses de coleta nos pontos P2(10 cm), P3(30 cm), P4(60 cm) e P5(90 cm) nos horários 9h, 11h, 13h, 15h e 17h da lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso, nos meses de Agosto a Dezembro de 2015 e Janeiro de 2016.

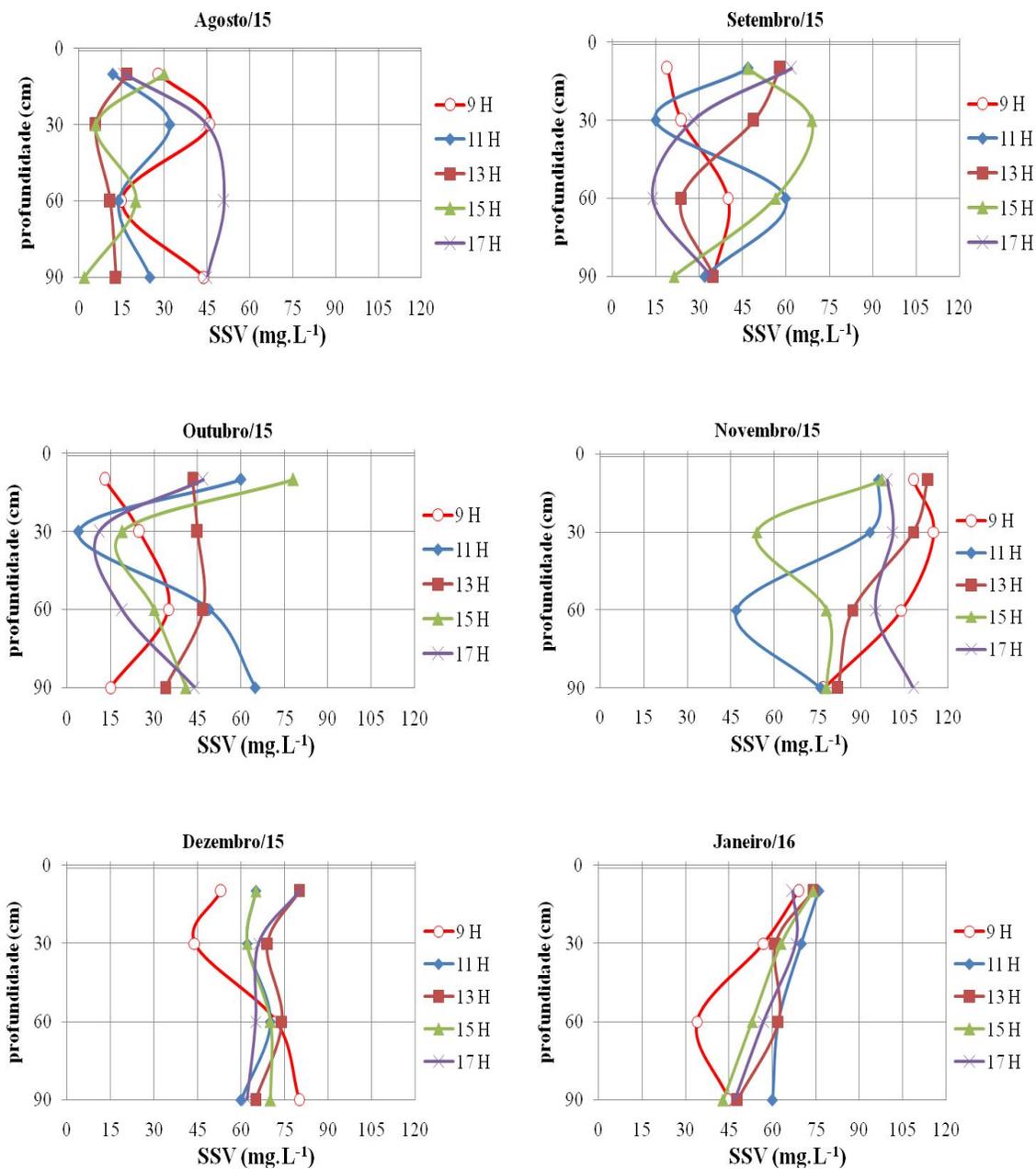


Figura 5.12 - Nitrogênio amoniacal (bruto) em  $\text{mg.L}^{-1}$  durante os meses de coleta nos pontos P2(10 cm), P3(30 cm), P4(60 cm) e P5(90 cm) nos horários 9h, 11h, 13h, 15h e 17h da lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso, nos meses de Agosto a Dezembro de 2015 e Janeiro de 2016.

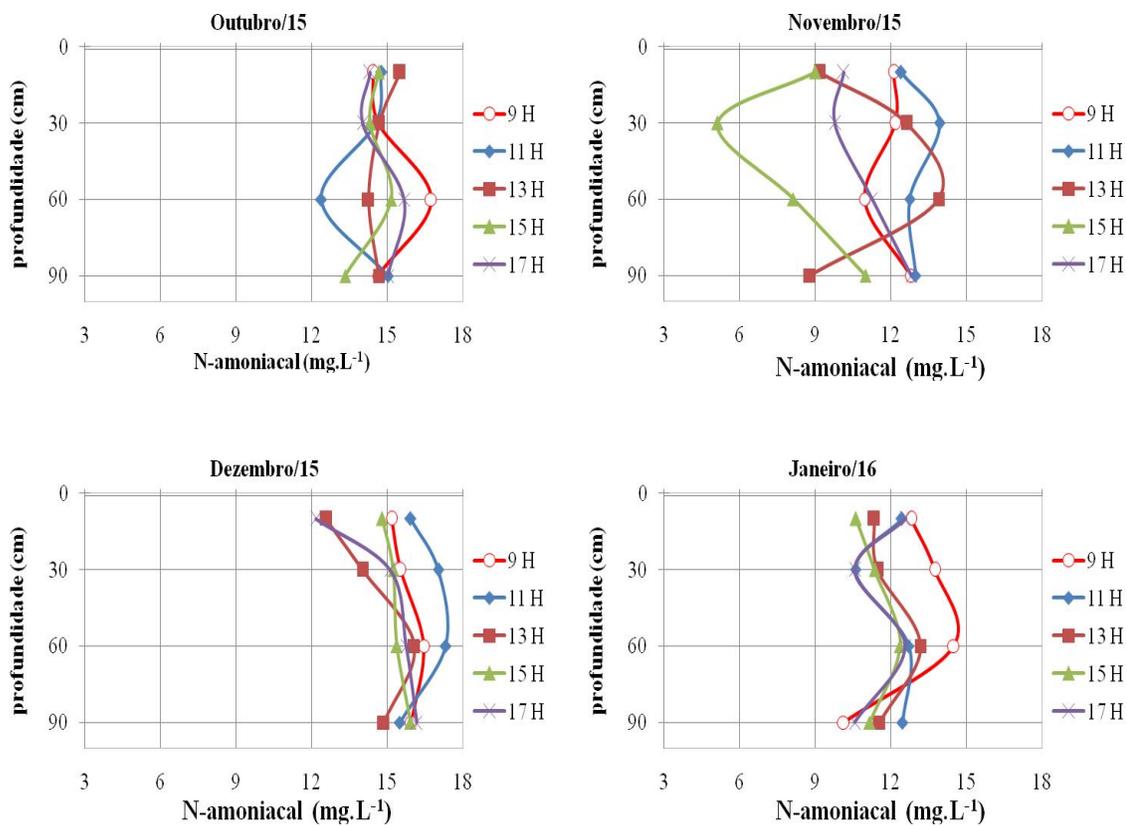
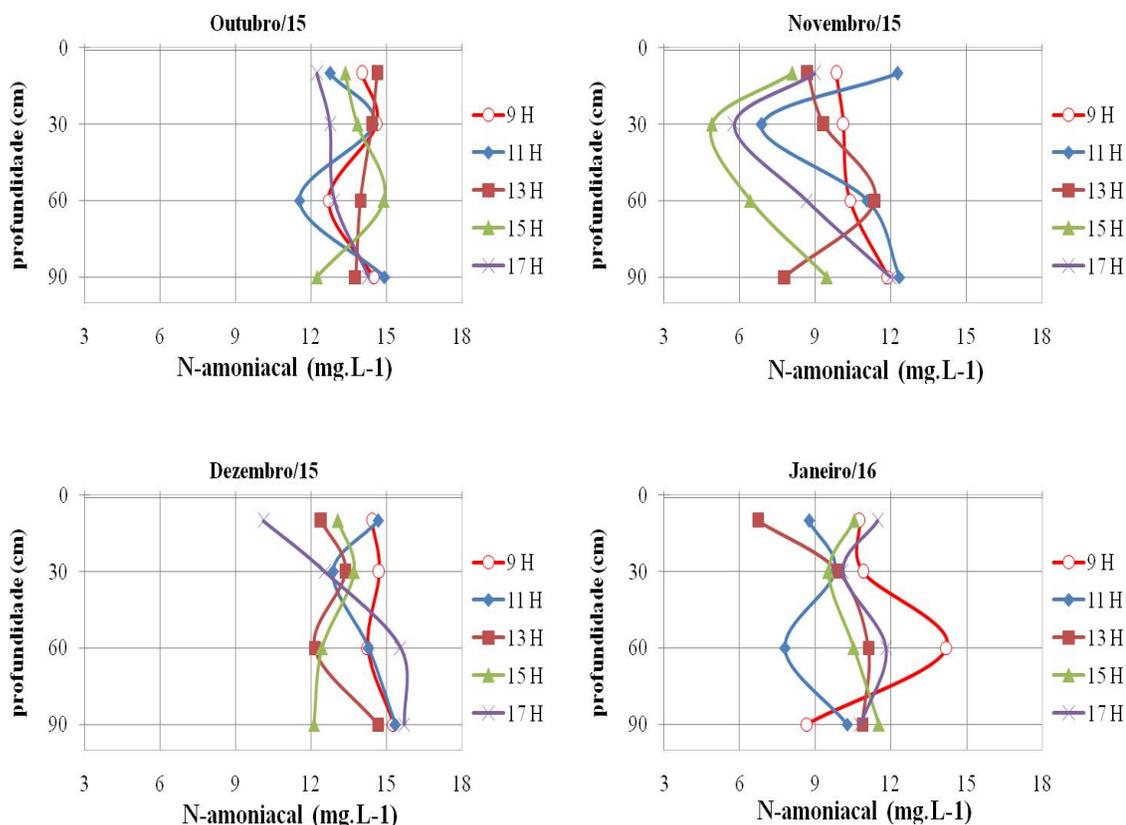


Figura 5.13 - Nitrogênio amoniacal (Filtrado) em  $\text{mg.L}^{-1}$  durante os meses de coleta nos pontos P2(10 cm), P3(30 cm), P4(60 cm) e P5(90 cm) nos horários 9h, 11h, 13h, 15h e 17h da lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso, nos meses de Agosto a Dezembro de 2015 e Janeiro de 2016.



### 5.3 Variáveis físico-químicas

Para as análises de nutrientes foi utilizada uma amostra composta (PC), em que foram misturadas alíquotas de valores iguais (*in loco*) dos pontos correspondentes às alturas coletadas na lagoa (P2-10 cm + P3-30 cm + P4-60 cm + P5-90 cm). Portanto, serão descritos durante o texto decorrente resultados com amostras classificadas como bruto e filtrado. Por problemas técnicos não foi possível a realização da amostra das 17 horas de Janeiro de 2016.

#### 5.3.1 Nitrogênio total

As concentrações de nitrogênio total (N-NTK) bruto em PC (amostra composta) alcançaram concentrações de  $11 \text{ mg.L}^{-1}$  a  $25 \text{ mg.L}^{-1}$ , as maiores registradas no período de Novembro de 2015 e Janeiro de 2016. Os meses de Agosto e Dezembro de 2015 foram os

meses com menores concentrações. Assim, a faixa de variação deste ponto foi de 25,24 mg.L<sup>-1</sup> (Novembro/15) a 11,49 mg.L<sup>-1</sup> (Dezembro/15) as 11 horas. Entre o período de 13, 15 e 17 horas, as concentrações foram sofrendo tendência a diminuir, fato este demonstrado pelos meses de Agosto e Dezembro de 2015 com 15,95 mg.L<sup>-1</sup> e 11,57 mg.L<sup>-1</sup> (Dezembro/15, respectivamente (Figura 5.14).

Para as concentrações de nitrogênio total (N-NTK) filtrado em PC (amostra composta), os valores foram de 12 mg.L<sup>-1</sup> a 18 mg.L<sup>-1</sup> as 9 e 17 horas, respectivamente. Nos demais horários ocorreram oscilações e os meses de Agosto e Dezembro de 2015, os que apresentaram menores valores com 12,37 mg.L<sup>-1</sup> (17h) e 11,30 mg.L<sup>-1</sup> (11h), respectivamente. Observou-se que às 13 horas apresentaram concentrações de 10,44 mg.L<sup>-1</sup> (Agosto/15) e 21,07 mg.L<sup>-1</sup> (Janeiro/16), enquanto que as 15 horas foi observada concentrações entre 13,90 mg.L<sup>-1</sup> (Agosto/15) e 21,07 mg.L<sup>-1</sup> (em Janeiro/16). Vale salientar que as concentrações mostram tendência a diminuição no horário das 17 horas (Figura 5.15).

Figura 5.14 - N-NTK (bruto) em mg.L<sup>-1</sup> durante os meses de coleta no ponto de amostra composta (PC), nos tempos de 9h, 11h, 13h, 15h e 17h na lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso, nos meses de Agosto a Dezembro de 2015 e Janeiro de 2016.

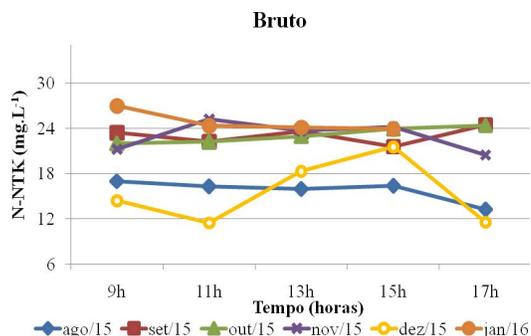
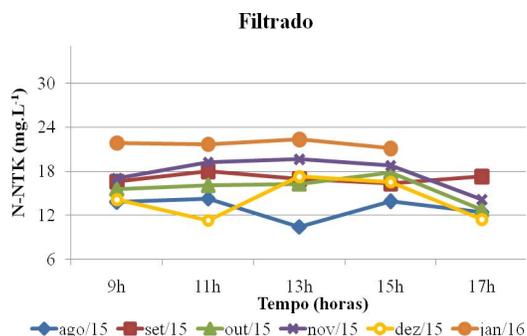


Figura 5.15 - N-NTK (filtrado) em mg.L<sup>-1</sup> durante os meses de coleta no ponto de amostra composta (PC), nos tempos de 9h, 11h, 13h, 15h e 17h na lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso, nos meses de Agosto a Dezembro de 2015 e Janeiro de 2016.



### 5.3.2 Fósforo total (bruto e filtrado)

As concentrações de fósforo total (P-total) bruto em PC (amostra composta) aumentaram de Agosto de 2015 a Janeiro de 2016, e os meses de Agosto e Setembro com as menores concentrações registradas, o que não ultrapassou a faixa de  $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$  em todos os horários. Nos meses seguintes a faixa de variação foi aumentando com concentração máxima de  $4,08 \text{ mg.L}^{-1}$  às 9 horas em Novembro, e ainda foi possível observar uma queda de concentração no mês de Outubro com  $1,5 \text{ mg.L}^{-1}$  às 13 horas. De forma geral, os resultados apresentaram concentrações que foram aumentando gradativamente, porém poucas oscilações entre os horários estudados (Figura 5.16).

Para as concentrações de fósforo total (P-total) filtrado em PC (amostra composta), os valores mantiveram-se na faixa de  $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$  a  $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$ . Apenas no mês de Dezembro de 2015 foram observados valores na faixa de  $2,5$  (9h)  $\text{mg.L}^{-1}$  a  $3,0 \text{ mg.L}^{-1}$  (17h). Durante o período de coleta nos meses de Agosto, Setembro, Outubro e Novembro de 2015 e Janeiro de 2016 não ocorreram alterações significativas nas concentrações. O mês de Dezembro de 2015 apresentou concentrações mais elevadas em todos os horários (Figura 5.17).

Figura 5.16 - Fósforo total (P-total) (bruto) em  $\text{mg.L}^{-1}$  durante os meses de coleta no ponto de amostra composta (PC), nos tempos de 9h, 11h, 13h, 15h e 17h na lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso, nos meses de Agosto a Dezembro de 2015 e Janeiro de 2016.

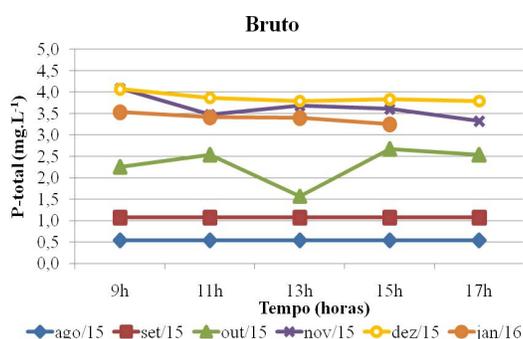
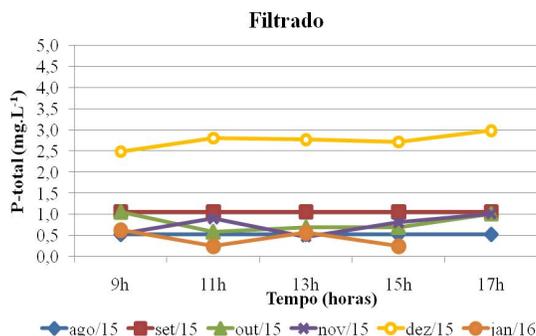


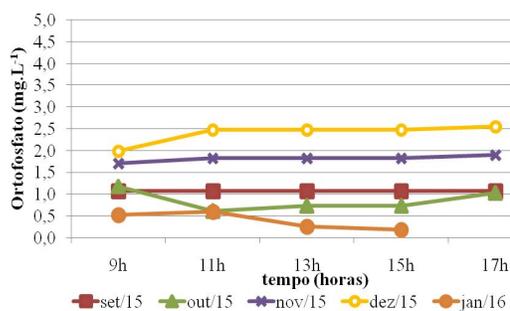
Figura 5.17 - Fósforo total (P-total) (filtrado) em  $\text{mg.L}^{-1}$  durante os meses de coleta no ponto de amostra composta (PC), nos tempos de 9h, 11h, 13h, 15h e 17h na lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso, nos meses de Agosto a Dezembro de 2015 e Janeiro de 2016.



### 5.3.3 Ortofosfato

As concentrações de Ortofosfato ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) em PC (amostra composta) apresentaram variações com poucas oscilações, mantendo-se na faixa de  $0,11 \text{ mg.L}^{-1}$  a  $2,5 \text{ mg.L}^{-1}$ . As 9h a menor concentração foi de  $0,52 \text{ mg.L}^{-1}$  (em Janeiro/16), enquanto a maior concentração foi de  $1,98 \text{ mg.L}^{-1}$  em Dezembro/15. Às 11h foram observadas concentrações de  $0,59 \text{ mg.L}^{-1}$  (Janeiro/16) a  $2,47 \text{ mg.L}^{-1}$  (Dezembro/15), às 13h os valores foram de  $0,25 \text{ mg.L}^{-1}$  (Janeiro/16) a  $2,47 \text{ mg.L}^{-1}$  (Dezembro/15). No horário de 15h e 17h as concentrações foram de  $0,18 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $1,03 \text{ mg.L}^{-1}$  (Janeiro e Outubro/15) a  $2,47 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $2,55 \text{ mg.L}^{-1}$  (Dezembro), respectivamente (Figura 5.18).

Figura 5.18 - Ortofosfato em  $\text{mg.L}^{-1}$  durante os meses de coleta no ponto de amostra composta (PC), nos tempos de 9h, 11h, 13h, 15h e 17h na lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso, nos meses de Agosto a Dezembro de 2015 e Janeiro de 2016.



### 5.3.4 DQO (bruta e filtrada)

As concentrações de DQO bruta em PC (amostra composta) mantiveram-se na faixa de 120,0 mg.L<sup>-1</sup> durante os meses de Agosto, Setembro e Outubro de 2015 e Janeiro de 2016. Nos meses de Novembro e Dezembro de 2015, a concentração foi aumentando chegando a uma máxima de 239,04 mg.L<sup>-1</sup> (11h) em Novembro. As menores concentrações ocorreram no mês de Agosto com 61,94 mg.L<sup>-1</sup> (11h) e no mês de Janeiro as 15 horas com 63,01 mg.L<sup>-1</sup> (Figura 5.19).

Para a DQO filtrada em PC (amostra composta), nos meses de Agosto, Setembro, Outubro e Novembro de 2015 e Janeiro de 2016, as concentrações observadas estiveram na faixa de 60,0 mg.L<sup>-1</sup>, com máxima de 56,42 mg.L<sup>-1</sup> (17h) e 110,95 mg.L<sup>-1</sup> (9h) em Setembro. O mês de Dezembro foi considerado com maiores concentrações, equivalentes a 91,44 mg.L<sup>-1</sup> às 11 horas. (Figura 5.20).

Figura 5.19 - DQO em mg.L<sup>-1</sup> durante os meses de coleta no ponto de amostra composta (PC), nos tempos de 9h, 11h, 13h, 15h e 17h na lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso, nos meses de Agosto a Dezembro de 2015 e Janeiro de 2016.

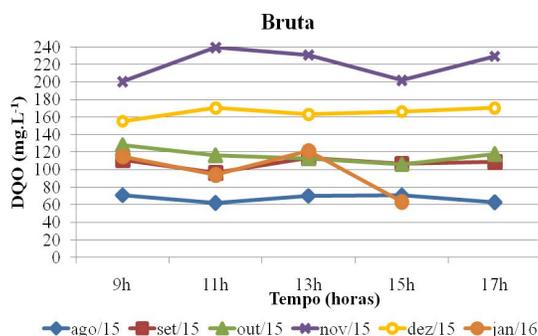
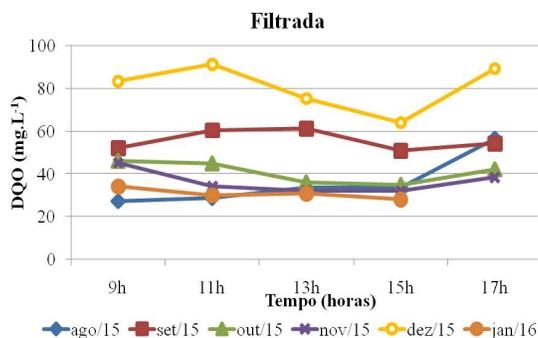


Figura 5.20 - DQO em mg.L<sup>-1</sup> durante os meses de coleta no ponto de amostra composta (PC), nos tempos de 9h, 11h, 13h, 15h e 17h na lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso, nos meses de Agosto a Dezembro de 2015 e Janeiro de 2016.



### 5.3.5 DBO (bruta e filtrada)

As concentrações de DBO bruta foram observadas nos pontos P1 (afluente da lagoa), PC (amostra composta) e P6 (efluente da lagoa), nos horários de 9 e 17 horas. A menor e maior concentração registrada foi às 9 horas com 3,0 mg.L<sup>-1</sup> e 200 mg.L<sup>-1</sup> às 17 horas em P6.

Para as concentrações de DBO filtrada em PC (amostra composta), os valores foram de 8 mg.L<sup>-1</sup> (P6) (Janeiro/16) a 48 mg.L<sup>-1</sup> (P1) (Novembro/15). As menores concentrações foram observadas nos meses de Outubro de 2015 com variações de 4,0 mg.L<sup>-1</sup>(P6-9h) a 24,0 mg.L<sup>-1</sup> (P1-9h). Os meses seguintes apresentaram variações entre 2,0 mg.L<sup>-1</sup> a 32,0 mg.L<sup>-1</sup>.

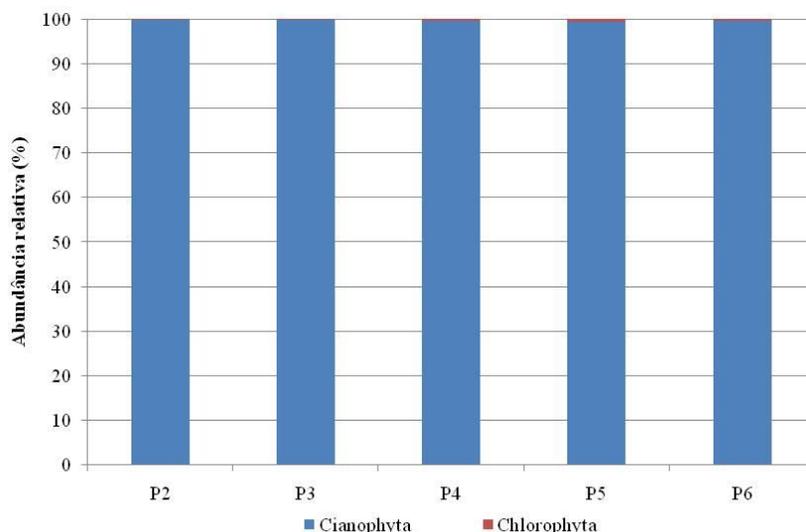
## 5.4 Fitoplâncton e Clorofila-a

A comunidade fitoplanctônica esteve constituída, nos meses de Agosto, Setembro, Outubro, Novembro, Dezembro de 2015 e Janeiro de 2016, por um total de 175, 156, 174, 153, 141, 126 táxons, respectivamente, distribuídos nas divisões Cyanophyta (54%), Chlorophyta (45%) e Bacillariophyta (1%).

Os seguintes táxons foram identificados: *Planktothrix agardhii*, *Phormidium sp.*, *Merismopedia tenuissima*, *Pseudonabaena catenata*, *Microcystis sp.*, *Closteriopsis acicularis*, *Desmodesmus sp.1*, *Desmodesmus sp.2*, *Monoraphidium arcuatum*, *Monoraphidium circinale*, *Monoraphidium contortum* e *Nitzschia sp.* durante o período de coleta nos meses de Agosto, Setembro e Novembro de 2015 e Janeiro de 2016. No período de estudo, os grupos das Cyanophyta foram dominantes, com exceção dos meses Outubro e Dezembro de 2015 que predominaram as Chlorophyta.

Na Figura 5.21 está apresentada a abundância relativa, referente ao total dos pontos amostrados no presente estudo, que revela a dominância das cianobactérias nos cinco pontos amostrados. Com base nos resultados da densidade total de células por mL (cel./mL<sup>-1</sup>), foi visto que não é possível observar as concentrações das Chlorophyta com 3.771,89 cel./mL (P2), 5.363,22 cel./mL (P3), 6.441 cel./mL (P4), 7.309 cel./mL (P5) e 6.356 cel./mL (P6), devido aos resultados em concentrações se mostrarem inferiores ao das Cyanophyta com 1,84E+06 cel./mL (P2), 1,86E+06 cel./mL (P3), 1,56E+06 cel./mL (P4), 1,27E+06 cel./mL (P5) e 1,26E+06 cel./mL (P6).

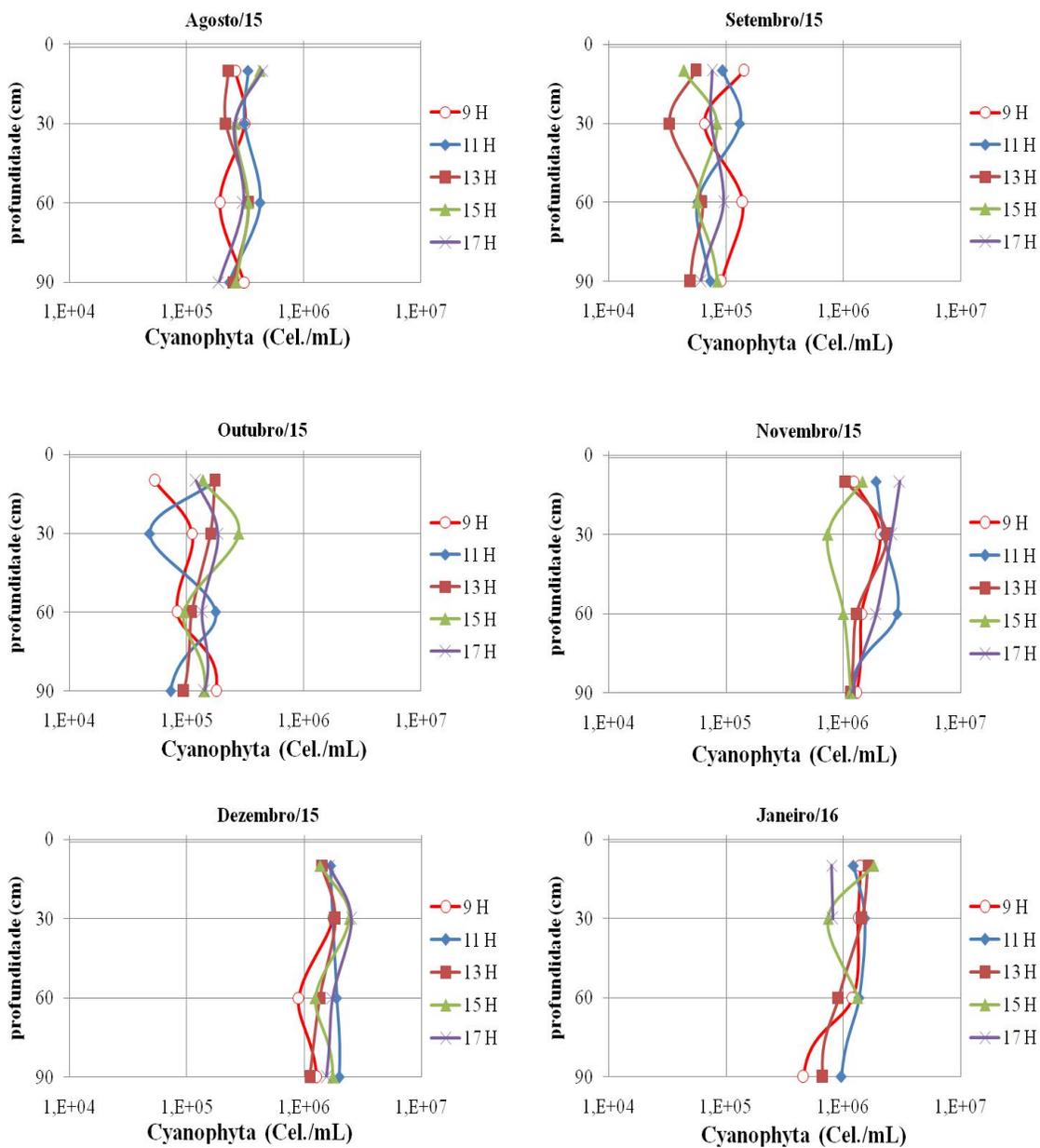
Figura 5.21 - Abundância relativa do fitoplâncton, nos pontos P2, P3, P4, P5 e P6 na lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso (PE), no período de Agosto de 2015 a Janeiro de 2016.



#### 5.4.1 *Cianophyta*

A Figura 5.22 apresenta as densidades do grupo das *Cyanophyta* nas diferentes profundidades da coluna d'água. Os meses em que o grupo apresentou maiores densidades foram Novembro/15 com  $3,03E+6$  cel./mL (P2-17h), Dezembro/15 com  $2,54E+6$  cel./mL (P3-17h) e Janeiro/16  $1,63E+6$  cel./mL (P2-13h). Menores concentrações foram observadas nos meses de Agosto/15 com  $1,88E+05$  cel./mL (P5-17h), Setembro/15 com  $3,33E+04$  cel./mL (P3-13h), Outubro/15 com  $4,87E+04$  cel./mL (P3-11h), Novembro/15 com  $1,00E+06$  cel./mL (P4-15h), Dezembro/15 com  $1,13E+06$  cel./mL (P5-13h) e Janeiro/16 com  $9,61E+05$  cel./mL (P5-11h). Com base nesses resultados, pode-se observar que os pontos P3 e P5 foram os que apresentaram melhores resultados em relação à densidade de cianobactérias em células por mL, contudo, observa-se ainda que não existe uma preferência de horários para o aumento dessa densidade.

Figura 5.22 - Densidade das Cianophyta em Cel./ml durante os meses de coleta nos pontos P2-10cm, P3-30cm, P4-60cm e P5-90cm, nos tempos de 9h, 11h, 13h, 15h e 17h na lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso, nos meses de Agosto a Dezembro de 2015 e Janeiro de 2016.



#### 5.4.2 *Chlorophyta*

A Figura 5.23 apresenta as densidades do grupo Chlorophyta. Os meses de Outubro, Novembro e Janeiro apresentaram as maiores densidades do grupo, mas em todo o período estudado, a densidade foi menor que a observada nas Cyanophyta. As Bacillariophyta não apresentaram valores significativos de densidade.

As maiores densidades foram observadas nos meses de Novembro com 3,200 cel./mL (P5-15h) e Janeiro com 5,820 cel./mL (P4-11h). Em relação às menores densidades, foram apresentados valores de 320 cel./mL (P3-17h), 122 cel./mL (P2-11h), 1000 cel./mL (P2-11h), 488 cel./mL (P3-9h), 266 cel./mL (P2-17h) e 1860 cel./mL (P5-11h) para os meses de Agosto, Setembro, Outubro, Novembro, Dezembro e Janeiro, respectivamente.

#### 5.4.3 *Clorofila-a*

As concentrações de clorofila-a serão relacionadas de acordo com amostras da coluna d'água nos pontos P2, P3, P4 e P5, entre os horários de 9hs às 17hs. As concentrações observadas mostraram constante modificação durante a coluna d'água e entre os horários estudados. As menores concentrações foram observadas no mês de Agosto/15 com 53  $\mu\text{g.L}^{-1}$  (P5-90cm) às 17hs e 4886  $\mu\text{g.L}^{-1}$  (P2-10cm) às 15 horas. Maiores concentrações foram observadas no mês de Janeiro de 2016 com 7449  $\mu\text{g.L}^{-1}$  (P2-10cm) às 17h e 12843  $\mu\text{g.L}^{-1}$  (P4-60cm) às 9 horas (Figura 5.24).

Figura 5.23 - Densidade das Chlorophyta em Cel./mL durante os meses de coleta nos pontos P2-10cm, P3-30cm, P4-60cm e P5-90cm, nos tempos de 9h, 11h, 13h, 15h e 17h na lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso, nos meses de Agosto a Dezembro de 2015 e Janeiro de 2016.

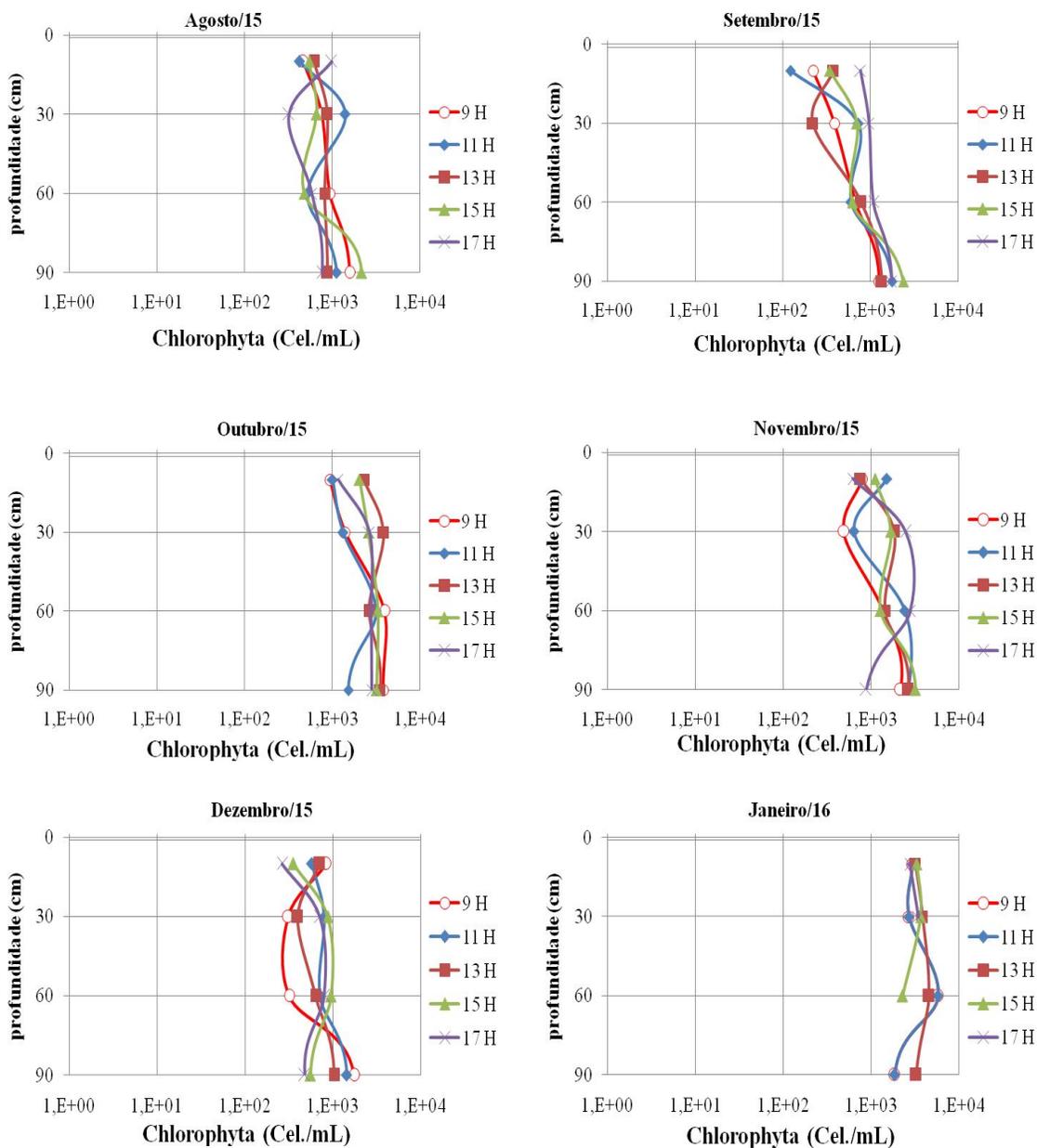
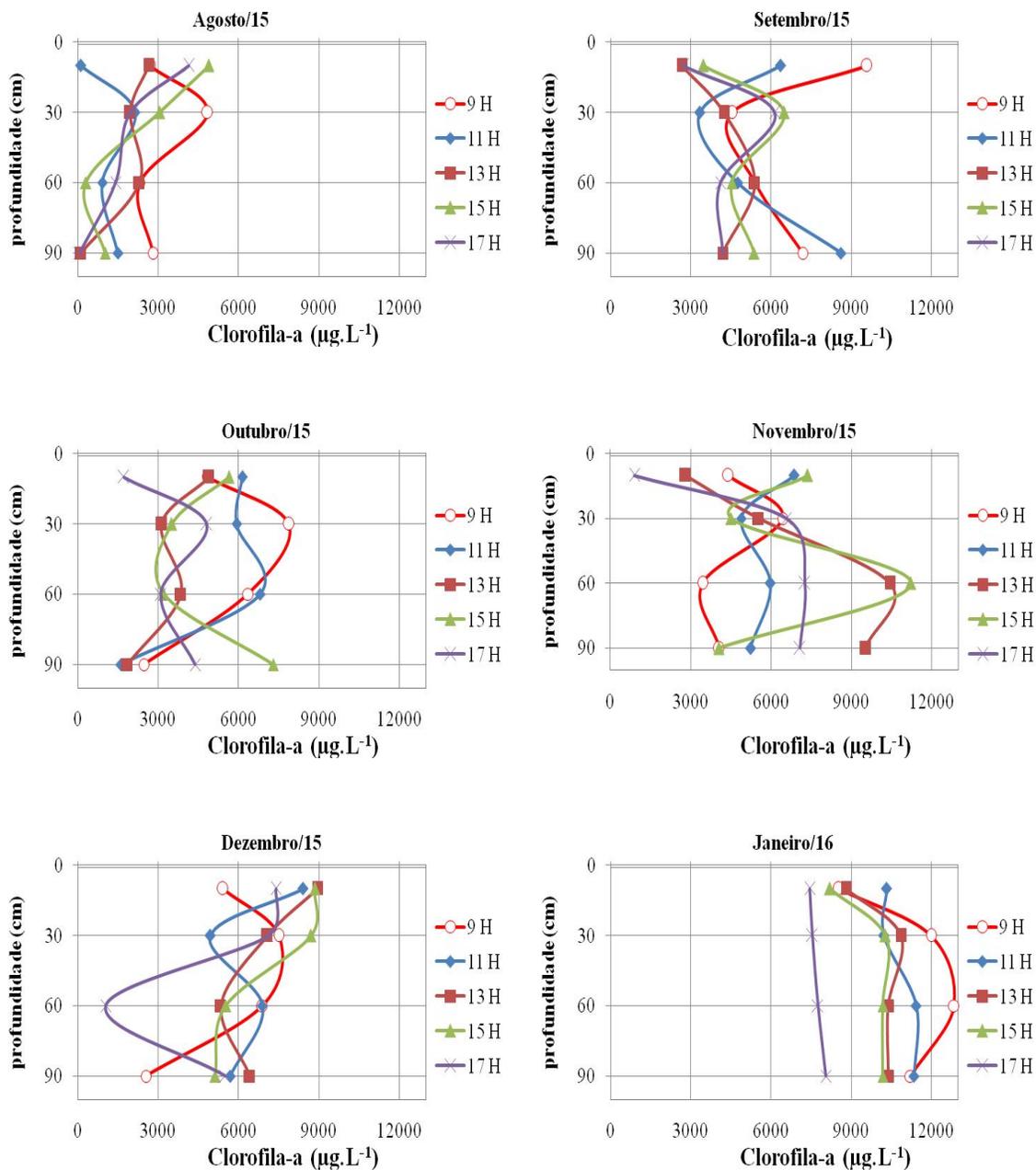


Figura 5.24 - Clorofila-a em  $\mu\text{g.L}^{-1}$  durante os meses de coleta nos pontos P2-10cm, P3-30cm, P4-60cm e P5-90cm, nos tempos de 9h, 11h, 13h, 15h e 17h na lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso, nos meses de Agosto a Dezembro de 2015 e Janeiro de 2016.

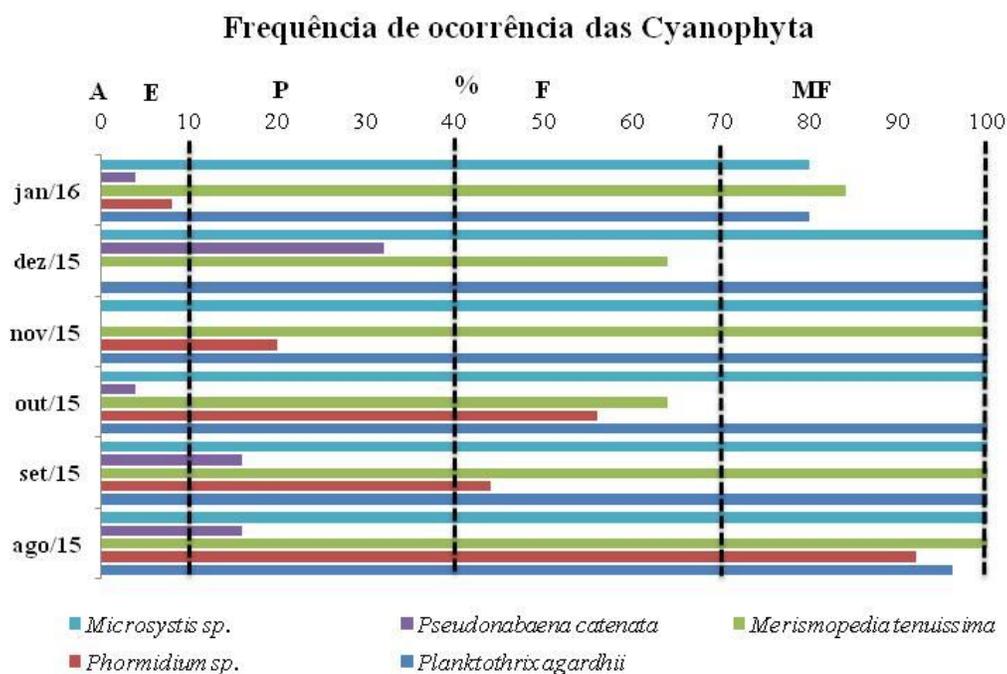


#### 5.4.4 Freqüência de ocorrência

As condições ambientais e as interações ecológicas dos microorganismos contribuem de forma direta na distribuição e abundância das espécies fitoplânctonica. As Figuras (5.25 e 5.26) apresentam a freqüência de ocorrência dos táxons durante o período de estudo.

As Cyanophyta (Figura 5.25) estiveram representadas por cinco espécies que foram constantes em todos os meses de estudo, com destaque para as espécies: *Planktothrix agardhii* e *Microsystis sp.*, que permaneceram muito freqüentes (MF) em cinco dos seis meses avaliados no presente trabalho. A menor freqüência de todas as espécies encontradas ocorreu no mês de Janeiro de 2016 e a *Pseudonabaena catenata*, a espécie com freqüência esporádica (E) durante todo o estudo.

Figura 5.25 - Freqüência de ocorrência das Cyanophyta, no período de Agosto de 2015 a Janeiro de 2016. Nota: A=ausente, E=esporádica; P=pouco freqüente; F=freqüente e MF=muito freqüente.

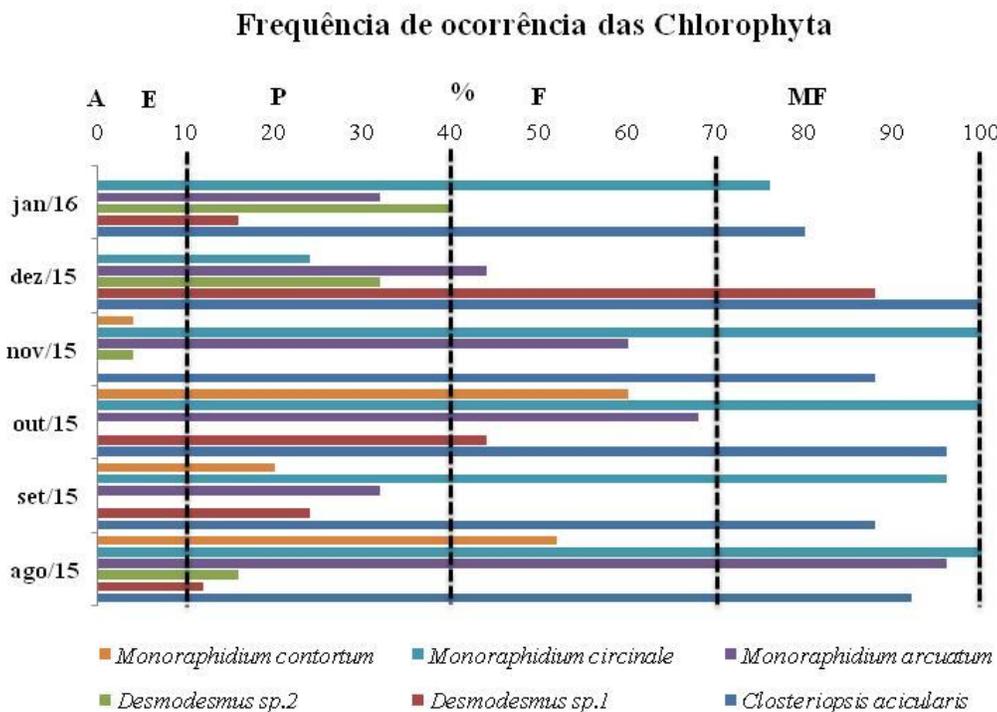


As Chlorophyta (Figura 5.26) estiveram representadas por seis táxon, as quais apenas no mês de Agosto de 2015 obtiveram presença constante de todas as espécies. Vale destacar quatro espécies: *Monoraphidium circinale*, *Monoraphidium arcuatum*, *Closteriopsis acicularis* e *Desmodesmus sp.1*, que foram muito freqüentes (MF) em todos os meses

observados. Das seis espécies, a que apresentou maior frequência foi a *Closteriopsis acicularis*, que se manteve constante em todas as amostras analisadas.

A espécie com menor frequência foi a *Desmodesmus sp.2*, que foi ausente nos meses de Setembro e Outubro de 2015 e pouco freqüente (P) nos demais meses do estudo. Para as Bacillariophyta foi observada apenas a presença da espécie *Nitzschia sp.*, pouco freqüente durante o estudo, o que não representou valor significativo se comparada às espécies encontradas nos outros grupos fitoplânctônicos.

Figura 5.26 - Frequência de ocorrência das Chlorophyta, no período de Agosto de 2015 a Janeiro de 2016. Nota: A=ausente, E=esporádica; P=pouco freqüente; F=freqüente e MF=muito freqüente.

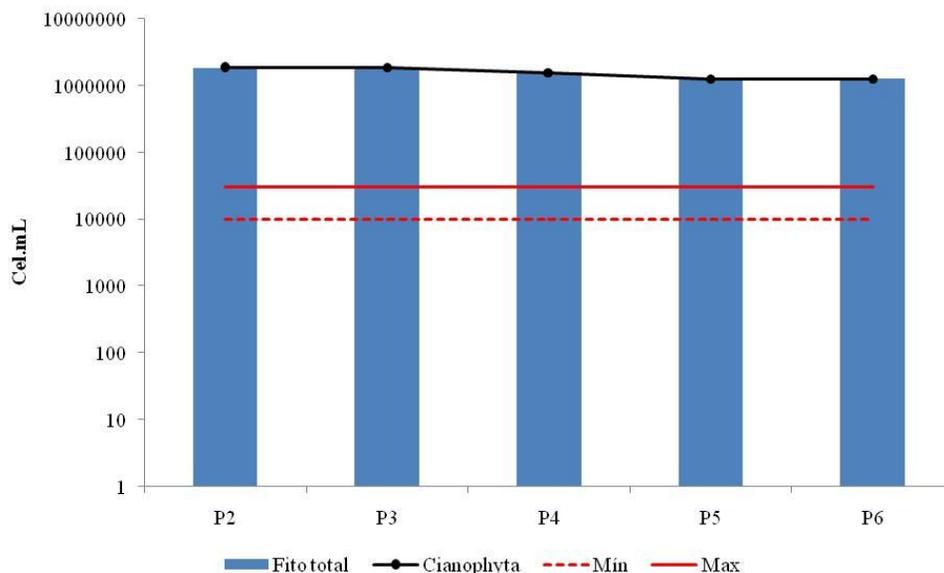


#### 5.4.5 Cianobactérias

Na Figura 5.27 estão apresentados a densidade total de cianobactérias, limites de quantificação e valores mínimos e máximos, referentes ao total dos pontos amostrados no presente estudo, que revelam a dominância das cianobactérias nos cinco pontos amostrados. Foi possível observar também que os pontos estiveram acima do limite estabelecido pela

Resolução CONAMA 357 de 2005 para a concentração de cianobactérias em rios de classe II (classificação do rio que recebe o efluente da ETE Rio Formoso) de 20.000 cel./ml.

Figura 5.27 - Densidade total do fitoplâncton e das cianobactérias, e valores mínimos e máximos para densidade de cianobactérias da resolução CONAMA 357 de 2005 na lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso (PE), no período de Agosto de 2015 a Janeiro de 2016.



## 5.5 Macrófitas

As macrófitas aquáticas estiveram presentes durante todo período de estudo, porém em alguns meses a sua presença se apresentou de forma esporádica. A espécie que foi encontrada na superfície da lagoa de polimento foi a espécie *Lemna sp.*. Nos meses de Agosto e Setembro de 2015, a lagoa esteve completamente ocupada pelas lemnas (Figura 5.28), em Outubro e Novembro de 2015 a presença das lemnas praticamente desapareceu (Figura 5.29), nos meses de Dezembro de 2015 e Janeiro de 2016 a presença foi parcial (Figura 5.30).

Figura 5.28 - Localização do ponto de coleta na lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso, nos meses de Agosto (A) e Setembro (B) de 2015.



Figura 5.29- Localização do ponto de coleta na lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso, nos meses de Outubro (A) e Novembro (B) de 2015



Figura 5.30 - Localização do ponto de coleta na lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso, nos meses de Dezembro de 2015 (A) e Janeiro de 2016 (B).



## 6 DISCUSSÃO

### 6.1 Variáveis Físico-químicas

Em relação à temperatura ao longo da coluna de água, os valores foram aumentando de Agosto a Dezembro e voltou a reduzir em Janeiro (Figura 5.6). O gradiente de temperatura de  $0.6 \text{ }^{\circ}\text{C}\cdot\text{m}^{-1}$  é o suficiente para caracterizar que houve estratificação térmica na coluna d'água em lagoas de estabilização (ARAUZO et al. 2003).

Em trabalho realizado por Ruochuan et al. (1995), foi possível observar a dinâmica da estratificação de três lagoas de estabilização durante um período de 596 dias. A partir desta observação, os autores destacaram 3 tipos de comportamento nas mesmas lagoas: modelo de mistura completa sem estratificação, estratificação durante o dia e mistura completa à noite e estratificação contínua durante todo o dia. No presente estudo, a lagoa esteve estratificada e permaneceu misturada, com exceção de Janeiro em que a lagoa não estratificou (Figura 5.6).

Em sistemas de lagoas de estabilização a mistura é maior quando as variações diárias nos parâmetros pH, temperatura e oxigênio dissolvido são menores (KAYOMBO et al. 2002; TADESSE et al. 2004). A lagoa estudada é um pós-tratamento de um reator UASB, desta forma, grande parte da matéria orgânica já foi removida pelo reator, o que favorece a estratificação. O aumento da estratificação térmica favorece o desenvolvimento de cianobactérias potencialmente produtoras de toxinas (PAERL et al. 2012).

Os valores de pH foram aumentando de Agosto a Dezembro, assim como os dados de temperatura, que voltaram a reduzir em Janeiro/2016 (Figura 5.7). O pH em uma lagoa de estabilização é sobremaneira influenciado pelo metabolismo algal, que ao consumir dióxido de carbono da massa líquida, reduz a acidez do meio e eleva o pH. O aumento de temperatura acelera o metabolismo microbiano (KAYOMBO et al. 2002).

Desta forma, como esperado, o pH variou proporcionalmente à temperatura, mas de forma menos intensa. Esse mesmo comportamento foi observado em estudo realizado por Pastich et al. (2016-A) ao avaliar a variação nictimeral em dois sistemas de lagoa de estabilização. Os maiores valores de pH foram, de forma geral, nos horários de 13 e 15h. No mês de Janeiro, não ocorreu estratificação nos valores de pH, assim como na temperatura.

Para os resultados de oxigênio dissolvido no afluente e efluente, não ocorreu um incremento na concentração de oxigênio dissolvido na lagoa (Figura 5.1), que corrobora o trabalho de Furtado et al. (2009), e foi possível observar baixas variações no oxigênio dissolvido em uma lagoa facultativa. Outro fator relevante sobre os baixos valores de OD

pode ser atribuído à alta concentração de macrófitas do tipo *Lemna* (conhecidas como lentilha-d'água) que pode ter influenciado a menor concentração de OD registrada no mês de Setembro (período em que a lagoa ficou completamente coberta pelas macrófitas (Figura 5.28).

O crescimento de lentilha-d'água pode limitar a penetração de luz na coluna d'água e conseqüentemente reduz a concentração de OD, fato este comprovado pelo trabalho realizado por Wallace et al. (2015), que corrobora os resultados obtidos durante o presente estudo.

A Figura 5.8 apresenta a concentração de oxigênio dissolvido na coluna d'água. Os meses com maior estratificação química foram Outubro, Novembro e Dezembro, o que segue a mesma tendência observada na temperatura. O aumento da temperatura influencia no metabolismo algal que também pode ser relacionado para o entendimento do parâmetro oxigênio dissolvido. O metabolismo acelerado faz com que a biomassa algal realize a fotossíntese numa taxa elevada, tendo oxigênio dissolvido como subproduto.

Durante as primeiras horas do dia, as temperaturas da superfície da água são mais elevadas do que aquelas na parte inferior, o que resulta na estratificação química da lagoa (Pastich et al. 2016-A). Durante a noite, a diminuição de temperatura do ar, que resfria a camada superficial, elimina a estratificação. Sem a atividade fotossintética do fitoplâncton, todo o oxigênio produzido durante o dia é consumido por organismos heterotróficos à noite, e assim, as lagoas tornam-se anóxicas.

Para a turbidez foi observado maiores valores nos meses de Novembro, Dezembro e Janeiro, (Figura 5.9), os meses de Agosto, Setembro e Outubro estiveram com as menores concentrações. Durante o período de menores valores observou-se visualmente a existência de camada de macrófitas na superfície da lagoa (Figura 5.28). Fato esse que parece estar relacionado com a turbidez, SST, SSV e densidade do fitoplâncton (Figuras 5.9, 5.10, 5.11, 5.22 e 5.23), visto que, para os meses de Agosto e Setembro tais parâmetros estiveram com menores resultados. Isso ocorre porque a camada superficial de macrófitas impede que a luz alcance as camadas mais profundas da coluna d'água, o que impede a realização da atividade fotossintética e a proliferação das algas, e diminui, dessa forma a concentração dos parâmetros citados acima. Segundo Van Nes, E.H., et al.(1999), o principal benefício da abundância de macrófitas é a redução da turbidez em lagoas.

Os valores encontrados para DQO em Agosto, Setembro e Outubro corroboram outros trabalhos em lagoas (Amenguel-Morro et al. 2012), o que indicam elevados valores de DQO no afluente e menor no efluente, e a demanda foi removida durante na lagoa de polimento (Figura 5.2). Entretanto, nos meses de Novembro, Dezembro e Janeiro o efluente esteve com

a DQO maior que o afluente com 162,1 mg.L<sup>-1</sup>, 167,6 mg.L<sup>-1</sup> e 165,2 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente. Provavelmente porque nesse período ocorreu maior densidade fitoplanctônica (Figura 5.22 e 5.23), que contribui para o aumento da matéria orgânica no efluente, o que corrobora o estudo realizado por Furtado et al. (2009) em uma lagoa facultativa, no qual observaram DQO de 187 mg.L<sup>-1</sup> para o afluente e 209,4 mg.L<sup>-1</sup> para o efluente.

Entretanto, levando em consideração os resultados da DBO filtrada (Figura 5.2-C), no qual se desconsidera a influência das algas, os maiores valores encontrados no afluente e efluente foram 46 mg.L<sup>-1</sup> e 16 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente. Resultados como este são também observados em outros trabalhos (DIAS et al., 2014, MASCARENHAS et al. 2004).

De forma semelhante, os resultados de SST e SSV revelam maiores concentrações entre os meses de Novembro/15 a Janeiro/16 (Figuras 5.3), nos quais se observou maior densidade fitoplanctônica. Em contrapartida dos resultados observados, no trabalho realizado por Sperling et al. (2010), que estudaram o comportamento de lagoas de maturação como pós tratamento de reator tipo UASB, as concentrações dos afluentes são maiores que o efluente.

A concentração de sólidos em lagoas de estabilização é, em sua grande parte, representada pela biomassa algal. Efluentes com elevadas concentrações de sólidos representa uma das desvantagens dos sistemas de lagoas de estabilização (RODRIGUES et al. 2009).

O nitrogênio é um dos nutrientes mais importantes para o crescimento do fitoplâncton, como também para as macrófitas. As concentrações encontradas estiveram dentro da faixa que comumente é avaliada em outros estudos. No trabalho realizado por Amengual-Morro et al., (2012) foram observadas no afluente e efluente concentrações de 30,15 mg.L<sup>-1</sup> e 29,8 mg.L<sup>-1</sup> respectivamente, o que concorda com os resultados observados no presente estudo que em Agosto/15, foram observadas maiores variações no afluente e menores no efluente com 31,18 mg.L<sup>-1</sup> e 9,20 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente (Figura 5.4).

As concentrações de Ortofosfato concordaram com a concentração de nitrogênio (Figura 4.5-C), em que, os valores foram maiores no afluente e diminuíram no efluente. O mesmo padrão se repetiu para as concentrações de fósforo total, entretanto esse apresentou pouca variação nos meses de Agosto, Setembro e Outubro (Figura 5.16).

As microalgas em sistemas de lagoas são capazes de acumular fósforo dentro de suas células como polifosfatos em um processo conhecido como *luxury uptake*. Embora o conhecimento sobre esse mecanismo não seja muito difundido, sabe-se que alguns fatores como concentração de fosfato, intensidade de luz e temperatura interferem no processo (Brown e Shilton 2014).

A baixa concentração de fósforo total nos meses de Agosto/15, Outubro/15 e Janeiro/16 pode, também, ser atribuída à presença das macrófitas, que cobriam completamente a coluna d'água nos meses de menor concentração (Figura 5.29 e 5.30). Em estudos realizados em um sistema de escala piloto na Universidade de Birzeit, por Zimmo et al. (2000), foi observado que, com a presença de Lentilhas-d'água na água, houve menor concentração de fósforo. A presença de fósforo em águas residuárias resulta no crescimento algal, como também de outros microorganismos, como um nutriente importante para este crescimento, sua concentração é avaliada e monitorada em todos os trabalhos em lagoas, seja facultativa ou de polimento (DIAS et al. 2014; FURTADO et al. 2009).

## 6.2 Variáveis biológicas

A comunidade fitoplanctônica, durante os meses de estudo, apresentou-se distribuída nas divisões Cyanophyta (54%), Chlorophyta (45%) e Bacillariophyta (1%). Todos os táxons encontrados já foram observados em outros estudos em lagoas de estabilização (VASCONCELOS e PEREIRA, 2001; FURTADO et al. 2009; KOTUT et al. 2010).

A divisão dominante no presente estudo foi a Cyanophyta, o que corrobora o estudo realizado por Aquino et al. (2011) em uma lagoa de estabilização, localizado no Município de Barbalha, no Ceará, Brasil, em que os grupos mais representativos também foram as Cyanophyta, seguido das Chlorophyta e Bacillariophyta.

Em lagoas de polimento os grupos das Chlorophyta e Cyanophyta destacam-se por se adaptarem condições de elevados níveis de matéria orgânica no ambiente (*Chlorella sp.*, *Scenedesmus sp.*, *Merismopedia sp.* e *Planktothrix sp.*) (Shanthala et al. 2009).

A abundância relativa, referente ao total dos pontos amostrados no presente estudo, revela a dominância das cianobactérias nos pontos P2, P3, P4, P5 e P6, enquanto que, para as Chlorophyta, não foi possível observar os resultados, visto que as concentrações se mostraram inferiores ao das Cyanophyta (Figura 5.21). O domínio das Cyanophyta em relação às Chlorophyta reflete no desenvolvimento acelerado das cianobactérias, que são de fácil adaptação em ambientes muito eutrofizados e com pouca penetração de luz, o que faz com que o grupo prevaleça em todas as amostras e horários do presente estudo. No estudo de Aquino et al. (2010), espécies de cianobactérias ocorreram em todos os pontos estudados, representando 100% das amostras analisadas, que corrobora o presente estudo.

A Figura 5.22 apresenta as densidades da divisão Cyanophyta nas diferentes profundidades da coluna d'água. Os meses com maior densidade foram Novembro/15,

Dezembro/15 e Janeiro/16. Mesmo nos meses em que ocorreu estratificação térmica e química, as cianobactérias dominaram a coluna d'água em todas as profundidades e não foi possível observar um padrão de comportamento, ou preferência por uma profundidade específica.

Como as cianobactérias possuem um metabolismo bastante versátil, elas podem ocupar diferentes nichos ecológicos (Pastich et al. 2016). Por conta disto, não foi observado um padrão de variação ao longo da coluna d'água nos diferentes horários, porém é possível estabelecer uma profundidade mais adequada para instalação dos dispositivos de saída, entre 30 e 90 cm em relação à superfície, de forma a evitar as maiores densidades. É importante ressaltar que os meses em que o grupo apresentou maiores densidades representam um maior risco quanto à produção de toxinas. O mesmo padrão foi observado para o grupo das Chlorophytas. Esses resultados podem ser observados nas Figuras 5.22 e 5.23, nos quais ocorrem densidades ligeiramente menores.

A mesma relação de altura pode também ser observada para o nitrogênio amoniacal e para os sólidos (Figuras 5.10, 5.11, 5.12 e 5.13). Segundo Sperling et al. (2010) a atividade biológica realizada pelas algas tem relação direta com os nutrientes, como nitrogênio, ao longo de sistemas de tratamento com lagoas.

A dominância das cianobactérias já foi registrada em lagoas de estabilização tratando esgoto doméstico, que também pode ocasionar problemas de saúde pública no corpo receptor, já que são potencialmente tóxicas (VASCONCELOS e PEREIRA 2001; FURTADO et al. 2009; Bittencourt-Oliveira et al. 2012; Ramos CPS et al. 2016-A e B). No presente estudo foi encontrado o gênero *Microcystis*, que é apontada como potencialmente tóxica (SÍLVIA e SPERLING, 2011).

Pela Figura 5.23 pode-se observar que a densidade do grupo das Chlorophyta para os meses de Outubro, Novembro e Janeiro apresentaram-se maiores, entretanto, durante o período estudado a densidade foi menor que a observada nas Cyanophyta. O mesmo padrão de dominância foi observado em outras lagoas de polimento (VASCONCELOS e PEREIRA 2001; AHMADI et al. 2005; SOLDATELLI et al. 2010). O padrão de estratificação entre as alturas e os horários observados para as Chlorophyta foi semelhante ao ocorrido com as Cyanophyta.

As Chlorophytas apresentaram maior diversidade, porém a maioria das espécies foi classificada entre pouco frequentes (P) e frequentes (F) (Figura 5.26). As espécies *Monoraphidium circinale*, *Monoraphidium arcuatum*, *Closteriopsis acicularis* e

*Desmodesmus sp.1*, foram as muito freqüentes (MF), enquanto que a *Closteriopsis acicularis* se manteve constante em todo período de estudo.

Para as concentrações de clorofila-a, os meses de Novembro, Dezembro e Janeiro, apresentaram as maiores concentrações com máxima de  $1284 \mu\text{L}^{-1}$  (P4-9h) em Janeiro e a menor concentração encontrada ocorreu em Agosto com  $53 \mu\text{L}^{-1}$  (P5-17h). Durante todo o período de estudo houve grande variação entre os horários. O mês de Agosto foi o que mostrou menores concentrações. No estudo realizado por Y. Gao et al. (2016), foi possível observar que as concentrações de clorofila-a apresentam variação sazonal e diurna no perfil da coluna d'água, em diferente meses do ano (Figura 5.24).

Em relação à frequência de ocorrência foi possível observar que a maioria das espécies esteve presente durante todo o período de estudo, em especial o grupo das cianobactérias que foram dominantes (Figuras 5.25). Das espécies de cianobactérias encontradas a *Planktothrix agardhii* e *Microsistis sp.*, apontadas com alto potencial tóxico e pertencentes a categoria de muito frequente, apresentaram tendência a coexistência, o que corrobora as pesquisas realizadas por Furtado et al. 2009, as quais apontam para a coexistência e/ou alternância entre cianobactérias cocóides (*Microcystis sp.* e *Merismopedia sp.*) e filamentosas (*Planktothrix sp.* e *Cylindrospermopsis sp.*) em lagoas de estabilização. Segundo AHMADI et al. (2005) a presença e dominância da *Microsistis sp.* aumenta como resposta a presença de nitrato.

Muito embora não exista legislação nacional ou estadual que defina os limites de lançamento de efluentes em corpos hídricos relativos à densidade de cianobactérias, os valores observados no efluente final da lagoa encontram-se superiores aos limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05 para rios de classe II (Figura 5.27). Com base nessa observação, caso esse efluente fosse lançando diretamente ao corpo receptor, provavelmente causaria impacto na qualidade hídrica. Entretanto, a ETE em questão, dispõe de um tratamento terciário para retenção do fitoplâncton.

## 7 CONCLUSÃO

- Não foram observadas variações temporais nas concentrações ao longo do dia dos seguintes parâmetros: nitrogênio total (N-NTK), fósforo total e o ortofosfato. Ocorreu um aumento de turbidez na lagoa justificada pelo crescimento de biomassa algal.
- Os meses de Outubro e Novembro foram os que a lagoa esteve mais tempo estratificada, em Janeiro não ocorreu estratificação térmica. A variação nos valores de pH foi similar à observada em relação a temperatura. Para oxigênio dissolvido, os meses com maior estratificação química foram Outubro, Novembro e Dezembro.
- A comunidade fitoplanctônica foi dominada pelas cianobactérias durante todo o período de monitoramento e todas as profundidades estudadas na coluna d'água. A dominância das cianobactérias foi à mesma independente da estratificação. Não foi possível observar variações ao longo da coluna d'água para densidade de algas.
- As espécies de cianobactérias, potencialmente produtoras de cianotoxinas, *Microcystis sp.*, *Planktothrix agardhii* e *Mesormedion tenuissima*, foram dominantes durante todo período de estudo.
- Os resultados obtidos demonstraram uma menor densidade fitoplânctônica no dispositivo de saída da lagoa entre 30 e 90 cm em relação à superfície, em que não foi observada preferência de horários para o aumento da densidade. A melhor altura para localização do dispositivo de saída do efluente seria um ponto intermediário entre 30 e 90 cm em relação à superfície.

## REFERÊNCIAS

- AHMADI, A.; RIAHI, H.; NOORI, M. Studies of the effects of environmental factors on the seasonal change of phytoplankton population in municipal waste water stabilization ponds. **Toxicological & Environmental Chemistry**, Oct.–Dec. 87(4): 543–550, 2005.
- AMENGUAL-MORRO, C.; NIELL, M. G.; MARTÍNEZ-TABERNER, A. Phytoplankton as bioindicator for waste stabilization ponds. **Journal of Environmental Management** 95, S71eS76, 2012.
- ANAGNOSTIDIS, K. & KOMAREK, J. Modern approach to the classification system of Cyanophyta, 3: Oscillatoriales. **Algological Studies** 80(1/4): 327-472, 1988.
- APHA, AWWA, WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 22<sup>st</sup> ed. Washington, 2012.
- AQUINO, E. P., OLIVEIRA, E. C. C. FERNANDES, U. L. & LACERDA, S. R. Fitoplâncton de uma lagoa de estabilização no nordeste do Brasil. **Braz. J. Aquat. Sci. Technol.** 15 (1):71-77, 2011.
- AQUINO, E. P.; LACERDA, SÍRLEIS RODRIGUES; FREITAS, ANTÔNIA IONARA GONÇALVES DE. Cianobactérias das Lagoas de Tratamento de Esgoto no Semi-árido Nordeste (Ceará, Brasil) **Revista de Botânica – Journal of Botany**, Florianópolis, n. 39, p. 34-46. 2010.
- ARAGÃO, N. K. C. V.; GOMES, C. T. S.; GIULLIARI, A.S.T. LIRA; ANDRADE, C. M. Estudo da comunidade fitoplanctônica no reservatório do Carpina-PE, com ênfase em Cyanobacteria. **Ver. Inst. Adolfo Lutz**, São Paulo, 66(3): 240-248, 2007.
- ARAUZO M. Harmful effects of un-ionised ammonia on the zooplankton community in a deep waste treatment pond. **Water Research**, 37, 1048-1054, 2003.
- AZEVEDO, SANDRA M. F. O.; CARMICHAEL, W. W.; ELISE M. JOCHIMSEN, ELISE M.; RINEHART, KENNETH L.; SHARON LAU; GLEN R. SHAW; EAGLESHAM, GEOFF K. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru Brazil. **Toxicology**, 181-182, 441-446, 2002.
- BALLOT, ANDREAS; FASTNER JUTTA; LENTZ, MARÉN; WIEDNER, CLAUDIA. First report of anatoxin-a-producing cyanobacterium *Aphanizomenon issatschenkoi* in northeastern Germany. **Toxicon**, 56, 964–971, 2010.
- BARRINGTON, D. J.; GHADOUANI, A.; IVEY, G. N. Cyanobacterial and microcystins dynamics following the application of hydrogen peroxide to waste stabilisation ponds. **Hydrol. Earth Syst. Sci.**, 17, 2097–2105, 2013.
- BASTOS, R. K. X.; DORNELAS, F. L.; RIOS, E. N.; RUAS, D. B.; OKANO, W. Y. Dinâmica da qualidade da água e da comunidade Planctônica em lagoas de polimento. Estudo de Caso no sudeste brasileiro. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica**. 1 Vol. 3, No. 1, 97 – 107, 2010.

BICUDO, C. E. M.; Menezes M. Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições. **RIMA**, São Carlos, 2005.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; DIAS, S. N.; MOURA, A. N.; CORDEIRO-ARAÚJO, M. K.; DANTAS, E. W. Seasonal dynamics of cyanobacteria in a eutrophic reservoir (Arcoverde) in a semi-arid region of Brazil. **Braz. J. Biol.**, vol. 72, no. 3, p. 533-544, 2012.

BRASSAC, N. M.; LUDWIG, T. A. V. Fragilariaceae (Bacillariophyceae) de rios da bacia do Iguçu, Estado do Paraná, Brasil. **Revista Brasil. Bot.**, V.26, n.3, p.311-318, jul.-set. 2003.

BROWN, N.; SHILTON, A. Luxury uptake of phosphorus by microalgae in waste stabilisation ponds: current understanding and future direction. **Rev Environ Sci Biotechnol**. 2014.

CALIJURI, M. C.; ALVES, M. S. A.; DOS SANTOS, A. C. A. Cianobactérias e Cianotoxinas em Águas Continentais. 1. ed. **São Carlos: Rima**, 1, 109, 2006.

CARMICHAEL, W. W. ET AL. Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins. **Environ. Health Perspect.** 109:663-668, 2001.

**CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente** - 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 da outras providências. Resolução n. 357, de 17 de março de 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/>> Acesso em 13 de julho de 2016.

DIAS, D. F. C.; POSSMOSER-NASCIMENTO, T. E.; RODRIGUES, V. A. J.; VON SPERLING; M.. Overall performance evaluation of shallow maturation ponds in seriestreating UASB reactor effluent: Ten years of intensive monitoring of a system in Brazil. **Ecological Engineering** 71, 206–214, 2014.

DOMINGOS, P., RUBIM, T. K., MOLICA, R. J. R., AZEVEDO, S. M. F. O., CARMICHAEL, W. First report of microcystin production by picoplanktonic cyanobacteria isolated from a northeast Brazilian drinking water supply. **Environmental Toxicology**, 14, 31–35, 1998.

DUY TAN PHAM; GERT, E.; JANSSENS, N.; ALVARADO, A.; NOPENS, I.; PETER L. M. G. Algal community analysis in a waste stabilisation pond. **Ecological Engineering** 73, 302–306, 2014.

EDLER, L. Recommendations on methods for marine in the Baltic Sea: phytoplankton and chlorophyll. **The Baltic marine Biologist**, Lund:n.5, p.1-38, 1979.

EGBERT H. VAN NES; MARCEL. S. VAN DEN BERG; JOHN S. C.; HUGO, C.; SCHEFFER, M.; VAN IERLAND, E. A simple model for evaluating the costs and benefits of aquatic macrophytes. **Hydrobiologia** 415: 335–339, 1999.

ESTEVEZ, Francisco de Assis. **Fundamento da limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

FERREIRA, R. A. R.; CAVENAGHI, A.L.; VELINI, E.D.4, CORRÊA, M.R.; NEGRISOLI, E.; BRAVIN, L.F.N.; TRINDADE, M.L.B.; PADILHA, F.S. Monitoramento de fitoplâncton e microcistina no reservatório da UHE Americana. **Planta daninha, Viçosa**, v. 23, n. 2. 2005.

FURTADO, ANA L. F. F. F.; CALIJURI, M. DO C.; LORENZI, A. S.; HONDA, R. Y.; GENUÁRIO, D. B.; FIORE, M. F. 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.

HAMMOUDA, O.; GABER, A.; ADBEL-HAMEED, M. S. Assessment of the effectiveness of treatment of wastewater-contaminated aquatic systems with *Lemna gibba*. **Enzyme. Microb. Technol.**, vol. 17, April, 1995.

HENTSCHKE, G. SCOTTA; PRADO, JOÃO FERNANDO. *Chlorococcales s. l. (Chlorophyceae) e Zygnematales (Zygnematomyceae)* em um açude do Balneário do Lérmen, Rio Grande do Sul, Brasil. **IHERINGIA, Sér. Bot.**, Porto Alegre, v. 67, n. 1, p. 59-7, 2012.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo demográfico. 2013. Disponível em: < <http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/dtbs/pernambuco/rioformoso.pdf>>. Acesso em 31 de Outubro de 2015.

KAYOMBO S., MBWETTE T.S.A, MAYO A.W., KATIMA J.H.Y AND JORGENSEN S.E. Diurnal cycles of variation of physical-chemical parameters in waste stabilization ponds. **Ecological Engineering**, 18, 287-29, 2002.

KELLNER, E. AND PIRES, E.C., The influence of thermal stratification on the hydraulic behavior of waste stabilization ponds. **Water Science and Technology**, vol. 45 (2002), no. 1, pp. 41-48.

KÖRNER, SABINE; JAN E. VERMAAT; SIEMEN VEENSTRA. The Capacity of Duckweed to Treat Wastewater: Ecological Considerations for a Sound Design. **J. Environ. Qual.**, Vol. 32, September–October 2003.

KOTUT, KIPLAGAT; BALLOT, ANDREAS; WIEGAND, CLAUDIA; LOTHAR, KRIENITZ. Toxic Cyanobacteria at Nakuru sewage oxidation ponds - A potential threat to wildlife. **Limnologica** 40, 47–53, 2010.

LEE, R. E. **Phycology**. 2 ed. Australia. ISBN 0-521-36502-3, 1989.

LOBO, E. e LEIGHTON, G. Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctonicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. **Revista Biología Marina y oceanografía.**, 22(1): 1-29, 1986.

MASCARENHAS, L. C. A.; VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. DE L. Avaliação do desempenho de lagoas de polimento Rasas, em série, para o pós-tratamento de efluentes de reator UASB. Vol. 9 - Nº 1 - jan/mar, 45-5, 2004.

MATEUCCI, S. D. e COLMA, A. La metodología para el estudio de La vegetación. Colección de monografías científicas. **Série Biología**. V.22, p. 1-168, 1982.

MBEDI, S.; WELKER, M. W.; FASTNER, J.; WIEDNER, C. Variability of the microcystin synthetase gene cluster in the genus *Planktothrix* (Oscillatoriales, Cyanobacteria). **FEMS Microbiology Letters** 245, 299–306, 2005.

MOLICA R.; AZEVEDO, S. Ecofisiologia de cianobactérias produtoras de cianotoxinas. **Oecol. Bras.**, 13(2): 229-246, 2009.

MOLICA, R. J. R., OLIVEIRA, E. J. A., CARVALHO, P. V. V. C., COSTA, A. N. S. F., CUNHA, M. C. C., MELO, G. L., AZEVEDO, S. M. F. O. Occurrence of saxitoxins and an anatoxinas like anticholinesterase in a Brazilian drinking water supply. **Harmful Algae**, 4, 743–753, 2005.

OLIVEIRA, F. H. P. C. DE; SILVA, J. D'ARC B. DA; COSTA, A. P. N. S. F.; RAMALHO, W. P.; MOREIRA, C. H. P.; CALAZANS, T. L. S. Cyanobacteria community in two tropical eutrophic reservoirs in northeastern Brazil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences Maringá**, v. 37, n. 2, p. 169-176, Apr.-June, 2015.

OLIVEIRA, H. B. O.; ARAÚJO, M. K. A.; MOURA, A. DO N.; DANTAS, E. W. **Cianobactérias no reservatório de Itaparica. X Jornada de ensino, pesquisa e extensão – JEPEX – UFRPE: Recife, 2010.**

OLIVEIRA, S. C.; VON SPERLING, M. Performance evaluation of UASB reactor systems with and without post-treatment. **Water Science & Technology—WST**, 59.7, 2009.

PAERL, H.W. E PAUL, V.J. Climate change: links to global expansion of harmful cyanobacteria. **Water Research**, vol. 46, no. 5, pp. 1349-1363, 2012.

PARRA O., M. GONZÁLEZ, V. DELLAROSA, P. **Manual Taxonómico del Fitoplancton de Aguas Continentales, con especial referencia al fitoplancton de Chile**. Vol. V- Chlorophyceae. Parte I: Volvocales, Tetrasporales, Chlorococcales y Ulothricales. Universidad de Concepción, Concepción. 146 p., 1983.

PASTICH E. A., GAVAZZA S, CASÉ MCC, FLORENCIO L, KATO MT. Structure and dynamics of the phytoplankton community within a maturation pond in a semiarid region. **Brazilian Journal of Biology** 76, (1): 144-15. (A), 2016.

PASTICH, E. A., SILVIA M. BARBOSA, LOURDINHA FLORENCIO, SAVIA GAVAZZA AND MARIO T. KATO. The influence of environmental factors on the diel variation of phytoplankton in stabilization ponds. **Interciencia**, vol. 41, núm. 5, mayo, pp. 330-333. (B), 2016.

PETER, VAN DER S.; BRENNER, A.; BUUREN, J. V.; GIDEON, O. Post-treatment of UASB reactor effluent in an integrated duckweed and stabilization pond system. **Wat. Res.** Vol. 33, No. 3, pp. 615, 620, 1999.

PHAM, D. T.; EVERAERT, G.; JANSSENS, N.; ALVARADO, A. S.; NOPENS, I. P; GOETHALS, L.M. Algal community analysis in a waste stabilisation pond. **Ecological Engineering**. 73, 302–306, 2014.

PIO, M. C. DA S.; SOUZA, K. DOS S. DE; SANTANA, G. P. Capacidade da *Lemma aequinoctialis* para acumular metais pesados de água contaminada. **Acta Amazônica**. VOL. 43(2), 203 – 210, 2013.

RAMOS, C. P. DA S.; LIRA, O. DE O.; LIRA, G. A. AS S. T. DE. Cianobactérias em mananciais utilizados por sistemas autônomos de abastecimento de água e esgoto (saae) de municípios da Zona Mata Sul de Pernambuco. **Vigil. sanit. debate** – B ;4(1):20-26, 2016.

RAMOS, C. P. DA S.; LIRA, O. O. DE; LIRA, G. A. DA S. T. DE. Cianobactérias em mananciais utilizados por sistemas autônomos de abastecimento de água e esgoto (SAAE) de municípios da Zona Mata Sul de Pernambuco. **Vigil. Sanit. Debate**, 4(1):20-26, 2016.

RAMOS, C. P. da S.; MENEZES, T. G. C.; ALMERINDA AGRELLI; ALVES, I. A. B. dos S.; DA LUZ, J. C.; DA SILVA, C. T. G.; PINHEIRO, I. O.; JÁCOME J. A. T. Cianobactérias e microcistina em águas de rio destinadas ao abastecimento de centro industrial de Caruaru, PE, Brasil. **Vigil. sanit. Debate-A** ;4(1):27-35, 2016.

RIEDIGER, W.; BUENO, N.C.; JATI, S.; SEBASTIEN, N.Y. Fitoplâncton de lagoas de estabilização da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) no oeste do Paraná, Brasil: classes *Chlorophyceae* e *Euglenophyceae*. **IHERINGIA, Sér. Bot.**, Porto Alegre, v. 69, n. 2, p. 329-340, Dezembro 2014.

RODRIGUES, L. S.; SILVA, I. J.; SANTOS, R. L. H.; GOULART, D. B.; OLIVEIRA, P.R.; Von Sperling, M.; FONTES, D.O. Avaliação de desempenho de lagoa de polimento para pós-tratamento de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) no tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Arq. Bras. Med. Vet. Zootec.**, v.61, n.6, p.1428-1433, 2009.

RUOCHUAN, G.; STEFAN, H.G. Stratification dynamics in wastewater stabilization ponds. **Water Research**, 29, (8), 1909-1923, 1995.

SHANTHALA M.; SHANKAR P. HOSMANI; BASALING B. HOSETTI. Diversity of phytoplanktons in a waste stabilization pond at Shimoga Town, Karnataka State, India. **Environ Monit Assess**, 151:437–443, 2009.

SILVA, M. H. DA; SILVA-CUNHA, M. DA G. G. DA; PASSAVANTE, J. Z. DE O.; GREGO, C. K. DA S.; MUNIZ, K. Estrutura sazonal e espacial do microfitoplâncton no estuário tropical do rio Formoso, PE, Brasil. **Acta bot. bras.** 23(2): 355-368. 2009.

SÍLVIA, C. O.; VON SPERLING, M. Performance evaluation of different wastewater treatment technologies operating in a developing country. **Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development**, 01.1, 2011.

SOLDATELLI, F. V.; SCHWARZBOLD, A. Comunidade fitoplanctônica em lagoas de maturação, Caxias do Sul, Rio Grande do Sul, Brasil. **IHERINGIA, Sér. Bot.**, Porto Alegre, 65, 1, 75-86, junho, 2010.

STEEN, P. VAN DER; BRENNER, A.; BUUREN, J. V.; ORON, G. Post-treatment of uasb reactor effluent in an integrated duckweed and stabilization pond system. **Wat. Res.** vol. 33, No. 3, pp. 615±620, 1999.

TADESSE I., GREEN F.B. AND PUHAKKA J.A. Seasonal and diurnal variations of temperature, pH and dissolved oxygen in advanced integrated wastewater pond system treating tannery effluent. **Water Research**, 38, 645-654, 2004.

TEIXEIRA, M. G. L. C., COSTA, M. C. N., CARVALHO, V. L. P., PEREIRA, M. S. & HAGE, E. Epidemia de gastroenterite na área da barragem de Itaparica, Bahia. **Bol. Sanit. Panam.** 114(6): 502-511, 1993.

TSUKAMOTO. R. Y. & TAKAHASHI, N. S. Cianobactérias + Civilização = Problemas para a Saúde, a Aquicultura e a Natureza. **Panorama da Aquicultura**, p. 24-33, 2007.

VAITOMAA, J.; RANTALA, A.; HALINEN, K.; ROUHIAINEN, L.; TALLBERG, P.; MOKELKE, L.; SIVONEN, K.. Quantitative Real-Time PCR for Determination of Microcystin Synthetase E Copy Numbers for *Microcystis* and *Anabaena* in Lakes. **Applied and environmental microbiology**, Dec., p. 7289–7297 Vol. 69, No. 12, 2003.

VASCONCELOS, V. M; PEREIRA E. Cyanobacteria diversity and toxicity in a wastewater treatment plant (Portugal). **Water Research** 35, (5): 1354-1357, 2001.

VILLAFANE, V. REID, F. Metodos de Microscopia para la Quantificacion Del Fitoplancton. In: Alveal K, Ferrario M, Oliveira E, Sar E (eds) **Manual de Métodos Ficológicos**. Universidad de Concepcion. Concepcion, Chile, p. 169-185, 1995.

VON SPERLING, M.; DORNELAS, F. A. L. ASSUNÇÃO, A. C. DE PAOLI AND M. O. A. MABUB. Comparison between polishing (maturation) ponds and subsurface flow constructed wetlands (planted and unplanted) for the post-treatment of the effluent from UASB reactors. **Water Science & Technology-WST**, 61, 5, 2010.

WALLACE, J.; CHAMPAGNE, P.; GEOFF, H.; ZHAOCHU, Y.; XUDONG, L. Determination of Algae and Macrophyte Species Distribution in Three Wastewater Stabilization Ponds Using Metagenomics Analysis. **Water**, 7, 3225-3242, 2015.

YAN, G.; ZHENHUA, Z.; XINHONG, L.; NENG, Y.; LI, Z.; WEI, S.; YAN, W.; ASIT, M.; SHAOHUA, Y. Seasonal and diurnal dynamics of physicochemical parameters and gas production in vertical water column of a eutrophic pond. **Ecological Engineering** 87, 13–323, 2016.

ZIMMO, O. R.; R. AL SA'ED; GIJZEN, H. Comparison between algae-based and duckweed-based wastewater treatment: differences in environmental conditions and nitrogen transformations. **Water Science and Technology** Vol 42 Nos 10–11 pp 215–222, 2000.

ZIMMO, O. R.; VAN DER STEEN, N. P.; GIJZEN, H. J. Effect of Organic Surface Load on Process Performance of Pilot-Scale Algae and Duckweed-Based Waste Stabilization Ponds. **J. Environ. Eng.**, 131(4): 587-594, 2005.