



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E
AMBIENTAL
CAMPUS I - CAMPINA GRANDE**

**AVALIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE NUTRIENTES (N E P) NO
MÓDULO II DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS DE
MANGABEIRA NA GRANDE JOÃO PESSOA-PB**

LUCIANO ANDRÉ DE FREITAS

CAMPINA GRANDE - PB
MARÇO - 2006

**AVALIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE NUTRIENTES (N E P) NO
MÓDULO II DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS DE
MANGABEIRA NA GRANDE JOÃO PESSOA-PB**

LUCIANO ANDRÉ DE FREITAS

LUCIANO ANDRÉ DE FREITAS

**AVALIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE NUTRIENTES (N E P) NO
MÓDULO II DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS DE
MANGABEIRA NA GRANDE JOÃO PESSOA-PB**

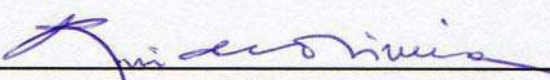
Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado
em Engenharia Civil da Universidade Federal de
Campina Grande – UFCG, em cumprimento às
exigências para obtenção do grau de Mestre.

Área de concentração: Recursos Hídricos
Sub-área: Engenharia Sanitária e Ambiental
Orientadores: Prof. Dr. Rui de Oliveira
Prof. Dra. Mônica de Amorim Coura


CAMPINA GRANDE - PB
MARÇO - 2006

**AVALIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE NUTRIENTES (N E P) NO
MÓDULO II DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS DE
MANGABEIRA NA GRANDE JOÃO PESSOA-PB**


COMISSÃO EXAMINADORA



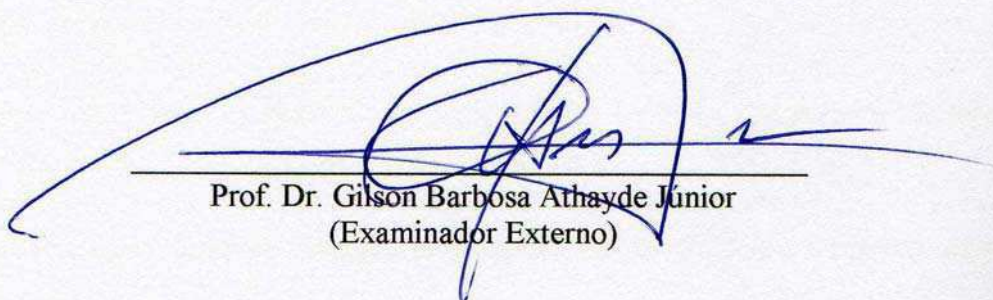
Prof. Dr. Rui de Oliveira
(Orientador)



Prof. Dra. Mônica de Amorim Coura
(Orientadora)



Prof. Dra. Paula Francinetti F. Cavalcanti
(Examinadora Interna)



Prof. Dr. Gilson Barbosa Athayde Júnior
(Examinador Externo)

CAMPINA GRANDE - PB
MARÇO - 2006

A

Meus pais

Luiz de Freitas e Maria José Costa Freitas

Companheiros que me deram forças para
superar todas as dificuldades encontradas ao
longo de minha jornada.

AGRADECIMENTOS

A Deus, primeiramente, que atendeu a todos os meus pedidos e me ensinou a conduzir este trabalho de forma responsável e honesta;

Aos meus pais, que sempre me incentivaram e me apoiaram ao longo desta jornada; e ao meu irmão, pela amizade e disponibilidade técnica;

Aos meus orientadores Dr. Rui de Oliveira e Dra. Mônica de Amorim Coura, pela orientação, cumplicidade e incentivos neste trabalho;

Ao amigo Simão Almeida, pela imensa ajuda e compreensão;

Aos companheiros de estudo e trabalho João, Manuela e Kleber;

Aos professores Adrianus e Paula pelo espaço cedido nas horas necessárias;

Aos professores da área de Engenharia Sanitária e ambiental - AESA - da UFCG, pelos ensinamentos dispensados;

As funcionárias Walmaria e Nélia pela disponibilidade e apoio laboratorial;

A Companhia de Água e Esgotos da Paraíba - CAGEPA;

A Dr. Rubens, Dra. Tânia Maia e Carolina Arruda, pela disponibilidade e atenção dispensada para o desenvolvimento desse trabalho;

A Laís, pela assistência prestada no laboratório de monitoramento de efluentes da CAGEPA;

A professora Dra. Celeide Sabino pelo apoio na estatística desenvolvida neste trabalho;

Aos operadores e funcionários da CAGEPA, Soraia, Severino, Dilermano, Antônio, Cleonice, Maribel e Manacés;

Ao CNPq pela concessão da bolsa de pós-graduação;

Enfim, a todos que contribuíram de forma direta ou indireta para elaboração deste trabalho.

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFCG

F866a Freitas, Luciano André de
2006 Avaliação das concentrações de nutrientes (N e P) no Módulo II da estação de tratamento de esgotos de Mangabeira na Grande João Pessoa-PB/ Luciano André de Freitas.- Campina Grande, 2006.
95f. il.

Referências.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Ciências e Tecnologia.

Orientadores: Prof. Rui de Oliveira, Ph.D. e Profa. Mônica de Amorim Coura, Dra.

1– Lagoas de estabilização 2– Nitrogênio 3– Fósforo I - Título

CDU 628.357.1

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 3.1 - Ciclo do nitrogênio.....	13
Figura 3.2 - Ciclo do fósforo.....	17
Figura 3.3 - Mutualismo entre o Fitoplâncton e bactérias em lagoas facultativas e de maturação.....	21
Figura 3.4 - Transformações cíclicas do nitrogênio.....	25
Figura 3.5 - Transformações cíclicas do fósforo.....	26
Figura 4.1 - Representação da ETE de Mangabeira, destacando o Módulo II.....	35
Figura 4.2 - Representação do esgotamento sanitário da grande João Pessoa.....	35
Figura 4.3 - Tratamento preliminar destacando-se o gradeamento em primeiro plano.....	37
Figura 4.4 - Vista geral das lagoas que compõem o Módulo II da ETE de Mangabeira.....	37
Figura 4.5 - Caixa de distribuição de esgotos.....	38
Figura 4.6 - Tubo de descarga do afluente na primeira lagoa anaeróbia.....	39
Figura 4.7 - Canal de passagem C ₁	39
Figura 4.8 - Canal de passagem C ₂	40
Figura 4.9 - Vertedor de saída (EF) do Módulo II.....	40
Figura 4.10 - Rio Cuiá a jusante do lançamento do efluente da ETE de Mangabeira.....	41
Figura 5.1 - Variação da vazão média diária afluente ao Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa - PB, no período compreendido entre 20 de Julho e 20 de Setembro de 2005.....	48
Figura 5.2 - Variação temporal dos valores de pH obtidos na monitoração do esgoto bruto e dos efluentes A ₁ , A ₂ e EF do Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa - PB, no período entre Março e Novembro de 2005.....	51
Figura 5.2a - Médias e intervalos de comparação gráfica (método do GT-2) do pH no esgoto bruto e nos efluentes A ₁ , A ₂ e EF.....	51
Figura 5.3 - Variação temporal das medidas de temperatura obtidas na monitoração do esgoto bruto e dos efluentes A ₁ , A ₂ e EF do Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa - PB, no período entre Março e Novembro de 2005.....	52
Figura 5.4 - Variação temporal das concentrações de oxigênio dissolvido medidas na monitoração do efluente do Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa - PB, no período entre Março e Novembro de 2005.....	54
Figura 5.5 - Variação temporal das concentrações de clorofila “a” obtidas na monitoração dos efluentes A ₂ e EF do Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa - PB, no período entre Março e Novembro de 2005.....	54

Figura 5.6 - Variação de DBO_5 na monitoração do esgoto bruto e dos efluentes A_1 , A_2 e EF do Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa - PB, no período entre Março e Novembro de 2005.....	55
Figura 5.6a - Médias e intervalos de comparação gráfica (método GT-2) de DBO_5 no esgoto bruto e nos efluentes A_1 , A_2 e EF.....	56
Figura 5.7 - Variação de DQO na monitoração do esgoto bruto e dos efluentes A_1 , A_2 e EF do Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa - PB, no período entre Março e Novembro de 2005.....	57
Figura 5.7a - Médias e intervalos de comparação gráfica (método GT-2) de DQO no esgoto bruto e nos efluentes A_1 , A_2 e EF.....	57
Figura 5.8 - Variação das concentrações de NTK obtidas na monitoração do esgoto bruto e dos efluentes A_1 , A_2 e EF do Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa - PB, no período entre Março e Novembro de 2005.....	59
Figura 5.8a - Médias e intervalos de comparação gráfica (método GT-2) de NTK no esgoto bruto e nos efluentes A_1 , A_2 e EF.....	60
Figura 5.8b - Remoção média mensal e remoção média global de NTK no Módulo II da ETE de Mangabeira.....	60
Figura 5.9 - Variação das concentrações de N-NH_3 obtidas na monitoração do esgoto bruto e dos efluentes A_1 , A_2 e EF do Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa - PB, no período entre Março e Novembro de 2005.....	62
Figura 5.9a - Médias e intervalos de comparação gráfica (método GT-2) de N-NH_3 no esgoto bruto e nos efluentes A_1 , A_2 e EF.....	62
Figura 5.9b - Remoção média mensal e remoção média global de N-NH_3 no Módulo II da ETE de Mangabeira.....	63
Figura 5.10 - Variação das concentrações de fósforo total obtidas na monitoração do esgoto bruto e dos efluentes A_1 , A_2 e EF do Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa - PB, no período entre Março e Novembro de 2005.....	64
Figura 5.10a - Médias e intervalos de comparação gráfica (método GT-2) do fósforo total no esgoto bruto e nos efluentes A_1 , A_2 e EF.....	65
Figura 5.10b - Remoção média mensal e remoção média global de fósforo total no Módulo II da ETE de Mangabeira.....	65
Figura 5.11 - Variação das concentrações de ortofosfato solúvel obtidas na monitoração do esgoto bruto e dos efluentes A_1 , A_2 e EF do Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa - PB, no período entre Março e Novembro de 2005.....	67
Figura 5.11a - Remoção média mensal e remoção média global de ortofosfato solúvel no Módulo II da ETE de Mangabeira.....	67
Figura 5.12 - Variação do valor do pH ao longo do ciclo diário no esgoto bruto e nos efluentes A_1 , A_2 e EF do Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa-PB, em 7/9/05 (1° perfil) e 19/10/05 (2° perfil).....	78
Figura 5.13 - Variação da medida de temperatura ao longo do ciclo diário no esgoto bruto e nos efluentes A_1 , A_2 e EF do Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa-PB, em 7/9/05 (1° perfil) e 19/10/05 (2° perfil).....	78

- Figura 5.14 - Variação da concentração de OD ao longo do ciclo diário no efluente EF do Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa-PB, em 7/9/05 (1° perfil) e 19/10/05 (2° perfil)..... 78
- Figura 5.15 - Variação da concentração de clorofila “a” ao longo do ciclo diário nos efluentes A₂ e EF do Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa-PB, em 7/9/05 (1° perfil) e 19/10/05 (2° perfil)..... 79
- Figura 5.16 - Variação da DBO₅ ao longo do ciclo diário no esgoto bruto e nos efluentes A₁, A₂ e EF do Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa-PB, em 7/9/05 (1° perfil) e 19/10/05 (2° perfil)..... 79
- Figura 5.17 - Variação da DQO ao longo do ciclo diário no esgoto bruto e nos efluentes A₁, A₂ e EF do Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa-PB, em 7/9/05 (1° perfil) e 19/10/05 (2° perfil)..... 79
- Figura 5.18 - Variação da concentração de NTK ao longo do ciclo diário no esgoto bruto e nos efluentes A₁, A₂ e EF do Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa-PB, em 7/9/05 (1° perfil) e 19/10/05 (2° perfil)..... 80
- Figura 5.19 - Variação da concentração de N-NH₃ ao longo do ciclo diário no esgoto bruto e nos efluentes A₁, A₂ e EF do Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa-PB, em 7/9/05 (1° perfil) e 19/10/05 (2° perfil)..... 80
- Figura 5.20 - Variação da concentração de fósforo total ao longo do ciclo diário no esgoto bruto e nos efluentes A₁, A₂ e EF do Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa-PB, em 7/9/05 (1° perfil) e 19/10/05 (2° perfil)..... 80
- Figura 5.21 - Variação da concentração de ortofosfato solúvel ao longo do ciclo diário no esgoto bruto e nos efluentes A₁, A₂ e EF do Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa-PB, em 7/9/05 (1° perfil) e 19/10/05 (2° perfil)..... 81

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Contribuição per capita diária de nitrogênio amoniacal e nitrato de uma residência.....	6
Tabela 3.2 - Classificação das águas residuárias em relação às concentrações dos nutrientes nitrogênio e fósforo.....	7
Tabela 3.3 - Concentração média e/ou variação da concentração de nutrientes (N e P), em diversos efluentes.....	8
Tabela 3.4 - Concentrações de nutrientes (N e P) em efluentes de lagoas de estabilização....	10
Tabela 3.5 - Variação da concentração de espécies nutrientes em esgotos domésticos em períodos distintos.....	11
Tabela 4.1 - Características físicas do Módulo II da ETE de Mangabeira.....	36
Tabela 4.1a - Características operacionais, de projeto, do Módulo II da ETE de Mangabeira.....	36
Tabela 4.2 - Métodos utilizados na determinação das variáveis nitrogênio e fósforo monitoradas.....	43
Tabela 4.3 - Métodos utilizados na determinação das variáveis físico-químicas auxiliares monitoradas.....	43
Tabela 5.1 - Parâmetros estatísticos descritivos da vazão afluyente medida no Módulo II da ETE de Mangabeira e precipitação total diária no período de monitoração (20/07 a 20/09/2005).....	47
Tabela 5.2 - Condições operacionais, reais, do Módulo II da ETE de Mangabeira.....	49
Tabela 5.3 - Análise estatística descritiva das variáveis físico-químicas auxiliares determinadas no esgoto bruto e nos efluentes A ₁ , A ₂ e EF.....	49
Tabela 5.4 - Resumo da análise de variância ANOVA (fator único) aplicada aos dados de pH.....	50
Tabela 5.5 - Resumo da análise de variância ANOVA (fator único) aplicada aos dados de temperatura.....	53
Tabela 5.6 - Resumo da análise de variância ANOVA (fator único) aplicada aos dados de Clofíla “a”.....	53
Tabela 5.7 - Resumo da análise de variância ANOVA (fator único) aplicada aos dados DBO ₅	55
Tabela 5.8 - Análise estatística descritiva das variáveis nitrogênio total kjeldahl (NTK) e amoniacal (N-NH ₃), fósforo total (P-T) e solúvel (O-S) determinadas no esgoto bruto e nos efluentes A ₁ , A ₂ e EF.....	58
Tabela 5.9 - Resumo da análise de variância ANOVA (fator único) aplicada aos dados de NTK.....	59

Tabela 5.10 - Resumo da análise de variância ANOVA (fator único) aplicada aos dados de ortofosfato solúvel.....	66
Tabela 5.11 - Cargas médias mensais e médias do período total de monitoração de NTK, N-NH ₃ , fósforo total e ortofosfato solúvel lançadas no rio Cuiá.....	68
Tabela 5.12 - Matriz correlação das variáveis analisadas no esgoto bruto.....	70
Tabela 5.13 - Matriz correlação das variáveis analisadas no efluente A ₁	70
Tabela 5.14 - Matriz correlação das variáveis analisadas no efluente A ₂	70
Tabela 5.15 - Matriz correlação das variáveis analisadas no efluente final do sistema.....	70
Tabela 5.16 - Medidas das variáveis obtidas no perfil no esgoto bruto e nos efluentes A ₁ , A ₂ e EF do Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa-PB, em 7 de Setembro de 2005.....	76
Tabela 5.17 - Medidas das variáveis obtidas no perfil no esgoto bruto e nos efluentes A ₁ , A ₂ e EF do Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa-PB, em 19 de Outubro de 2005.....	77
Tabela 6.1 - Comparação entre as eficiências de remoção de nutrientes entre o Módulo II da ETE de Mangabeira e as ETEs de Campina Grande, Guarabira e Monteiro.....	85

RESUMO

Este trabalho teve por objetivo analisar as concentrações de nutrientes, nitrogênio e fósforo, no Módulo II da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) de Mangabeira, João Pessoa – PB (7°10”Sul; 34°49”Oeste). Esse Módulo foi, inicialmente, projetado para operar com três reatores em série, sendo o primeiro uma lagoa aerada com mistura completa, seguida por uma lagoa aerada facultativa e, por último, uma lagoa de maturação, mas, atualmente, é formado por três lagoas em série, sendo duas anaeróbias e uma facultativa secundária. O sistema, em escala real, conta com um tratamento preliminar constituído por grade e caixa de areia. A calha parshall, com garganta de 23cm, situada a jusante do desarenador, foi projetada para uma vazão máxima de 132,4L/s. No período de investigação a vazão média foi de 35,52L/s. Entre março e novembro de 2005, foram coletadas amostras do esgoto bruto (EB), dos efluentes das lagoas anaeróbias 1 (A₁) e 2 (A₂) e do efluente da lagoa facultativa (EF), semanalmente, entre 8 e 9h da manhã, para análise das variáveis pH, temperatura, OD, clorofila “a”, DBO₅, DQO e das espécies nutrientes, nitrogênio total kjeldahl (NTK) e amoniacal (N-NH₃), fósforo total (P-T) e ortofosfato solúvel (O-S). Além da monitoração de rotina, as variáveis do afluente e dos efluentes do sistema foram determinadas em dois estudos de variação no ciclo diário (perfis). Com base na vazão média diária, nas características físicas dos reatores e na DBO₅ média afluente (264mg.L⁻¹) ao sistema, foram determinados o tempo de detenção hidráulica total de 28,41 dias e as cargas orgânicas superficial e volumétrica na primeira lagoa anaeróbia de 2020,49kgDBO₅/ha.d e 54,74gDBO₅/m³.d, respectivamente. A partir da monitoração do Módulo II da ETE de Mangabeira foi possível demonstrar que as lagoas anaeróbias em série não apresentaram diferenças significativas em relação às concentrações médias de nitrogênio e fósforo sendo descartado o uso desta configuração na melhoria da remoção de nutrientes, sobretudo em escala real. Esse Módulo removeu nitrogênio amoniacal (41%) e fósforo total (25%) de forma similar a outros sistemas regionais (Campina Grande e Guarabira), que possuem aproximadamente a mesma configuração. No entanto, o efluente final do sistema apresentou caráter eutrofizante bastante pronunciado, ou seja, as concentrações de nutrientes foram superiores às estabelecidas pela legislação para a descarga de efluentes em corpos receptores.

ABSTRACT

The aim of this work was to analyze the concentrations of both nitrogen and phosphorus, in the Module II of the Sewage Treatment Plant of Mangabeira, in the City of João Pessoa (7°10"South; 34°49"West), Paraíba state, northeast Brazil. The Module was designed and, initially, operated with three reactors in series, being the first an aerated pond with complete mixture, followed by a facultative aerated pond and a maturation pond, but, nowadays, it is made up of three stabilization ponds in series, being two anaerobic and a secondary facultative. The full scale system was provided with units for preliminary treatment, a manually raked bar screen and a grit chamber. A parshall flume with a 23cm-throat, situated over the grit chamber, was designed for a maximum flow-rate of 132.4L/s. In the investigation period, mean flow-rate was 35.52L/s. Between March and November 2005 samples of raw sewage (EB) and effluents of anaerobic ponds 1 (A₁) and 2 (A₂) and of the facultative pond (EF) were collected, weekly, between 8 and 9 a. m., for determining the variables pH, temperature, dissolved oxygen, chlorophyll "a", BOD₅, COD and the nutrient species, total kjeldahl nitrogen (NTK) and ammonia (N-NH₃), total phosphorus (P-T) and soluble orthophosphate (O-S). Besides the routine monitoring, the same variables were determined in the influent and effluents of the system throughout two variation studies in the daily cycle (profiles). Based on the daily mean flow-rate, the physical characteristics of the reactors and the influent mean BOD₅ value (264mg/L), a total hydraulic retention time of 28.41 days and surface and volumetric organic loadings, in the first anaerobic pond, of 2020.49kgBOD₅/ha.d and 54.74gBOD₅/m³.d, respectively, were determined. Monitoring data analysis showed that the operation of two anaerobic ponds in series did not introduce any significant differences among mean concentrations of forms of nitrogen as well as forms of phosphorus being not recommended the design of this configuration for the improvement of nutrient removal, mainly in full scale plants. Module II removed nitrogen ammonia (41%) and total phosphorus (25%) similarly to other regional treatment systems (Campina Grande and Guarabira), whose configurations are nearly the same. The final effluent of the system was characterized as being very eutrophic, i. e., mean concentrations of nutrients were greater than the maxima permissible values established by the legislation for discharging the effluent into receiving bodies.

SUMÁRIO

LISTA DE ILUSTRAÇÕES.....	vii
LISTA DE TABELAS.....	x
RESUMO.....	xii
ABSTRACT.....	xiii
CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO.....	1
CAPÍTULO 2 – OBJETIVOS.....	4
2.1 - Objetivo geral.....	4
2.2 - Objetivos específicos.....	4
CAPÍTULO 3 – REVISÃO DE LITERATURA.....	5
3.1 - Contribuição de nitrogênio e fósforo.....	5
3.1.1 - Contribuições brutas.....	5
3.1.1.1 - Nitrogênio.....	5
3.1.1.2 - Fósforo.....	6
3.1.2 - Contribuições de efluentes diversos.....	7
3.1.3 - Contribuições de sistemas de lagoas de estabilização.....	9
3.1.4 - Variação cíclica de contribuições de nutrientes.....	9
3.2 - Ciclo de espécies nutrientes (N e P) em ecossistemas aquáticos.....	12
3.2.1 - Ciclo do nitrogênio.....	12
3.2.2 - Ciclo do fósforo.....	16
3.3 - Fatores que afetam a dinâmica das transformações de espécies de nutrientes em lagoas de estabilização anaeróbias e facultativas.....	19
3.3.1 - A condição anaeróbia.....	19
3.3.2 - A condição aeróbia.....	20
3.3.3 - A comunidade microbiana.....	21
3.3.4 - O pH.....	22
3.4 - Transformações de nutrientes em sistemas biológicos aeróbios e anaeróbios.....	24
3.4.1 - Transformações cíclicas do nitrogênio.....	24
3.4.2 - Transformações cíclicas do fósforo.....	24
3.5 - Mecanismos de remoção de nutrientes (N e P) em sistemas de lagoas de estabilização	26
3.5.1 - Remoção de nitrogênio.....	26
3.5.1.1 - Volatilização da amônia.....	26
3.5.1.2 - Assimilação do nitrogênio amoniacal por microrganismos.....	27
3.5.1.3 - Nitrificação e desnitrificação biológica.....	27

3.5.2 - Remoção de fósforo.....	28
3.5.2.1 - Sedimentação.....	28
3.5.2.2 - Precipitação química.....	28
3.5.2.3 - Assimilação biológica de fósforo.....	30
3.6 - Eficiência de remoção de nutrientes em lagoas anaeróbias e facultativas.....	31
3.6.1 - Remoção de nitrogênio.....	31
3.6.2 - Remoção de fósforo.....	32
3.7 - Eficiência operacional de sistemas de lagoas na remoção de nutrientes.....	32
CAPÍTULO 4 – MATERIAIS E MÉTODOS.....	34
4.1 - Local e período do estudo.....	34
4.2 - Descrição do sistema.....	34
4.2.1 - Histórico.....	34
4.2.2 - Características do sistema (Módulo II).....	36
4.3 - Alimentação do sistema.....	38
4.4 - Amostragem	41
4.5 - Análises realizadas e preservação das amostras.....	42
4.6 - Descrição das análises.....	42
4.7 - Medição das vazões.....	44
4.8 - Análise estatística.....	44
CAPÍTULO 5 – APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS.....	46
5.1 - Dados de vazão.....	46
5.2 - Análise estatística das variáveis físico-químicas auxiliares das amostras analisadas.....	49
5.2.1 - pH.....	50
5.2.2 - Temperatura.....	52
5.2.3 - Oxigênio dissolvido.....	53
5.2.4 - Clorofila “a”	53
5.2.5 - DBO ₅	55
5.2.6 - DQO.....	56
5.3 - Análise estatística das variáveis nitrogênio total kjeldahl (NTK) e amoniacal (N-NH ₃), fósforo total (P-T) e ortofosfato solúvel (O-S) das amostras analisadas.....	58
5.3.1 - Nitrogênio total kjeldahl (NTK).....	58
5.3.2 - Nitrogênio amoniacal (N-NH ₃).....	61
5.3.3 - Fósforo total (P-T).....	63
5.3.4 - Ortofosfato solúvel (O-S).....	66
5.4 - Estudo das matrizes de correlação.....	68
5.5 - Monitoração (perfil) de 24 horas.....	71

5.5.1 - pH.....	71
5.5.2 - Temperatura.....	71
5.5.3 - Oxigênio dissolvido.....	72
5.5.4 - Clorofila “a”	72
5.5.5 - DBO ₅	72
5.5.6 – DQO.....	73
5.5.7 - Nitrogênio total kjeldahl (NTK).....	73
5.5.8 - Nitrogênio amoniacal (N-NH ₃).....	74
5.5.9 - Fósforo total (P-T).....	74
5.5.10 - Ortofosfato solúvel (O-S).....	75
CAPÍTULO 6 – DISCUSSÃO.....	82
6.1 - Sobre a remoção de nutrientes no Módulo II da ETE de Mangabeira.....	82
6.2 - Comparação de remoção de nutrientes entre sistemas em série compostos por lagoas anaeróbia e facultativa.....	85
6.3 - Sobre a configuração em série das lagoas anaeróbias na remoção de nutrientes.....	86
6.4 - Perspectivas.....	87
CAPÍTULO 7 – CONCLUSÕES E SUGESTÕES.....	88
CAPÍTULO 8 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	90

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

Efluentes oriundos de estações de tratamento podem conter constituintes indesejáveis e/ou perigosos à biota de corpos aquáticos receptores; desta forma, critérios devem ser estabelecidos com o objetivo de evitar a poluição ou contaminação destes corpos d'água. No Brasil, o CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) e suas secretarias são os órgãos responsáveis por tal incumbência. A capacidade dos corpos aquáticos em suportar determinadas cargas poluidoras vai depender de fatores bióticos e abióticos como temperatura, profundidade e fluxo da água, penetração da luz, localização geográfica, perifiton e crescimento de plantas superiores. Oswald & Romani (1976) relatam que efluentes de lagoas de estabilização que contêm algas em concentrações entre 10 e 50 $\mu\text{g.L}^{-1}$ não causam danos a organismos bentônicos e que no rio Napa, Califórnia, a alta vazão do mesmo é um fator positivo na conservação dos teores de oxigênio dissolvido.

Os vários nutrientes que se encontram de forma assimilável (para os microrganismos) nos efluentes de estações de tratamento de esgoto, principalmente nitrogênio e fósforo, propiciam a síntese de matéria orgânica (material celular do fitoplâncton) nos ecossistemas aquáticos que, além de promover pontos de supersaturação de oxigênio dissolvido (NOVAK, 1976), serve de substrato para vários organismos heterotróficos. Por outro lado, o excesso de nutrientes pode poluir ecossistemas aquáticos e afetar a concentração de oxigênio dissolvido. Sykora & Shapiro (1976) afirmam que as baixas concentrações de oxigênio dissolvido podem afetar a toxicidade de muitos materiais na água, como o chumbo, por exemplo, e comprometer a biota aquática.

Quando o tratamento de águas residuárias não tem por finalidade um estágio terciário, ou seja, até a remoção de nutrientes, o ciclo normal de reciclagem destes constituintes, nos ecossistemas aquáticos, pode ser quebrado. Neste sentido, a excessiva

estimulação da comunidade fitoplanctônica e plantas aquáticas, pela adição de nutrientes na água, promovem a formação de um escudo que impede a penetração da luz e as trocas gasosas entre o meio líquido e a atmosfera. Essas trocas gasosas, em ambientes aquáticos, são extremamente importantes, pois, a falta de oxigênio compromete a respiração dos peixes e outros organismos aquáticos, bem como promove o desenvolvimento de bactérias redutoras de enxofre, que produzem gás sulfídrico (H_2S). Este gás, ao entrar na corrente sanguínea de peixes produz sulfohemoglobina, que asfixia os mesmos (ESTEVES & BARBOSA, 1986).

Nos corpos aquáticos ocorre naturalmente um processo em que há acúmulo gradual de nutrientes, biomassa orgânica e assoreamento do corpo pela sedimentação de detritos. Este processo ocorre desde épocas bastante remotas quando desmatamentos e conseqüente escoamento de nutrientes para lagos provocaram a eutrofização evidenciada pelo excesso de plantas aquáticas. No entanto, a interferência do ser humano, lançando seus resíduos orgânicos, causa desequilíbrio nos corpos d'água e acelera a eutrofização que naturalmente já ocorre. Por conseguinte, ocorre a eutrofização cultural ou artificial que promove o aumento da produtividade primária, principalmente através de microrganismos fotossintetizadores, como algas e cianobactérias.

Esteves (1998) estabelece que corpos aquáticos eutróficos geram mais matéria orgânica do que podem consumir ou decompor, estando, desta forma, em desequilíbrio, comprometendo os múltiplos usos da água e causando morte de peixes e geração de odores em toda a extensão do corpo aquático. Horne & Goldman (1994) afirmam que o grau de eutrofização pode ser medido pela simples utilização de um disco (Disco de Secchi), que mede a transparência da água. Para lagos muito eutróficos esta transparência é de apenas alguns centímetros, enquanto que para os oligotróficos a transparência pode atingir 8 m.

Laws (1993) e Sawyer *et al.* (1994) citam as descargas de esgotos nos corpos hídricos como a causa principal da eutrofização cultural. Sendo assim, o aumento da população aumenta as descargas de esgotos coletados e tratados ou *in natura* nos corpos hídricos e, conseqüentemente, a eutrofização, pois esgotos ricos em nutrientes promoverão a eutrofização acelerada e o colapso em toda a extensão do lago. A Drenagem de solos fertilizados, queda de partículas provenientes da poluição atmosférica e águas de chuva também atuam como propagadoras desta poluição.

Desta forma a eutrofização é desagradável, haja vista a sua capacidade em eliminar a vida de espécies que precisam de oxigênio e estão no hipolímnio de lagos, causar modificação na qualidade e quantidade de peixes de valor comercial, ocasionar problemas estéticos e recreacionais em virtude da excessiva quantidade de algas e plantas macroscópicas. Além

disso, podem ocorrer problemas de toxicidade devido a alguns gêneros de cianofíceas como *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Anabaena* e *Aphanizomenon*, capazes de eliminar toxinas que conferem gosto e sabor a água, e que, conseqüentemente, causam dificuldade e elevação nos custos de tratamento da água. Horne & Goldman (1994) citam ainda à presença de insetos e produção de odor, em virtude da decomposição das algas.

Neste sentido, o Módulo II, composto por duas lagoas anaeróbias em série seguidas por uma lagoa de facultativa, da estação de tratamento de esgotos de Mangabeira foi submetido a estudo das concentrações de nitrogênio e fósforo, principais responsáveis pela eutrofização, com o intuito de verificar sua eficiência de remoção de nitrogênio e fósforo bem como as cargas desses nutrientes lançadas, por seu efluente, no rio Cuiá. Paralelamente a este trabalho também foi verificada eficiência de remoção de matéria orgânica e coliformes termotolerantes.

CAPÍTULO 2

OBJETIVOS

2.1 - Objetivo geral

- Analisar o comportamento das concentrações de nutrientes, nitrogênio e fósforo, no Módulo II da Estação de Tratamento de Esgotos de Mangabeira, João Pessoa-PB.

2.2 - Objetivos específicos

- Avaliar a eficiência de remoção de nutrientes no Módulo II da ETE de Mangabeira;
- Estimar a carga de nutrientes lançada no rio Cuiá e seu potencial eutrofizante;
- Verificar a viabilidade técnica de lagoas anaeróbias em série na remoção de nutrientes.

CAPÍTULO 3

REVISÃO DE LITERATURA

3.1 - Contribuição de nitrogênio e fósforo

Os despejos lançados na rede coletora contribuem para a grande variação da concentração de determinados constituintes nos sistemas de tratamento, sobretudo nitrogênio e fósforo, principais nutrientes responsáveis pela eutrofização.

3.1.1 - Contribuições brutas

3.1.1.1 - Nitrogênio

Nas águas residuárias domésticas o nitrogênio apresenta-se sob quatro formas distintas, quais sejam: nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato. De acordo com Barnes & Bliss (1983), aproximadamente 60% encontram-se na forma de nitrogênio amoniacal, 40% como nitrogênio orgânico e menos de 1% como nitrito e nitrato.

O corpo humano necessita de nitrogênio, haja vista este ser um nutriente essencial na formação de proteínas. Várias atividades realizadas pelo homem contribuem para o fornecimento de nitrogênio às águas residuárias, sendo as excreções de fezes e urina as principais. Feachem *et al.* (1983) apresentam (Tabela 3.1) a contribuição per capita diária de nitrogênio amoniacal e nitrato de uma residência.

Mara (1976) e Feachem *et al.* (1983) relatam que a massa per capita diária de fezes e urina é de 100-400g e 1-1,3kg, respectivamente, sendo encontrados de 5 a 7% de nitrogênio nas fezes e de 15 a 19% na urina. Bitton (1994) relata que dos 70% dos sólidos presentes no esgoto bruto doméstico, entre 40-60% são compostos por proteínas presentes nas fezes e são decompostas, por ação bacteriana, a nitrogênio amoniacal. Na urina, 80% do nitrogênio está presente como uréia a qual é hidrolizada, pela enzima urease, a carbonato de amônio (Equação 3.1) (SAWYER *et al.*, 1994; ESTEVES, 1998; BARNES & BLISS, 1983).

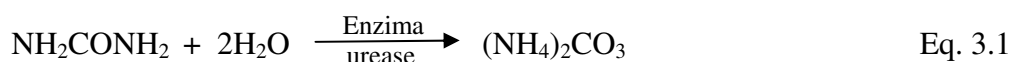


Tabela 3.1 - Contribuição per capita diária de nitrogênio amoniacal e nitrato de uma residência.

FONTE	Nitrogênio amoniacal		Nitrato	
	Massa (g)	(%)	Massa (g)	(%)
Pia do banheiro	0,009	0,3	0,002	3
Ralo de box	0,043	1,3	0,012	16
Pia da cozinha	0,074	2,3	0,008	10
Lavanderia	0,316	9,8	0,035	49
Sanitário	2,782	86,3	0,016	22
TOTAL	3,224	100	0,073	100

Fonte: FEACHEM *et al.* (1983).

3.1.1.2 - Fósforo

Nas águas residuárias domésticas o fósforo é encontrado principalmente como fosfatos, os quais são oriundos, principalmente, dos detergentes sintéticos à base de fosfatos utilizados na lavagem de utensílios domésticos. Sawyer *et al.* (1994) e Metcalf & Eddy (2003) classificam os fosfatos em ortofosfatos, fosfatos condensados e organicamente combinados. Na forma orgânica o fósforo pode provir de excreções humanas e animais (fezes e urina) ou de restos de alimentos, o qual, após decomposição biológica, é convertido a ortofosfato. Gaspar (2003) relata que as excreções de fezes e urina contribuem com 3 a 5,4 e 2,5 a 5g de fósforo, respectivamente.

Van Haandel & Marais (1999) citam as proteínas como fonte de fósforo e que nos países ricos a proporção P/DQO é de 0,02 a 0,03mgP/mg de DQO, enquanto no Brasil esta proporção é inferior, ou seja, 0,01 a 0,02mgP/mg de DQO. Tal fato é atribuído, pelos autores, a que, no Brasil, ainda se usa sabões à base de ácidos graxos de longa cadeia ao invés de sabões à base de polifosfatos, bem como à limitação do consumo de material protéico. Mencionam, ainda, que indústrias que processam material animal possuem efluentes com concentração de fósforo de 0,03mgP/mg de DQO.

Metcalf & Eddy (2003) e Jordão & Pessôa (1995, 2005) classificam as águas residuárias domésticas em forte, média e fraca dependendo da concentração de vários constituintes (DBO₅, DQO, COT, sólidos, nitrogênio, fósforo, cloretos, sulfatos, alcalinidade,

graxas, coliformes termotolerantes e compostos orgânicos voláteis), sendo na Tabela 3.2 apresentadas às concentrações de nitrogênio e fósforo, objeto do estudo em questão, responsáveis por esta classificação.

Tabela 3.2 - Classificação das águas residuárias em relação às concentrações dos nutrientes nitrogênio e fósforo.

Constituinte/ nutriente	Concentração (mg.L ⁻¹)					
	Fraca		Média		Forte	
	M & E	J & P	M & E	J & P	M & E	J & P
Nitrogênio total kjeldahl	20	20	40	20	85	40
Nitrogênio orgânico	8	10	15	10	35	20
Nitrogênio amoniacal	12	10	25	10	50	20
Nitrato	0	0	0	0	0	0,05
Nitrito	0	0,1	0	0,1	0	0,2
Fósforo total	4	5	8	5	15	10
Fósforo orgânico	1	2	3	2	5	4
Fósforo solúvel	3	3	5	3	10	6

Fonte: Adaptado de METCALF & EDDY (2003) e PESSOA & JORDÃO (1995, 2005).

Nota: M & E - Metcalf & Eddy; J & P - Jordão & Pessôa .

3.1.2 - Contribuições de efluentes diversos

Vários tipos de tratamento podem ser utilizados para remoção de matéria orgânica e nutrientes de águas residuárias, quais sejam: lagoas de estabilização, reatores UASB, tanques sépticos, lagoas de polimento, filtro biológico, lodo ativado e terras úmidas (wetlands), sendo que a remoção de nutrientes só se dará, com mais eficiência, nos sistemas que atinjam um nível terciário de tratamento, como os sistemas de lodos ativados e terras úmidas, por exemplo. A Tabela 3.3 apresenta a concentração média e/ou variação da concentração de nutrientes (N e P) no efluente dos sistemas supracitados, estudados por diversos autores.

De acordo com a Tabela 3.3 é fácil de observar que o sistema de lodo ativado, por atingir um nível terciário de tratamento, apresenta as maiores remoções de nitrogênio e fósforo, e, portanto podem não apresentar prejuízos se forem descarregados em corpos receptores.

As altas concentrações de nitrogênio encontradas no reator UASB estão de acordo com Jordão & Pessôa (1995, 2005), os quais relatam que a eficiência de remoção de nitrogênio é limitada ao nível secundário.

Nas lagoas polimento a melhor eficiência de remoção de amônia e fosfatos, quando comparada ao reator UASB, é devido aos altos valores de pH atingidos na massa líquida.

A Tabela 3.3 - Concentração média e/ou variação da concentração de nutrientes (N e P), em diversos efluentes.

Localidade Fonte (Ano) Efluente	Formas, concentração média e/ou variação de nutrientes (N e P)							
	NTK (mg/L)	N-Org. (mg/L)	N-NH ₃ (mg/L)	NO ₂ ⁻ (mg/L)	NO ₃ ⁻ (mg/L)	P-T (mg/L)	P-Org. (mg/L)	O-S (mg/L)
C. Grande, PB Souza <i>et al.</i> (2001) Tanque séptico	67	-	56	-	-	7,4	-	-
C. Grande, PB Souza <i>et al.</i> (2003) UASB	61	-	50	-	0,4	7	-	-
C. Grande, PB Lima (2003) UASB	53,24	7,24	46,01	-	-	6,63	1,88	4,86
C. Grande, PB Souza <i>et al.</i> (2003) Lagoa de polimento	17	-	8,7	-	0,2	4,8	-	-
C. Grande, PB Souza <i>et al.</i> (2003) Filtro biológico	25	-	20	-	0,98	5,8	-	-
C. Grande, PB Lima (2003) Filtro biológico	39,72	3,33	36,38	-	-	5,34	0,48	4,90
C. Grande, PB Souza <i>et al.</i> (2003) Terras úmidas	25	-	20	-	-	5,8	-	-
Jaboatão, PE Morais <i>et al.</i> (2001) UASB	50	-	26	0	1	7	-	-
Jaboatão, PE Morais <i>et al.</i> (2001) Lagoa de polimento	40	-	19	0	1	-	-	-
Florianópolis, SC Bento <i>et al.</i> (2000) Lodo ativado	32,7	20,5	0,8	0	8,7	-	-	-
São Paulo, SP Mendonça (2002) Lodo ativado	29,9	6,1	23,9	0,09	2,1	-	-	-
São Paulo, SP Gaspar (2003) Lodo ativado	2,24- 3,36	-	0-16,8	0,013- 0,678	24-56	0,21- 1,08	-	0-0,13

Nota: NTK - Nitrogênio total Kjeldahl; N-Org. - Nitrogênio orgânico; N-NH₃ - Nitrogênio amoniacal; NO₂⁻ - nitrito; NO₃⁻ - nitrato; P-T - Fósforo total; P-Org. - Fósforo orgânico; O-S - Ortofosfato.

Com relação ao nitrogênio amoniacal, a maioria dos tratamentos apresenta concentração maior que 20mg.L⁻¹, máxima concentração determinada pela Resolução CONAMA 357/05, para lançamento em corpos receptores. Assim, outro destino deverá ser dado a estes efluentes, tal como, a irrigação de culturas.

3.1.3 - Contribuições de sistemas de lagoas de estabilização

Apesar da grande variedade de métodos e sistemas de tratamento de águas residuárias disponíveis, as lagoas de estabilização se apresentam como uma boa alternativa, principalmente em países de clima tropical. No nordeste brasileiro, por exemplo, há condições ambientais favoráveis à construção de lagoas, as quais podem ser utilizadas com muita frequência. Assim, dependendo do tipo e condições operacionais, que podem variar consideravelmente, as concentrações dos nutrientes nitrogênio e fósforo serão bastante distintas. No entanto, como as maiores eficiências de remoção destes nutrientes só serão alcançadas nos sistemas de tratamento terciário, o efluente de um sistema de lagoas de estabilização tende a ser mais útil na fertilização do solo, em virtude das concentrações finais de nitrogênio e fósforo serem mais elevadas. A Tabela 3.4 apresenta algumas concentrações de nutrientes, em efluentes lagoas de estabilização, estudadas no Brasil.

Pela Tabela 3.4 fica evidente que as lagoas anaeróbias (A) e as lagoas em série anaeróbio-facultativa (A+F) apresentam descargas de nitrogênio amoniacal superiores a 30mgN.L^{-1} , enquanto as lagoas facultativas primárias (FP) apresentaram tais concentrações inferiores a 20mgN.L^{-1} . Os sistemas de lagoas de estabilização que possuem lagoas de maturação (A+F+M) apresentam as melhores remoções de nutrientes, como pode ser observado no sistema estudado por Silva (1982) e Bento *et al.* (2003).

O sistema estudado por Oliveira (1990) apresentou, no efluente final, maiores concentrações de nitrogênio amoniacal e fósforo solúvel, provavelmente, devido a maior profundidade dos reatores, quando comparado ao sistema de Silva (1982).

3.1.4 - Variação cíclica de contribuições de nutrientes

As concentrações de nutrientes podem variar consideravelmente diariamente, sazonalmente ou de região para região. Na Tabela 3.5 estão apresentadas às concentrações médias e/ou variação de nitrogênio e fósforo, nas suas diferentes formas, determinadas em esgotos domésticos por alguns autores em diferentes localidades e numa mesma região, em períodos distintos.

A Tabela 3.5 indica que a contribuição dos nutrientes (N e P) não é homogênea numa mesma região, ou seja, as concentrações destas espécies de nutrientes encontradas nas águas residuárias de São Paulo (GASPAR, 2003 e MENDONÇA, 2002) e de Campina Grande (SILVA, 1982; OLIVEIRA 1990; da SILVA, 1992; ARAÚJO, 1993; da SILVA, 1994; REIS, 1995; NASCIMENTO Jr., 1998 e LIMA, 2003) demonstram como estas contribuições variam

ao longo do ano, sendo tal comportamento atribuído à diluição dos esgotos, em virtude de chuvas, ou dos hábitos alimentares heterogêneos da população.

Tabela 3.4 - Concentrações de nutrientes (N e P) em efluentes de lagoas de estabilização.

Localidade Fonte (Ano) Configuração	Formas, concentração média e/ou variação de nutrientes (N e P)						
	NTK (mg/L)	N-Org. (mg/L)	N-NH ₃ (mg/L)	NO ₂ ⁻ (mg/L)	NO ₃ ⁻ (mg/L)	P-T (mg/L)	O-S (mg/L)
C. Grande, PB Silva (1982) A1+F1+M(1a3) Sis.I:Exp 1	29,1	-	8,4	-	1,41	3,05	2,42
C. Grande, PB Silva (1982) A1+F1+M(1a3) Sis.I:Exp 3	17	-	22,1	-	0,31	4,15	2,94
C. Grande, PB Silva (1982) FP 5 - Sis.II:Exp 1	52,2	-	17,1	-	0,33	3,58	3,04
C. Grande, PB Silva (1982) A2+A3 - Sis.III:Exp 1	1,2	-	31	-	0,31	3,89	4
C. Grande, PB Silva (1982) A4 - Sis.III:Exp 1	1,9	-	30	-	0,29	3,78	3,68
C. Grande, PB Oliveira (1990) A7+F9+M(7a9) Sist. I. Exp. I	25	-	25	-	0,52	3,98	3,36
C. Grande, PB Oliveira (1990) A7+F9+M(7a9) Sist. I. Exp. II	40	-	24,4	-	0,52	3,88	3,26
C. Grande, PB Oliveira (1990) FP 13- Sis.II Exp. I	55,2	-	19,9	-	0,55	3,77	2,88
C. Grande, PB Da Silva (1992) A11+F26	-	-	-	-	-	5,2	4,3
Guarabira, PB Florentino (1992) A+F	-	-	35,8	-	0,57	4,86	3,10
C. Grande, PB Araújo (1993) A11+F26	-	-	-	-	-	4,5	3,2
C. Grande, PB Araújo (1993) A11+F26+M(25 a 32)	-	-	-	-	-	3,2	2,5
C. Grande, PB Da Silva (1994) A11+F26	42,7	7,6	35,1	-	-	-	-
Florianópolis, SC Bento <i>et al.</i> (2003) LA-LF-LM1-LM2	17,3	-	13,3	-	-	6,0	-

Nota 1: NTK - Nitrogênio total Kjeldahl; N-Org. - Nitrogênio orgânico; N-NH₃ - Nitrogênio amoniacal; NO₂⁻ - nitrito; NO₃⁻ - nitrato; P-T Fósforo total; O-S - Ortofosfato.

Nota 2: Silva (1982) e Oliveira (1990) trabalharam com o mesmo sistema, porem com características físicas e operacionais distintas, notadamente a profundidade.

Tabela 3.5 - Variação da concentração de espécies nutrientes em esgotos domésticos em períodos distintos.

Localidade Período Fonte (Ano)	Formas, concentração média e/ou variação de nutrientes (N e P)							
	NTK (mg/L)	N-Org. (mg/L)	N-NH ₃ (mg/L)	NO ₂ ⁻ (mg/L)	NO ₃ ⁻ (mg/L)	P-T (mg/L)	P-Org. (mg/L)	O-S (mg/L)
C. Grande, PB 06/77 a 12/81 Silva (1982)	-	-	43,9	-	0,29	6,84	3,46	3,38
C. Grande, PB 07/85 a 12/86 Oliveira (1990)	-	-	26	-	-	4,86	2,4	2,46
C. Grande, PB 01/87 a 12/87 Oliveira (1990)	-	-	23,8	-	-	4,12	1,83	2,29
C. Grande, PB 07/91 a 12/91 Da Silva (1992)	-	-	-	-	-	2,6	1,3	1,3
C. Grande, PB 11/91 a 10/92 Araújo (1993)	-	-	-	-	-	5,4	3,0	2,4
Guarabira, PB 03/90 a 12/90 Florentino (1992)	-	-	22,5-58	-	0,34- 0,87	-	-	-
C. Grande, PB 06/92 a 12/92 Da Silva (1994)	53,9	21,6	32,6	0,035	0,65	-	-	-
C. Grande, PB 08/91 a 12/91 Reis (1995)	-	-	20,4	-	0,2	-	-	-
C. Grande, PB 04/94 a 03/95 Nascimento Jr. (1998)	-	13	23,8	-	-	5,3	1,7	2,6
Florianópolis, SC 29/09/99 a 08/12/99 Bento <i>et al.</i> (2000)	106	68,1	38	0,1	0,6			
Jaboatão, PE 2000 a 2001 Morais <i>et al.</i> (2001)	44	-	18	-	-	6	-	-
São Paulo, SP 08/05/01 a 28/11/01 Mendonça (2002)	79,9	24,9	48	0,01	5,1	-	-	-
São Paulo, SP 01/09/02 a 31/03/03 Gaspar (2003)	29,96- 57,68	-	23,8- 50,4	-	-	6,82- 10,62	-	3,95- 6,65
C. Grande, PB 26/11/02 a 13/03/03 Lima (2003)	60,18	17,02	43,16			7,77	3,18	4,68
São Paulo, SP 01 a 28/03/03 Gaspar (2003)	49,28- 67,2	-	10,04- 52,08	-	-	9,7-15,5	-	5,1-8,6
São Paulo, SP 29/04/03 a 02/06/03 Gaspar (2003)	55,44- 84	-	40,32- 58,52	-	-	9,12- 16,67	-	5,22- 8,79
São Paulo, SP 03 a 13/06/03 Gaspar (2003)	70-126	-	58,8- 114,52	-	-	7,27- 15,65	-	7,21- 14,47

(CONTINUA)

(CONCLUSÃO)

Tabela 3.5 - Variação da concentração de espécies nutrientes em esgotos domésticos em períodos distintos.

Localidade Período Fonte (Ano)	Formas, concentração média e/ou variação de nutrientes (N e P)							
	NTK (mg/L)	N-Org. (mg/L)	N-NH ₃ (mg/L)	NO ₂ ⁻ (mg/L)	NO ₃ ⁻ (mg/L)	P-T (mg/L)	P-Org. (mg/L)	O-S (mg/L)
Florianópolis, SC 2001 Bento <i>et al.</i> (2003)	46	-	26	-	-	13	-	-
Florianópolis, SC 2002 Bento <i>et al.</i> (2003)	56	-	28	-	-	13,5	-	-
Florianópolis, SC 2003 Bento <i>et al.</i> (2003)	31	-	23,3	-	-	6,8	-	-

Nota: NTK - Nitrogênio total Kjeldahl; N-Org. - Nitrogênio orgânico; N-NH₃ - Nitrogênio amoniacal; NO₂⁻ - nitrito; NO₃⁻ - nitrato; P-T - Fósforo total; P-Org. - Fósforo orgânico; O-S - Ortofosfato.

3.2 - Ciclo das espécies nutrientes (N e P) em ecossistemas aquáticos

3.2.1 - Ciclo do nitrogênio

Nos ecossistemas aquáticos o nitrogênio desempenha importante papel no metabolismo dos microrganismos devido a sua participação na formação de compostos vitais, como, por exemplo, as proteínas que são responsáveis por inúmeras funções, entre as quais se destaca a catálise de reações bioquímicas.

Devido aos vários estados de oxidação do nitrogênio, este pode se apresentar sob diversas formas, quais sejam: N₂ (nitrogênio molecular), NH₃ (amônia), NH₄⁺ (íon amônio), NO₂⁻ (nitrito), NO₃⁻ (nitrato), N₂O (óxido nitroso), nitrogênio orgânico dissolvido (peptídeos, aminas, purinas, aminoácidos e uréia) e particulado (bactérias, fitoplâncton, zooplâncton e detritos). A Figura 3.1 ilustra o ciclo aquático do nitrogênio.

A disponibilidade dos vários compostos de nitrogênio, num corpo d'água, influencia a variedade, abundância e valor nutricional de plantas e animais aquáticos, uma vez que este nutriente é o quarto principal elemento (após carbono, oxigênio e hidrogênio) presente nos seres vivos, representando 5% do peso seco nos mesmos (ESTEVEES, 1998; HORNE & GOLDMAN, 1994; METCALF & EDDY, 2003).

Naturalmente a introdução de nitrogênio nos lagos pode ser por material alóctone, chuvas e fixação de nitrogênio molecular por bactérias. Antropogenicamente a introdução se dá por escoamento de nutrientes oriundos de áreas desmatadas ou queimadas, fertilizadas e águas residuárias domésticas (ESTEVEES, 1998; HORNE & GOLDMAN, 1994).

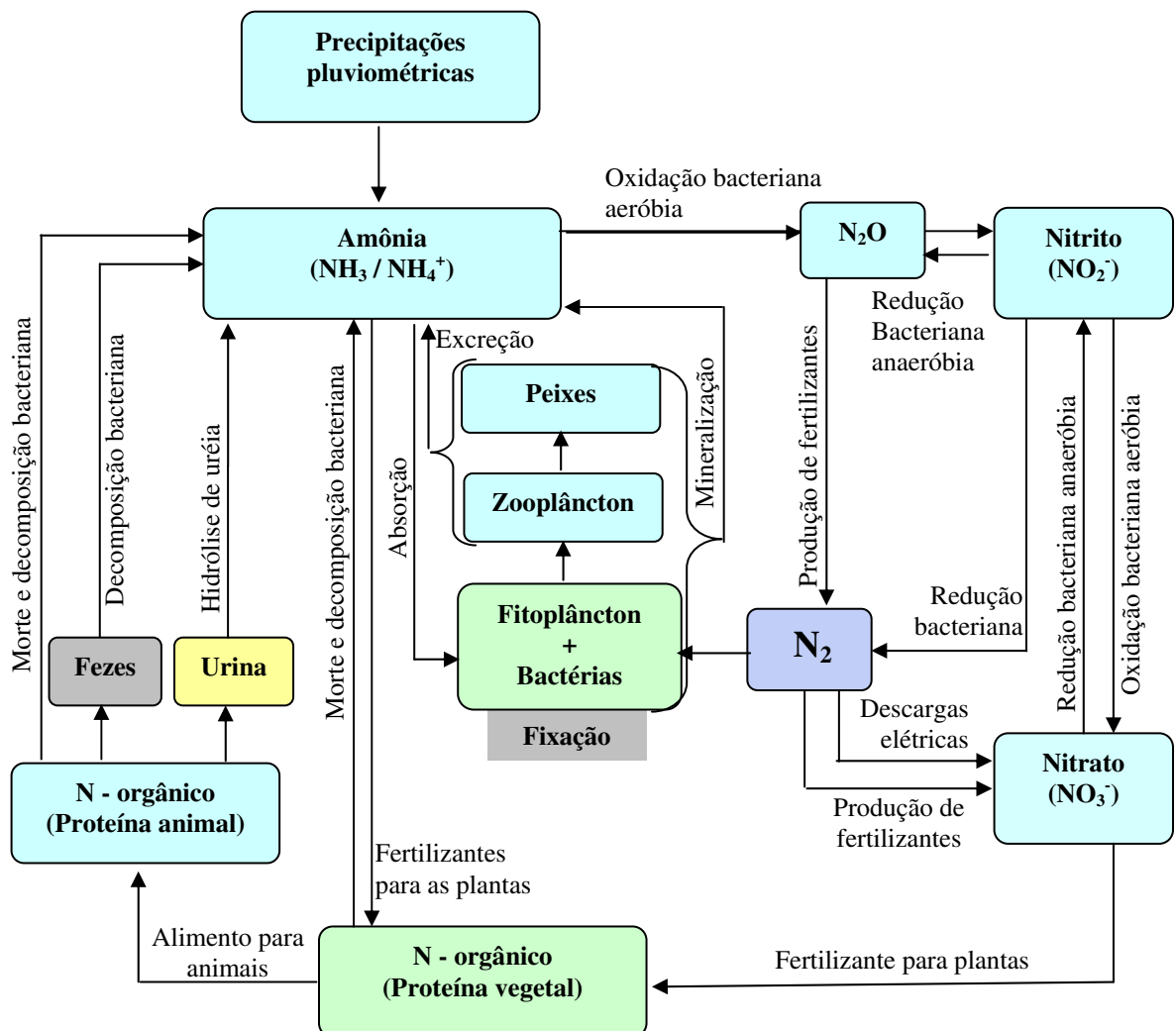


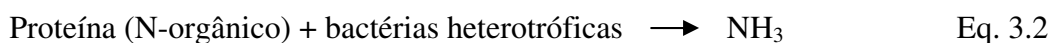
Figura 3.1 - Ciclo do nitrogênio
 Fonte: Adaptado de BARNES & BLISS (1983).

Os organismos fixadores de nitrogênio em ambientes aquáticos podem ser tanto de vida livre ou viver em simbiose com plantas aquáticas superiores. Segundo ESTEVES (1998), a fixação de nitrogênio molecular é caracterizada pela redução desta forma de nitrogênio por bactérias de vida livre e cianobactérias, sendo esta operação catalisada por um sistema de enzimas denominadas nitrogenase, extremamente sensível ao oxigênio.

As bactérias fixadoras de vida livre são o *Clostridium pasteurianum*, mais presentes no hipolímnio, e, portanto, em lagos eutróficos; e algumas espécies do gênero *Azotobacter*, mais presentes no epilímnio; enquanto as cianobactérias são as do gênero *Nostoc*, *Anabaena*, *Aphanizomenon* e *Gloeotrichia*. A *Anabaena azollae* é citada (*Ibid.*) como vivendo em simbiose com macrófitas aquáticas, do gênero *azolla*, sendo a principal responsável pela fixação de nitrogênio molecular em lagos.

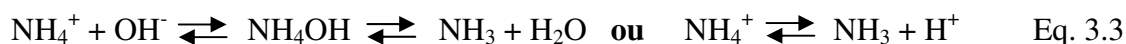
Uma vez fixado o nitrogênio, segue-se a cadeia alimentar pela biota no ecossistema aquático, a qual excreta amônio em pequenas quantidades. Este íon também pode ser proveniente da mineralização dos próprios detritos orgânicos das bactérias, fitoplâncton, zooplâncton e peixes.

A matéria orgânica dissolvida e particulada que contém apreciáveis concentrações remanescentes de matéria protéica dos corpos de animais e plantas pode ser decomposta por organismos heterotróficos tanto aeróbia quanto anaerobiamente, com conseqüente produção de amônia, de acordo com a Equação 3.2. Esteves (1998) cita o sedimento como o principal local de realização deste processo, denominado de amonificação. A hidrólise da uréia pela ação da enzima urease (ESTEVES, 1998; Oliveira, 1990; METCALF & EDDY, 2003; SAWYER *et al.*, 1994; BARNES & BLISS, 1983), representada na Equação 3.1, também é um exemplo da amonificação.



Em meio aquático e sob condições ácidas ou neutras a amônia formada (Equação 3.2) é instável, sendo convertida a íon amônio e/ou hidróxido de amônio. Em meio básico a amônia é difundida para a atmosfera. A Equação 3.3 mostra como o equilíbrio entre as formas que o nitrogênio inorgânico pode aparecer, sendo o hidróxido de amônio e a amônia tóxicos para os peixes.

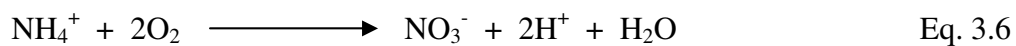
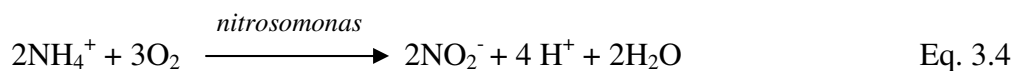
Segundo Esteves (1998) lagos eutróficos promovem o aumento do pH da água, que favorece a formação de amônia, em virtude do alto consumo de dióxido de carbono. De acordo com Oliveira (1990) e Esteves (1998), como a amônia e o íon, em equilíbrio, são extremamente dependentes do pH e da temperatura, estes fatores determinam a toxicidade da água.



A água da chuva pode conter alguma quantidade de amônia ou ácido nítrico oriundo da fumaça de indústrias ou de descargas elétricas que combinam nitrogênio molecular com hidrogênio (BRANCO, 1986). Neste sentido, Fruh (1971) relata que a precipitação também pode ser uma importante fonte de nutriente para as plantas de zonas urbanas e rurais.

O íon amônio presente na massa líquida é diretamente absorvido pelo fitoplâncton ou poderá ser oxidado, em ambiente aeróbio, por bactérias nitrificantes gram-negativas

quimioautotróficas da família *Nitrobacteraceae*. Nesta oxidação participam dois gêneros de bactérias, quais sejam: *Nitrosomonas* (*N. europaea*, *N. oligocarbogenes*, *Nitrosolobus*, *Nitrosospira* e *Nitrosococcus*) e *Nitrobacter* (*N. agilis* e *N. winogradski*), responsáveis pela oxidação de amônia a nitrito e este a nitrato, em conformidade com as Equações 3.4 e 3.5, respectivamente, e com a forma generalizada da Equação 3.6. Este processo é denominado de nitrificação. Metcalf & Eddy (2003) relata que o nitrato ainda pode ser obtido do nitrogênio molecular atmosférico após o mesmo sofrer descargas elétricas, e se combinar com o hidrogênio, ou pelo seu uso na fabricação de fertilizantes.

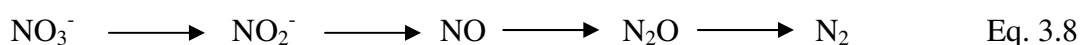
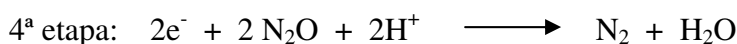


Da mesma forma que o amônio, o nitrato pode ser diretamente absorvido pelo fitoplâncton e/ou macrófitas, formando proteína vegetal, ou poderá ser reduzido a nitrito, óxido nitroso e nitrogênio molecular por bactérias desnitrificantes facultativas heterotróficas, como as *Pseudomonas*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Lactobacillus*, *Desnitrobacillus*, *Thiobacillus*, *Brevibacterium*, *Proteus*, *Micrococcus*, *Spirillum*, *Serratia*, *Aerobacter*, *Flavobacterium* (BARNES & BLISS, 1983; METCALF & EDDY, 2003) que o utilizam como aceptor de elétrons. Este último processo se desenvolve na ausência de oxigênio e é chamado de desnitrificação. A Equação 3.7 descreve o resultado das quatro etapas da desnitrificação, representadas como semi-reações, enquanto a Equação 3.8 apresenta a reação geral do processo.

Nas lagoas de estabilização os fatores mais importantes que controlam a nitrificação são: pH, temperatura, as concentrações de oxigênio dissolvido, amônia e nitrito, a razão DBO/TKN e a presença de substâncias tóxicas (METCALF & EDDY, 2003). Com relação à desnitrificação, podem ser citadas as concentrações de nitrato e oxigênio dissolvido, a presença de matéria orgânica, o pH, a temperatura e a presença de traços de metais e substâncias tóxicas (BARNES & BLISS, 1983).

Esteves (1998) relata que, em lagos, a desnitrificação ocorre, com mais frequência, no sedimento, pois, é neste local que as condições de anaerobiose e disponibilidade de

substrato orgânico, a ser oxidado, predominam. Cita, ainda, que os processos de nitrificação e desnitrificação estão acoplados.



3.2.2 - Ciclo do fósforo

O fósforo é um elemento constituinte das moléculas dos ácidos ribonucléico (RNA) e desoxirribonucléico (DNA). Ele aparece nos organismos em proporção superior aos outros elementos, sendo fundamental no metabolismo dos seres vivos, pois, participa do armazenamento de energia (forma uma fração essencial da molécula de ATP) e estruturação da membrana celular (através de fosfolipídios). Embora não seja tão importante para o crescimento, a exemplo de carbono, oxigênio, hidrogênio e nitrogênio, é, talvez, o elemento limitante em águas doces, uma vez que é o menos abundante de todos (ESTEVES, 1998). Todo o fósforo presente em águas continentais encontra-se sob a forma de fosfatos e estes ligam-se a um grande número de enzimas e vitaminas de baixo peso molecular que são essenciais ao metabolismo das algas (WETZEL, 1993).

As várias frações que o fósforo pode se apresentar no meio aquático, segundo Esteves (1998), são:

- Fósforo inorgânico particulado: polifosfatos, apatita e fósforo adsorvido a agregados inorgânicos, como o hidróxido férrico;
- Fósforo orgânico particulado: fósforo adsorvido a agregados orgânicos e o fósforo da biota;
- Fósforo total dissolvido: ortofosfatos e fósforo coloidal;
- Fósforo total: somatório de todas as formas de fósforo presentes na água.

Os ortofosfatos estão prontamente disponíveis para a biota aquática (SAWYER *et al.*, 1994; VON SPERLING, 1996; ESTEVES, 1998) e sua necessidade para as plantas e

animais é muito pequena, sendo a proporção N:P de 10:1, constituindo este elemento 0,3% do peso seco de tais organismos (HORNE & GOLDMAN, 1994). Dependendo do pH do meio os ortofosfatos podem estar na forma de PO_4^{-3} , H_3PO_4 , HPO_4^{-2} e $\text{H}_2\text{PO}_4^{-}$, sendo as duas últimas predominantes em águas superficiais.

De acordo com Horne & Goldman (1994), o fósforo pode ser introduzido em corpos aquáticos através do arraste de partículas fosfatadas, provenientes da erosão do solo, pelos rios, córregos e poeiras; e ainda pela descarga de esgotos. A Figura 3.2 representa graficamente o ciclo aquático do fósforo.

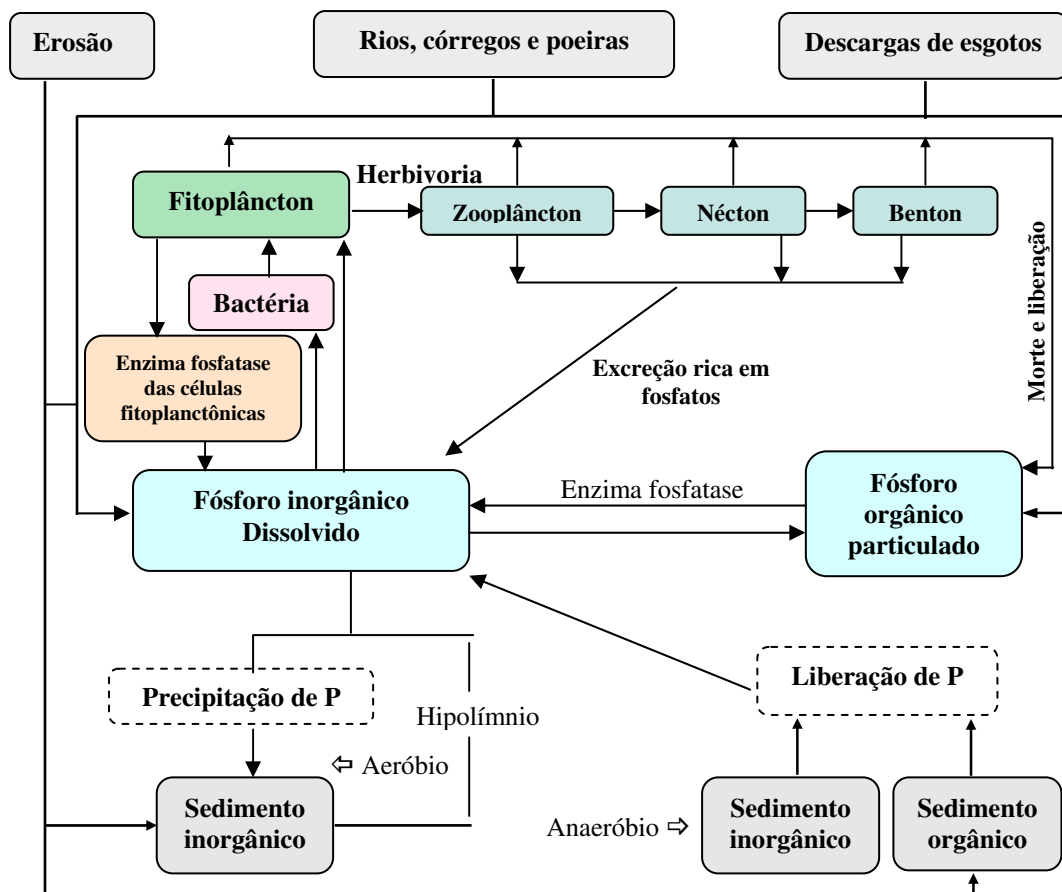


Figura 3.2 - Ciclo do fósforo
Fonte: Adaptado de ESTEVES (1998).

A desagregação de fósforo pela intemperização de rochas promove a liberação do mesmo, que em seguida é arrastado pelas águas superficiais até atingir corpos receptores. Este fósforo pode estar solúvel ou adsorvido a argilas (ESTEVES, 1998). A erosão do solo contribui com sedimentos fosfatados inorgânicos como o $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ e o $\text{Fe}(\text{PO}_4)_2$ (HORNE & GOLDMAN, 1994). Os rios, córregos, poeiras e depósitos de areia contribuem com

aproximadamente 10% de fosfatos e 90% de fósforo particulado, enquanto as descargas de esgotos contribuem com 90% de fosfatos e 10% de fósforo particulado.

Nas águas naturais de 5 a 10% do fósforo é introduzido como ortofosfatos, entretanto a maior parte do fósforo nestes ecossistemas está presente na forma orgânica como biomassa viva ou morta.

Historicamente 50% ou mais do fósforo em águas residuárias provêm de detergentes usados em cozinhas domésticas e lavanderias. Nesses detergentes o fósforo está na forma de tripolifosfato de sódio desde os primórdios de sua utilização em 1930. Assim sendo, para muitos ecologistas, uma maneira de reduzir ou talvez eliminar a eutrofização cultural, seja remover este nutriente dos detergentes sintéticos (LAWS, 1993).

O fósforo particulado em detritos orgânicos presentes em corpos aquáticos tem sua origem por fonte externa ou na própria biomassa que forma uma teia alimentar e pode liberar, por excreção, o ortofosfato solúvel que estará prontamente disponível para novo consumo pelas bactérias e pelo fitoplâncton.

O fitoplâncton, macrófitas aquáticas, zooplâncton, necton e bentos também liberam fosfatos após sua morte, sendo a liberação pelo fitoplâncton muito rápida em virtude da desfosforilização do fósforo particulado, pelas enzimas fosfatase, presentes nas próprias células. Este processo é importante para manter os níveis de fosfatos nos ecossistemas aquáticos (ESTEVES, 1998).

Toda a biota aquática contribui para a proliferação de fosfatos nos ecossistemas aquáticos. Esteves (1998) cita o aumento da concentração de fosfatos no epilimnio de lagos temperados, na primavera, quando a floração de diatomáceas é eliminada devido à ação herbívora do zooplâncton.

O fósforo biologicamente disponível pode provir ainda do fósforo orgânico particulado, devido à ação de enzimas, e de sedimentos orgânicos e inorgânicos desde que o ambiente seja anaeróbio, especialmente quando o íon ferro encontra-se reduzido. Caso o ambiente seja aeróbio e haja a presença de ferro férrico e cálcio, o ortofosfato precipita-se como fosfato de ferro e cálcio, respectivamente.

A precipitação do íon fosfato pode representar sua exclusão, definitiva ou temporária, de circulação na coluna d'água em virtude do mesmo poder ser permanentemente imobilizado no sedimento e findar por reduzir a produtividade do sistema.

3.3 - Fatores que afetam a dinâmica das transformações de espécies de nutrientes em lagoas de estabilização anaeróbias e facultativas

3.3.1 - A condição anaeróbia

Devido às cargas orgânicas, nas lagoas anaeróbias, serem bastante elevadas, a presença de oxigênio dissolvido é praticamente descartada, sendo seu ambiente predominantemente anaeróbio. Para que a digestão anaeróbia ocorra é imprescindível ausência de oxigênio dissolvido, temperaturas superiores a 15°C e valores neutros de pH (SILVA & MARA, 1979), o que é favorecido quando da ocorrência do equilíbrio entre bactérias formadoras de ácido (acidogênicas e acetogênicas) e as formadoras de metano (metanogênicas). No nordeste do Brasil as altas temperaturas beneficiam o processo anaeróbio, uma vez que favorecem o metabolismo dos microrganismos responsáveis pela digestão da matéria orgânica.

Nas lagoas anaeróbias, além da sedimentação do material orgânico particulado ocorre quebra ou biodegradação da matéria orgânica pelas bactérias fermentativas, através da ação de exo-enzimas, que convertem compostos orgânicos complexos em moléculas orgânicas mais simples, ou seja, carboidratos são convertidos a ácidos orgânicos, aldeídos e álcoois; lipídios a glicerol, álcoois, aldeídos e ácidos e; proteínas a aminoácidos que, posteriormente, serão transformados em ácidos orgânicos mais simples, mercaptanas e dióxido de carbono.

Essas lagoas, por possuírem grandes profundidades (normalmente 2 a 4m), não são ambientes propícios à presença de algas, apresentando, às vezes, alguns flagelados na superfície e, portanto, apenas bactérias se apresentam como assimiladores de nutrientes solúveis. No entanto, ambientes anaeróbios favorecem a desnitrificação biológica, desde que haja a presença de nitrato, que age como aceptor de elétrons e se reduz a nitrogênio gasoso. Da Silva (1994) observou reduções de 10,8% de nitrato em lagoas anaeróbias e atribuiu tal redução à desnitrificação.

Nas lagoas anaeróbias, o nitrogênio orgânico pode ser removido pela sedimentação e/ou atividade bacteriana na decomposição de compostos orgânicos, enquanto o fósforo é removido, mais eficientemente, por sedimentação da matéria orgânica particulada. Os relativamente baixos valores de pH, em virtude da digestão anaeróbia, também não são favoráveis à volatilização de amônia, bem como à precipitação química do fósforo, as quais ocorrem predominantemente sob altos valores de pH. Em geral sistemas anaeróbios não produzem efluentes que atendem aos padrões estabelecidos pela legislação brasileira no que diz respeito à remoção de nutrientes.

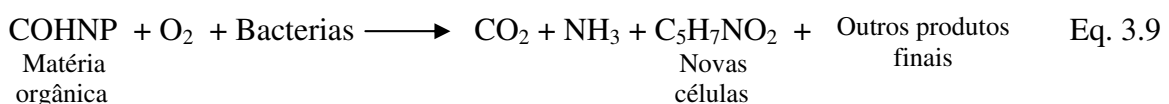
3.3.2 - A condição aeróbia

Os sistemas aeróbios apresentam grandes desvantagens do ponto de vista econômico, haja vista serem bastante onerosos para aquisição, manutenção e alimentação dos aeradores utilizados no processo, principalmente no Brasil onde as condições ambientais e territoriais favorecem o uso de lagoas facultativas e de maturação como reatores aeróbios, pois são de fácil construção, operação e manutenção. Tais reatores aeróbios por receberem cargas orgânicas inferiores às recebidas pelas lagoas anaeróbias, e possuem baixas profundidades, são reatores propícios à predominância de aerobiose.

Em lagoas pouco profundas, como é o caso das lagoas facultativas e de maturação, parte do oxigênio necessário para manter as camadas superiores aeróbias é oriunda da reaeração atmosférica através da interface líquido-atmosfera. No entanto, o maior fornecimento de oxigênio é obtido da atividade fotossintética das algas e cianobactérias que se desenvolve na presença de energia solar e nutrientes (SILVA & MARA, 1979).

As bactérias aeróbias presentes nas camadas superiores usam o oxigênio comoceptor final de elétrons, os quais são oriundos da matéria orgânica morta. A Equação 3.9 apresenta a oxidação e síntese realizada por bactérias aeróbias, enquanto a Figura 3.3 apresenta a simbiose entre o fitoplâncton e bactérias em lagoas de estabilização. Essa relação de mutualismo é indispensável no tratamento biológico aeróbio que ocorre em lagoas de estabilização, uma vez que, as bactérias responsáveis pela degradação da matéria orgânica necessitam de oxigênio produzido pela massa fitoplanctônica presente no reator, a qual depende da energia solar e nutrientes para se desenvolver. Neste sentido, através da fotossíntese, os organismos fotossintetizantes oxigênicos absorvem nutrientes, em forma de gás carbônico, amônia e fosfatos, necessário à sua sobrevivência e reprodução, liberando oxigênio que é utilizado pelas bactérias na oxidação da matéria orgânica.

Sendo assim, sob condições aeróbias verifica-se uma importante forma de remoção de nutrientes, qual seja, a assimilação biológica.



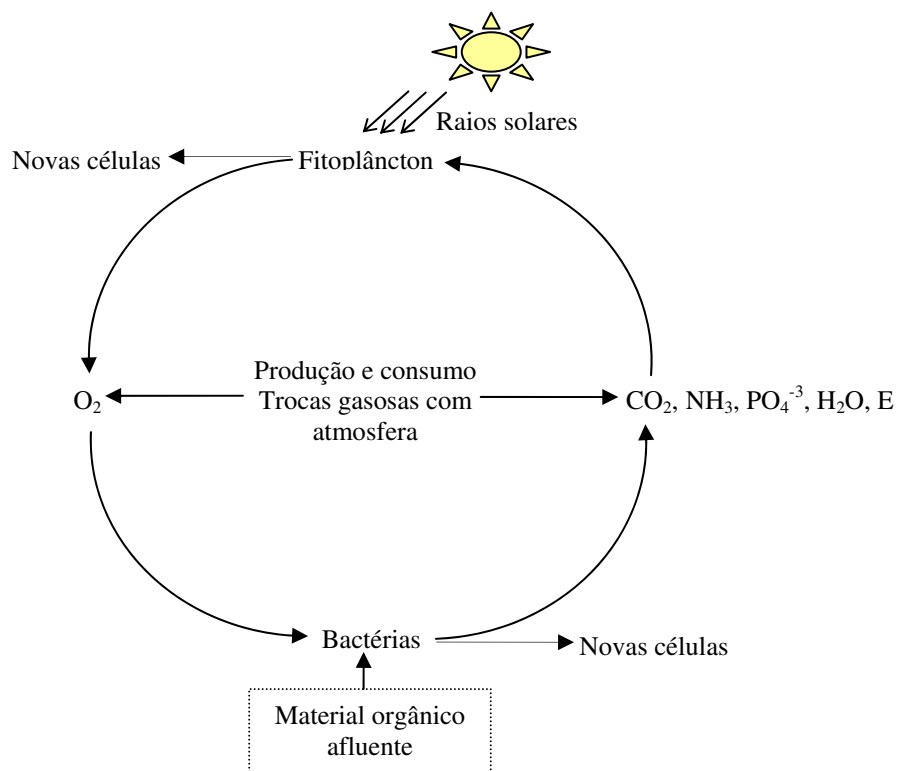


Figura 3.3 - Mutualismo entre o Fitoplâncton e bactérias em lagoas facultativas e de maturação.

3.3.3 - A comunidade microbiana

As bactérias, algas e protozoários participam ativamente do tratamento biológico de águas residuárias. As bactérias obtêm energia para crescer e multiplicar-se através da oxidação de compostos orgânicos. Neste processo, além da matéria orgânica, são necessárias a presença de nutrientes e a ausência de compostos tóxicos. Mara (1976) relata que há demanda de grandes quantidades, por parte destes microrganismos, de carbono, nitrogênio, e oxigênio; e de pequenas quantidades de fósforo e alguns micronutrientes. Os protozoários atuam no consumo de partículas coloidais e bactérias livres, melhorando a clarificação do efluente final.

As algas e cianobactérias desempenham um papel de fundamental importância em ambientes aquáticos, principalmente em lagoas de estabilização, ou seja, são produtores primários, pois são organismos fotossintetizadores que se desenvolvem a partir da presença de luz e nutrientes, sendo altamente estimuladas por fosfatos e amônia, os quais estão usualmente presentes em esgotos domésticos. Estes organismos podem se deslocar e se distribuir na coluna d'água das lagoas de estabilização, sendo este processo controlado pela temperatura e intensidade luminosa. Neste sentido, durante as horas em que a luminosidade está alta, algas

flageladas podem se mover pela massa líquida e selecionar a profundidade onde a luminosidade é mais adequada para que possam realizar fotossíntese. König (2000) relata que a estratificação, em lagoas de estabilização, é mais intensa em lagoas facultativas que em lagoas de maturação. Von Sperling (1996) cita as algas azuis, ou cianofíceas, como as que podem proliferar em ambientes que possuam apenas gás carbônico, nitrogênio, água e outros minerais.

Diretamente os microrganismos liberam ou retêm fósforo através de reações metabólicas. O florescimento de algas e cianobactérias e a presença de microrganismos como microcrustáceos, pode também determinar mudanças nas taxas de sedimentação do fósforo incorporado ao tecido celular (LIMA, 2001).

3.3.4 - O pH

Em processos biológicos de tratamento de águas residuárias o potencial hidrogeniônico (pH) é de fundamental importância, pois, o crescimento e desenvolvimento de microrganismos envolvidos no tratamento, são bastante sensíveis à condição ácida ou básica do meio. As bactérias, por exemplo, não suportam pH acima de 9,5 ou abaixo de 4, sendo a faixa de pH ideal para sua existência situada entre 6,5 e 7,5.

Van Haandel & Lettinga (1994) relatam que o valor e a estabilidade do pH, em reatores anaeróbios, são extremamente importantes, haja vista a metanogênese, etapa final do processo, se desenvolver apenas próximo de pH neutro (6,3 - 7,8), diminuindo rapidamente quando o pH está acima ou abaixo desta faixa. Caso o pH seja muito baixo, a fermentação ácida prevalece sobre a metanogênese, o que provoca a deterioração do material dentro do reator e, conseqüentemente, interrupção do tratamento. Citam, ainda, que, no tratamento de esgotos, o sistema carbônico é determinante no valor e estabilidade do pH, pois, as espécies desse sistema possuem concentração superior a outros sistemas (fosfato, sulfato, amônia e ácidos voláteis).

Branco (1986) relata que o pH pode causar efeitos indiretos em organismos aquáticos, pois, pode exercer influência sobre a toxicidade da amônia, uma vez que a amônia e o íon amônio, em equilíbrio, são extremamente dependentes do pH, como mostrado na Equação 3.2. Segundo Esteves (1998) a forma em que os ortofosfatos se apresentam na água depende do pH do meio. Lima (2001) cita que, sob determinados valores de pH e temperatura, o fósforo pode ser liberado do sedimento para a coluna d'água. Neste sentido, a remoção de nutrientes também é afetada diretamente pelo pH.

Ao longo do dia, variação nictemeral, o potencial hidrogeniônico sofre modificações ao longo da coluna d'água, sobretudo em lagoas facultativas e de maturação. Pela manhã, o potencial hidrogeniônico encontra-se bastante reduzido devido ao excesso de gás carbônico produzido pela respiração bacteriana aeróbia durante a noite. Nos períodos de intensa incidência de radiação solar, entre as 14 e 16 horas, sob a ação dos microrganismos clorofilados, verificar-se-á alta remoção de gás carbônico dissolvido e, conseqüentemente, o bicarbonato presente na massa líquida se dissociará (Equação 3.10), para manter o equilíbrio químico, originando gás carbônico e hidroxila, elevando o pH. Desta forma, nitrogênio será removido por volatilização da amônia enquanto o fósforo precipitará, podendo ser depositado na camada de lodo.



MELO *et al.* (1999) verificaram que os valores de pH acima de 7,0 associado à relativa turbulência na água, contribui para facilitar a diminuição das concentrações de nitrogênio amoniacal em uma lagoa. Tal processo é atribuído principalmente à transferência da amônia para a atmosfera via mecanismo de volatilização. Estes autores relatam ainda que este pH não favorece a remoção de fósforo através do mecanismo de precipitação química.

Balmelle *et al.* (1992), estudando o acúmulo de nitrito em processos biológicos com nitrificação, observaram que a concentração dessa forma de nitrogênio é praticamente independente do pH, e que a mesma é condicionada à presença de amônia livre, sendo a faixa de 2,5 a 25 mg N-NH₃.L⁻¹ totalmente inibitória as nitrobacters. No entanto, como em meio aquático existe um equilíbrio entre amônia e o íon amônio, o qual é dependente do pH (Equação 3.3), tal variável deve sempre ser levada em consideração.

A precipitação do fósforo normalmente se dá como hidroxiapatita. Por outro lado, o fósforo também pode ser precipitado como estruvita sendo, condições de supersaturação e, obviamente, altos valores de pH, desejáveis para uma rápida cristalização. Valores de 8 unidades ou superiores, são eficientes na sua produção (MOMBERG & OELLERMANN, 1992).

Francisco *et al.* (2002) citam que na remoção de fósforo com íons de alumínio, além da proporção entre estes íons e o fósforo a ser removido, o pH desempenha importante papel. Neste sentido, para valores de pH em torno de 7,6 e relações Al:P de 1,5 foram observadas as melhores remoções de fósforo quando comparado com menores valores de pH (6,6) e proporção Al:P (2,5).

3.4 - Transformações de nutrientes em sistemas biológicos aeróbios e anaeróbios

3.4.1 - Transformações cíclicas do nitrogênio

A Figura 3.4 apresenta graficamente as transformações cíclicas do nitrogênio, abaixo descritas, em lagoas de estabilização.

- O material orgânico afluyente possui consideráveis frações de nitrogênio orgânico na forma de proteínas e aminoácidos, que são decompostos por ação bacteriana, e, juntamente, com a uréia, que é hidrolisada, são transformados em nitrogênio amoniacal.
- As algas e cianobactérias utilizam luz solar como fonte de energia e nitrogênio amoniacal, dentre outros nutrientes, para gerar novas células. Esta comunidade fitoplanctônica poderá sofrer autooxidação e lise, fornecendo assim, nitrogênio amoniacal à massa líquida. De outra maneira, as algas e cianobactérias poderão sedimentar-se na camada de lodo.
- A massa fitoplanctônica sedimentada sofrerá decomposição bacteriana e liberará nitrogênio amoniacal novamente à massa líquida.
- O nitrogênio amoniacal presente na massa líquida e sob condições aeróbias sofrerá oxidação a nitrito e posteriormente a nitrato.
- Sob condições anaeróbias o nitrato será reduzido a nitrito ou a nitrogênio gasoso, caso haja presença de substrato orgânico e bactérias desnitrificantes (*Nitrobacters*).

3.4.2 - Transformações cíclicas do fósforo

A Figura 3.5 apresenta esquematicamente as transformações cíclicas do fósforo, descritas a seguir, em lagoas de estabilização.

- Inicialmente o material orgânico sedimentável afluyente, que possui consideráveis quantidades de fósforo orgânico incorporado a partículas suspensas, sedimenta, arrastando o fósforo orgânico para a camada de lodo onde será decomposto anaerobiamente por bactérias com conseqüente produção de fósforo inorgânico. Segundo Houn & Gloyna (1984) o mecanismo da sedimentação é predominante nas lagoas anaeróbias.
- O fósforo orgânico que não sedimenta e, portanto, permanece na massa líquida, é mineralizado, pela atividade microbiana e ação de enzimas, sendo convertido a ortofosfato.

- Algas e cianobactérias absorvem diretamente ortofosfatos presentes na massa líquida e, após sua morte, sedimentam-se na camada de lodo onde serão decompostas anaerobiamente.
- O ortofosfato no sedimento pode ser utilizado por microrganismos decompositores, com formação de novas células (fósforo orgânico), ou ser liberado para a massa líquida. Houg & Gloyna (1984) destaca que nas lagoas anaeróbias e facultativas o fósforo é liberado do sedimento em proporções superiores (25 a 50 vezes) as verificadas nas lagoas de maturação.
- O ortofosfato presente na massa líquida ainda poderá formar precipitados com íons de cálcio, ferro e alumínio e sedimentar no sedimento, sendo tais reações impossíveis de ocorrer na ausência de oxigênio bem como em meios que possuem baixos valores de pH.
- Por último, polifosfatos presentes na massa líquida poderão ser gradualmente hidrolizados e convertidos a ortofosfatos.

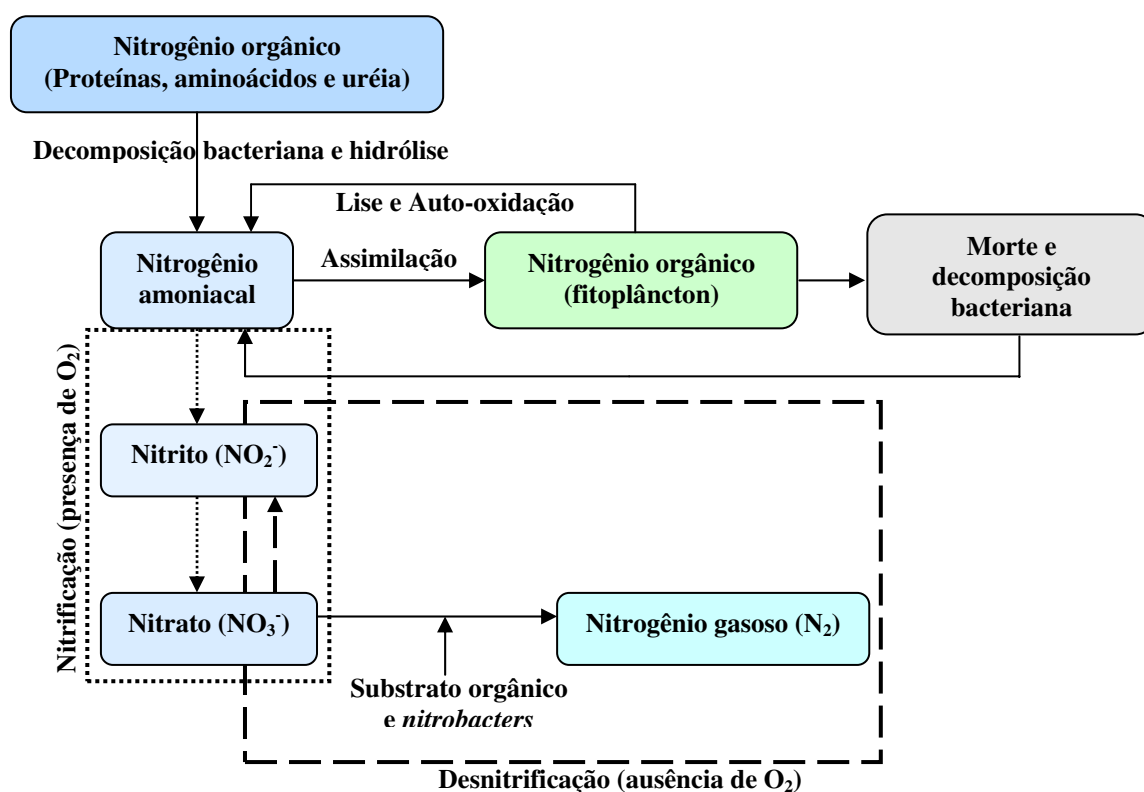


Figura 3.4 - Transformações cíclicas do nitrogênio
Fonte: Adaptado de METCALF & EDDY (2003).

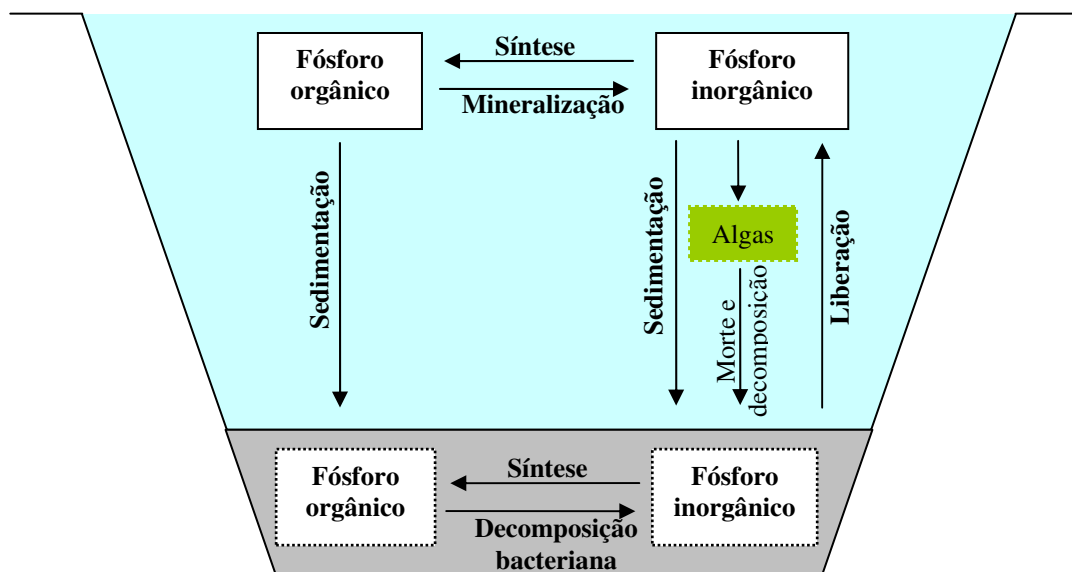


Figura 3.5 - Transformações cíclicas do fósforo
 Fonte: Adaptado de HOUNG & GLOYNA (1984).

3.5 - Mecanismos de remoção de nutrientes (N e P) em sistemas de lagoas de estabilização

3.5.1 - Remoção de nitrogênio

Pano & Middlebrooks (1983), Oliveira (1990), da Silva (1994) e Reis (1995) citam a volatilização de amônia para a atmosfera, a assimilação do nitrogênio amoniacal por microrganismos e a nitrificação-desnitrificação biológica como os principais mecanismos responsáveis pela remoção do nitrogênio amoniacal em lagoas de estabilização.

3.5.1.1 - Volatilização da amônia

Este processo é considerado por Pano & Middlebrooks (1983) como o mais importante na remoção de nitrogênio amoniacal. Segundo Idelovitch & Michail (1981), praticamente toda amônia está na forma iônica sob um pH de 7 e na forma gasosa sob um pH de 11,5, para uma mesma temperatura de 20°C. Desta forma, à medida que a temperatura e o pH se elevam numa lagoa de estabilização, a amônia tende a sair mais rapidamente da mesma, pois o aumento da temperatura diminui a solubilidade da amônia e o aumento do pH favorece a predominância desta, se comparada com o íon amônio. Com a temperatura variando entre 25 e 30°C a eficiência de remoção da amônia por volatilização depende do TDH, aumentando com a elevação desta variável (*Ibid.*). Desta forma, além do pH e da temperatura, o TDH é

importante no processo de volatilização de amônia. Reed (1985) cita ainda o grau de turbulência da água e a velocidade do vento.

Nas lagoas de estabilização, esta forma de remoção é mais pronunciada nas lagoas de maturação, onde a atividade fotossintética favorece o aumento do pH e conseqüentemente o desprendimento de amônia, antes dissolvida e em equilíbrio com o íon amônio (Equação 3.2).

3.5.1.2 - Assimilação do nitrogênio amoniacal por microrganismos

O nitrogênio pode ser incorporado à massa celular de microrganismos e ser removido dos sistemas de tratamento biológicos com o excesso de sólidos (BARNES & BLISS, 1983). Ferrara & Avci (1982), usando uma série de modelos matemáticos, concluíram que sempre que o pH do meio for maior que 9,5, este mecanismo remove, em lagoas de estabilização, mais amônia que a volatilização, principalmente devido à assimilação de nitrogênio amoniacal pela comunidade fitoplanctônica. Esta biomassa posteriormente sedimenta no fundo da lagoa onde será degradada pela atividade bacteriana com produção final de um resíduo orgânico não biodegradável e amônia, que pode retornar a massa líquida.

3.5.1.3 - Nitrificação e desnitrificação biológica

Johnson (1971) relata que este processo é bastante comum nas estações de tratamento de esgotos que têm por objetivo a remoção de nitrogênio. Esta remoção consiste em processos oxidativos de amônia a nitrato e redução deste a nitrogênio gasoso. Reis (1995) cita autores que relatam que as lagoas de estabilização são reatores carentes deste mecanismo, em virtude das baixas concentrações de bactérias nitrificantes necessárias para oxidar a amônia. Ferrara & Avci (1982) relatam que a falta de meio suporte favorece a ausência das bactérias nitrificantes nas lagoas de estabilização.

Para que ocorra a nitrificação além das bactérias nitrificantes são necessários oxigênio dissolvido e nitrogênio amoniacal. Van Haandel & Marais (1999) e Metcalf & Eddy (2003) afirmam que são necessários 3,43mg de O₂, pelas bactérias *Nitrosomonas*, para cada mg de nitrogênio amoniacal oxidado a nitrito, e de 1,14mg de O₂ para oxidação de nitrito a nitrato pelas *Nitrobacters*, sendo necessários, então, 4,57mg de O₂ para oxidação completa de 1 mg de nitrogênio amoniacal, Equação 3.6. Assim, de acordo com Van Haandel & Marais (1999), a remoção de nitrogênio é possível através dos mecanismos seqüenciais de nitrificação e desnitrificação biológica.

3.5.2 - Remoção de fósforo

Nas lagoas de estabilização os principais mecanismos envolvidos na remoção do fósforo são: a sedimentação, a precipitação química e a assimilação biológica. De acordo com Mara & Pearson (1986), a eficiência na remoção de fósforo total depende da quantidade que precipita e sedimenta comparado com o que retorna via mineralização e ressolubilização.

3.5.2.1 - Sedimentação

Nas lagoas de estabilização a sedimentação do fósforo se dá à medida que o material orgânico particulado afluente se deposita sobre a camada de lodo. Neste sentido, a sedimentação deste nutriente irá depender do tipo e quantidade de material sedimentável disperso na massa líquida, que ainda podem ser influenciados por fatores físicos (temperatura), químicos (pH), biológicos (florescimento de algas e cianobactérias) e o tipo da lagoa. Houg & Gloyna (1984), verificaram que lagoas anaeróbias possuem uma taxa de sedimentação superior às taxas das lagoas facultativas e de maturação, haja vista seu afluente possuir alta concentração de material orgânico particulado.

3.5.2.2 - Precipitação química

Em virtude da afinidade entre cátions metálicos como o alumínio, ferro e cálcio com ortofosfatos, pode-se observar um segundo mecanismo de remoção de fósforo, qual seja: a precipitação química. Neste processo o fósforo será precipitado sobre o fundo da lagoa à medida que houver um destes cátions na massa líquida. Estas precipitações ainda dependerão das características da água residuária a ser tratada, particularmente a alcalinidade e o pH.

Araújo (1993), estudando uma série de lagoas no Nordeste do Brasil, observou que lagoas anaeróbias com tempo de detenção hidráulica de 1 dia e cargas orgânicas superficial e volumétrica de 6180kgDBO₅/ha.dia e 247gDBO₅/m³.dia, respectivamente, foram propícias ao fornecimento de ortofosfatos, do sedimento, à massa líquida. Nestes reatores o fósforo não pode ser removido por precipitação química, como hidroxiapatita, em virtude dos baixos valores de pH característicos deste tipo de lagoa.

a) Precipitação com íons de alumínio (Al⁺³)

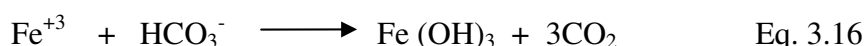
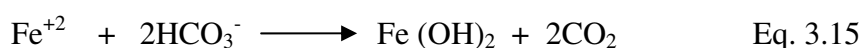
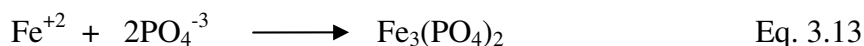
Os cátions dos sais de alumínio, como o Al₂(SO₄)₃ (sulfato de alumínio), Na₂Al₂O₄ (aluminato de sódio) e AlCl₃ (cloreto de alumínio), podem reagir, simultaneamente, com ortofosfatos e a alcalinidade da lagoa (Equações 3.11 e 3.12), respectivamente.



Leckie & Stumm (1973) apresentam um diagrama de solubilidade do fósforo vs. pH onde, neste, o pH ótimo para que ocorra a maior precipitação da varecita é, aproximadamente, de 8 unidades.

b) Precipitação com íons de ferro ferroso (Fe^{+2}) e férrico (Fe^{+3})

Os ortofosfatos podem reagir tanto com ferro ferroso como com ferro férrico. Na massa líquida o ferro pode se apresentar como FeCl_3 (cloreto férrico), $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ (sulfato férrico) e FeSO_4 (sulfato ferroso). Os cátions destes sais reagem com a alcalinidade e formam hidróxido de ferro que podem remover fosfatos por adsorção. O ferro ferroso e o ferro férrico reagem com ortofosfatos produzindo o precipitado $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$ (vivianita) e o FePO_4 (estruvita), respectivamente. As Equações 3.13 e 3.14 apresentam as reações simplificadas entre ortofosfatos e ferro (ferroso e férrico), enquanto as Equações 3.15 e 3.16 as reações de precipitação do ferro (ferroso e férrico) com a alcalinidade do meio.

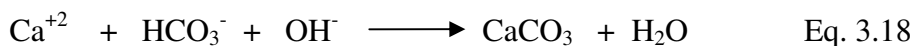
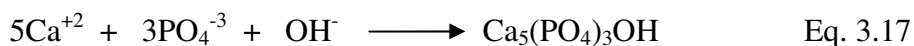


Leckie & Stumm (1973) relatam que a melhor precipitação de ortofosfatos com íons de ferro férrico se dá em pH próximo de 7 unidades, enquanto WRC (1987) cita um pH de 8 para precipitação com ferro ferroso.

c) Precipitação com íons de cálcio (Ca^{+2})

Ortofosfatos reagem com cátions de cálcio e com a alcalinidade da água, precipitando-se como hidroxiapatita e carbonato de cálcio, conforme as Equações 3.17 e 3.18, respectivamente. Ferguson *et al.* (1973) relatam que a precipitação de hidroxiapatita se dá, mais eficientemente, quando a concentração de fosfatos está entre 5 e 20 mgP/L, a

concentração de cálcio é superior a 25mgCaCO₃/L e quando o pH do meio apresenta-se elevado (entre 7 e 9). Sendo assim, tal precipitação não pode ser observada em lagoas anaeróbias, mas sim, em lagoas facultativa ou de maturação de uma série de lagoas de estabilização (da SILVA, 1992).



Vários fatores podem catalizar ou retardar a taxa de precipitação de ortofosfatos com íons de cálcio. Ferguson *et al.* (1973) e Leckie & Stumm (1973), citam o pH e a presença de matéria orgânica, fluoretos e magnésio.

- **pH:** À medida que o pH aumenta a concentração de fosfato residual diminui. Leckie & Stumm (1973) relatam que a um pH acima de 7 e concentração, de ortofosfato solúvel, acima de 0,09mg.L⁻¹, os fosfatos são capazes de reagir com íons de cálcio e formar hidroxiapatita em águas saturadas com carbonato de cálcio. Moutin *et al.* (1992), Toms *et al.* (1975) e Somiya & Fujii (1984) apud Oliveira (1990) citam valores mínimos de pH de 8; 8,2 e 9, respectivamente, para que a hidroxiapatita precipite.
- **Presença de matéria orgânica:** Pode haver um efeito de retardamento da precipitação de hidroxiapatita caso haja presença de altas concentrações de material orgânico solúvel e particulado.
- **Presença de fluoretos:** Apreciáveis quantidades de fluoreto poderão aumentar a precipitação de ortofosfatos por este íon substituir a hidroxila, na estrutura da apatita, e formar um sólido menos solúvel e, portanto, mais fácil de ser removido.
- **Presença de magnésio:** Este cátion, quando presente na água, tende a diminuir a precipitação de hidroxiapatita quando o pH está abaixo de 9, sendo uma concentração de 0,8mmol Mg/L o limite máximo tolerável sem sérias reduções na remoção de fósforo, enquanto que numa concentração de 1,8mmol Mg/L a remoção de tal nutriente diminui 80% (FERGUSON *et al.*, 1973).

3.5.2.3 - Assimilação biológica de fósforo

Microrganismos presentes na massa líquida em lagoas de estabilização, principalmente o fitoplâncton, assimilam fósforo para sua síntese celular e, ao morrerem sedimentam, contribuindo para a remoção do fósforo da massa líquida.

O material sedimentado é mineralizado e, em seguida, liberado para a coluna d'água, sendo este processo responsável pela diminuição da eficiência da remoção de fósforo. Sukenik *et al.* (1995) relatam que a eficiência de remoção por assimilação, particularmente pelo fitoplâncton, pode ser maior quando ocorre em ambientes com pH entre 8,5 e 10, por exemplo, em lagoas de maturação, e altas concentrações de cálcio, que favorecem a autofloculação e sedimentação da comunidade fitoplantônica.

O ortofosfato, por ser a forma de fósforo mais prontamente disponível, é diretamente removido por microrganismos autotróficos, enquanto o fósforo orgânico dissolvido pode ser disponibilizado, para absorção, após ser hidrolizado por enzimas fosfatase produzidas por bactérias, zooplâncton e algumas espécies de algas.

Estudos realizados por da Silva (1992) e Araújo (1993), em lagoas facultativas com tempo de detenção hidráulica de 2 dias e 1,5m de profundidade em Campina Grande-PB, mostram que a pequena concentração de biomassa fitoplanctônica contribuiu para o baixo percentual de remoção por assimilação biológica de ortofosfatos. No entanto, Araújo (1993) estudando outro sistema, composto por lagoas secundárias em paralelo, com maiores tempos de detenção hidráulica e profundidades, observou que apesar de ter ocorrido liberação de fósforo inorgânico do sedimento, o ortofosfato solúvel não aumentou na massa líquida, pois, existia uma significativa concentração de algas na mesma e, conseqüentemente, assimilação desta fração de fósforo.

3.6 - Eficiência de remoção de nutrientes em lagoas anaeróbias e facultativas

3.6.1 - Remoção de nitrogênio

A remoção de nitrogênio orgânico numa lagoa anaeróbia pode ser dada pela sedimentação, predominante, ou pelo consumo bacteriano.

Silva (1982) relata que o aumento da concentração de nitrogênio amoniacal, em lagoas anaeróbias, é conseqüência da atividade bacteriana na decomposição de compostos orgânicos. Segundo este autor, a remoção de nitrogênio total kjeldahl, neste tipo de reator, é baixa, justamente, devido o aumento de nitrogênio amoniacal.

Da Silva (1994) estudando lagoas facultativas secundárias, em paralelo, observou que em alguns dias os valores de pH foram superiores a 8 unidades, o que permitiu a remoção de nitrogênio amoniacal por volatilização. Tais lagoas também apresentaram altos valores de clorofila "a", o que pode indicar a assimilação de nitrogênio pela comunidade fitoplanctônica. Reis (1995), por outro lado, estudando uma série longa de dez lagoas em série, observou

aumento da concentração de nitrogênio amoniacal, numa lagoa facultativa secundária, em virtude da predominância da atividade bacteriana.

3.6.2 - Remoção de fósforo

Mara & Pearson (1986) relatam que a sedimentação do material orgânico, com conseqüente formação de lodo e, posterior, decomposição bacteriana, favorece o fornecimento de fósforo inorgânico.

Da Silva (1992) estudando uma lagoa anaeróbia com tempo de detenção hidráulica de 1 dia e cargas orgânicas volumétrica e superficial de 200gDBO₅/m³.dia e 1343kgDBO₅/ha.dia, respectivamente, constatou o fornecimento de fósforo por parte desta lagoa, onde a proporção entre ortofosfatos e fósforo total no efluente aumentou devido à intensa atividade microbiana que favoreceu a mineralização da matéria orgânica com conseqüente fornecimento de ortofosfatos. Araújo (1993) também observou, em lagoas anaeróbias em paralelo, liberação de fósforo do sedimento.

Segundo Houg e Gloyna (1984), baixas concentrações de oxigênio dissolvido favorecem condições de anaerobiose no fundo de lagoas facultativas, que findam por não reter fósforo no sedimento. Assim, da Silva (1992), estudando uma lagoa facultativa secundária com TDH de 2 dias, observou que mesmo com a presença de algas, que convertem ortofosfatos a fósforo orgânico, a fração de fósforo inorgânico aumentou, demonstrando desta forma, que a transformação de fósforo orgânico a ortofosfatos foi maior que a taxa de assimilação da fração inorgânica do fósforo. Resultado semelhante foi encontrado por Oliveira (1990).

3.7 - Eficiência operacional de sistemas de lagoas na remoção de nutrientes

Silva (1982), operando uma série de lagoas rasas, anaeróbia (1,25m) seguida por uma lagoa facultativa secundária (1,0m) e por três de maturação (1,0m), observou que o aumento da vazão em 317% provocou uma pequena redução na remoção de nitrogênio amoniacal (4%) e fósforo total (3%) na lagoa anaeróbia. Por outro lado, estas mudanças acarretaram num aumento (5%) na remoção de ortofosfatos neste mesmo reator. Na lagoa facultativa tal mudança operacional proporcionou uma redução de 15,7% na eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal e pouco influenciou na remoção de fósforo.

Em novo experimento, Silva (1982) reduziu a vazão em 50% e observou que as remoções de nitrogênio amoniacal e fósforo total na lagoa anaeróbia tenderam a permanecer constantes, enquanto a remoção de ortofosfatos praticamente dobrou. Na lagoa facultativa as remoções de nitrogênio e fósforo apresentaram o mesmo comportamento observado no reator anterior, porém, a remoção de ortofosfatos foi bem superior (8,43%).

Silva (1982) também operou uma série de lagoas anaeróbias (A2 seguida por A3), com vazões iguais, e constatou uma eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal, em relação ao EB, de 38% na A2 e de 32% na A3. Com relação ao fósforo solúvel, foram observados 14% de remoção na primeira lagoa. Por outro lado, os ortofosfatos sofreram as menores remoções na série (2%), visto que, houve uma liberação dos mesmos 14% na A3.

Uma terceira anaeróbia única (A4) com TDH, vazão e cargas superiores à série (A2+A3), apresentou remoções de nitrogênio e fósforo superiores às verificadas na série. Sendo assim, esses resultados indicam que lagoas anaeróbias em série não são úteis na prática de remoção de nutrientes.

Oliveira (1990) estudando uma série de lagoas (uma anaeróbia, seguida de uma facultativa secundária e três de maturação) profundas (2,2m), em duas fases que eram diferenciadas por possuírem características operacionais distintas, particularmente vazão, TDH e cargas, observou que ao aumentar a vazão afluyente não houve remoção de nitrogênio amoniacal, talvez em virtude da maior profundidade dos reatores, quando comparados aos operados por Silva (1982). Com relação ao fósforo, os baixos valores de pH e biomassa fitoplanctônica, em virtude da profundidade das lagoas, contribuíram para a conservação de ortofosfatos nos reatores.

Estes estudos demonstram que mudanças nos parâmetros operacionais, e físicos, afetam a remoção de nitrogênio e fósforo em lagoas de estabilização.

CAPÍTULO 4

MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 - Local e período do estudo

Este trabalho foi desenvolvido no Módulo II da ETE (Estação de Tratamento de Esgotos) de Mangabeira, esquematizada na Figura 4.1, pertencente à CAGEPA (Companhia de Água e Esgotos da Paraíba), localizada no bairro de mesmo nome a 40m acima do nível do mar, na grande João Pessoa-PB (7°10”Sul; 34°49”Oeste). No período compreendido entre Março e Novembro de 2005 foram efetuadas análises físicas e químicas de amostras coletadas do afluente e dos efluentes do Módulo II, nas dependências do laboratório de monitoramento de efluentes da empresa, situadas no mesmo local da ETE; e análises de nutrientes e clorofila “a”, no Laboratório de Análise de Águas da UFCG (Universidade Federal de Campina Grande), em Campina Grande-PB. A operação e manutenção da série de lagoas de estabilização eram de responsabilidade da CAGEPA.

4.2 - Descrição do sistema

4.2.1 - Histórico

A ETE de Mangabeira faz parte do sistema de esgotamento sanitário da grande João Pessoa e tem capacidade para tratar, atualmente, águas residuárias domésticas equivalente a uma população de 99300 habitantes. Naquela capital 50% do esgoto são coletados, no entanto, deste percentual 90% são destinados ao tratamento, sendo 10% diluídos em um sistema de tanques (Tanques dos Esses) que recebe água do mar em horas de maré alta, escoando de volta quando a maré baixa. Dos 90% de água residuárias destinados ao tratamento, 30%, que representam a vazão dos bairros de Mangabeira, conjunto Ernesto Geisel e Valentina Figueiredo, formadores da bacia sul conhecida por bacia do Paratibe, são

tratados na ETE de Mangabeira. Os 70% restantes, provenientes da bacia do baixo Paraíba, são destinados à ETE do Róger. A Figura 4.2 ilustra essa distribuição.

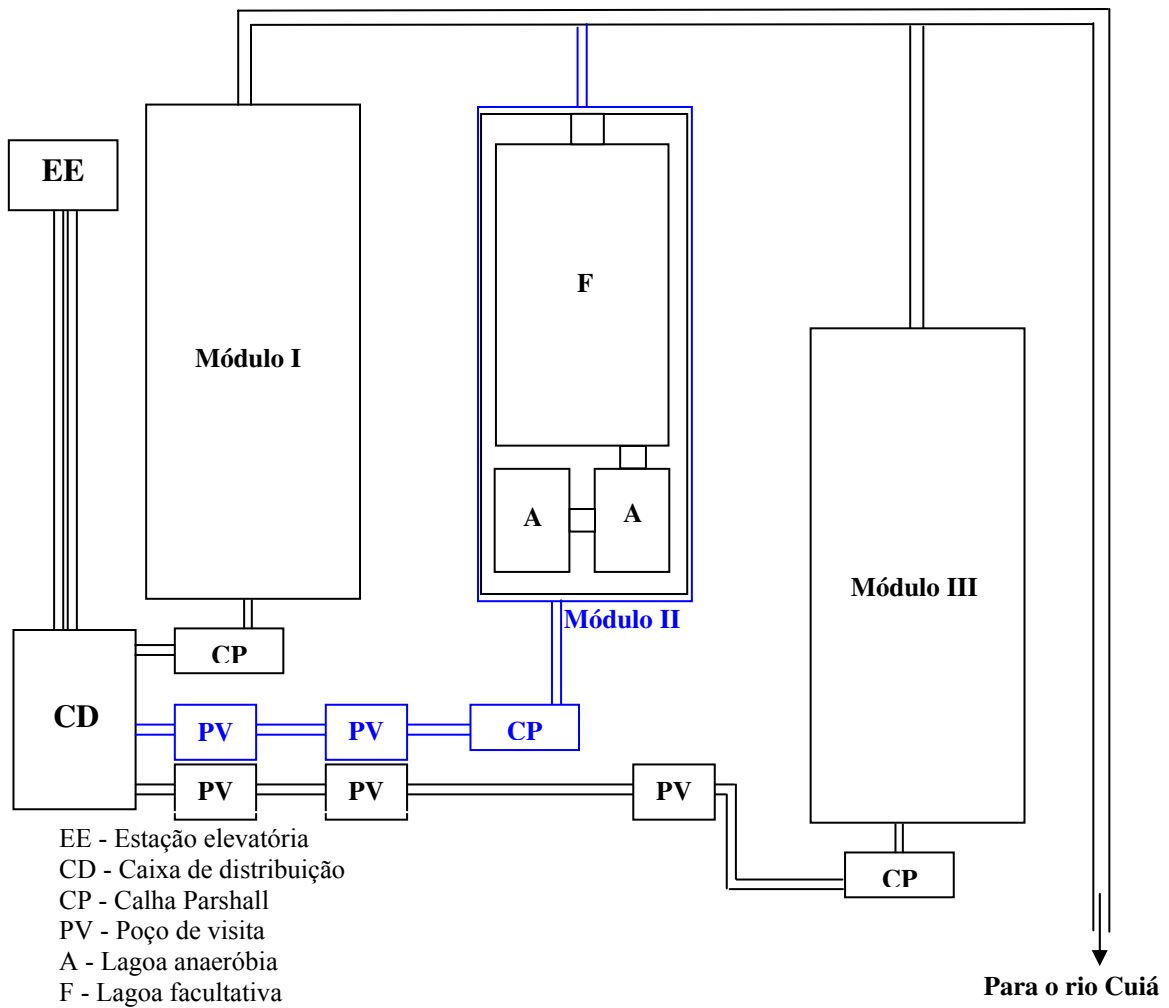


Figura 4.1 - Representação da ETE de Mangabeira, destacando o Módulo II.

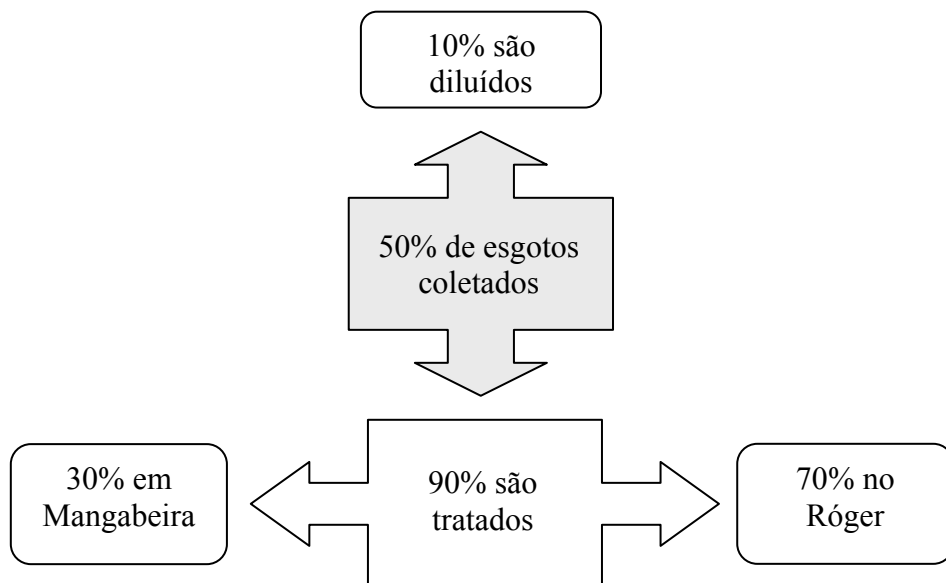


Figura 4.2 - Representação do esgotamento sanitário da grande João Pessoa.

A ETE de Mangabeira foi, inicialmente, projetada para operar com quatro Módulos de tratamento, comportando cada Módulo três reatores em série, sendo o primeiro uma lagoa aerada com mistura completa, seguida por uma aerada facultativa e por último uma de maturação. Atualmente, conta com três Módulos, sendo que apenas o terceiro mantém a configuração original. Nos Módulos I e II a CAGEPA decidiu eliminar os aeradores, em virtude da dificuldade de operação e manutenção dos equipamentos eletro-mecânicos, e transformar estes Módulos em séries com duas lagoas anaeróbias (1 e 2) seguidas de uma lagoa facultativa secundária.

4.2.2 - Características do sistema (Módulo II)

O sistema, em escala real, conta com um tratamento preliminar composto por grade e caixa de areia, ilustrado na Figura 4.3. A calha parshall com garganta de 23cm, situada a jusante do desarenador, projetada para uma vazão máxima de 132,4L/s, permitia a monitoração das vazões afluentes do sistema. Duas lagoas anaeróbias e uma facultativa secundária, em série, caracterizadas nas Tabelas 4.1 e 4.1a, completam o sistema, ilustrado na Figura 4.4, cujo efluente tratado é descarregado no rio Cuiá, também conhecido por Paratibe, que desemboca no Oceano Atlântico (próximo à praia de Jacarapé).

Tabela 4.1 - Características físicas do Módulo II da ETE de Mangabeira.

Lagoas	Dimensões (m)			Área (ha)	Volume (m ³)
	Comprimento	Largura	Profundidade		
Anaeróbia 1	63,1	63,1	3,7	0,4	14800
Anaeróbia 2	63,1	63,1	3,7	0,4	14800
Facultativa	228,5	140	1,8	3,2	57600

Fonte: CAGEPA, 1981.

Tabela 4.1a - Características operacionais, de projeto, do Módulo II da ETE de Mangabeira.

Lagoas	Vazão média do afluente (m ³ /dia)	TDH (dia)	Carga de DBO ₅	
			Superficial (kgDBO ₅ /ha.dia)	Volumétrica (gDBO ₅ /m ³ .dia)
Anaeróbia 1	8275	1,8	-	124
Anaeróbia 2	8275	1,8	-	43,4
Facultativa	8275	7	163,3	-

Fonte: CAGEPA, 1981.



Figura 4.3 - Tratamento preliminar destacando-se o gradeamento em primeiro plano.



Figura 4.4 - Vista geral das lagoas que compõem o Módulo II da ETE de Mangabeira.

4.3 - Alimentação do sistema

A ETE de Mangabeira recebe esgoto, intermitentemente, bombeado por 3 estações elevatórias (EE) situadas neste bairro e por outras situadas no conjunto Ernesto Geisel e Valentina Figueiredo. As águas residuárias provenientes dessas localidades convergem para uma caixa de distribuição (Figura 4.5) através de duas tubulações de 350mm, sendo distribuídas, por gravidade, para os três Módulos, por tubos, também, de 350mm.

O esgoto bruto é descarregado na primeira lagoa anaeróbia através de um tubo de ferro de 350mm (Figura 4.6). As lagoas subseqüentes são alimentadas com o efluente da lagoa precedente através dos canais de passagem C₁ e C₂, representados nas Figuras 4.7 e 4.8, respectivamente. O efluente do sistema é conduzido pelo vertedor de saída (Figura 4.9) a um tubo de 350mm, através do qual é, juntamente com os efluentes dos Módulos I e III, descarregado no rio Cuiá (Figura 4.10).



Figura 4.5 - Caixa de distribuição de esgotos.



Figura 4.6 - Tubo de descarga do afluente na primeira lagoa anaeróbia.



Figura 4.7 - Canal de passagem C₁.



Figura 4.8 - Canal de passagem C₂.

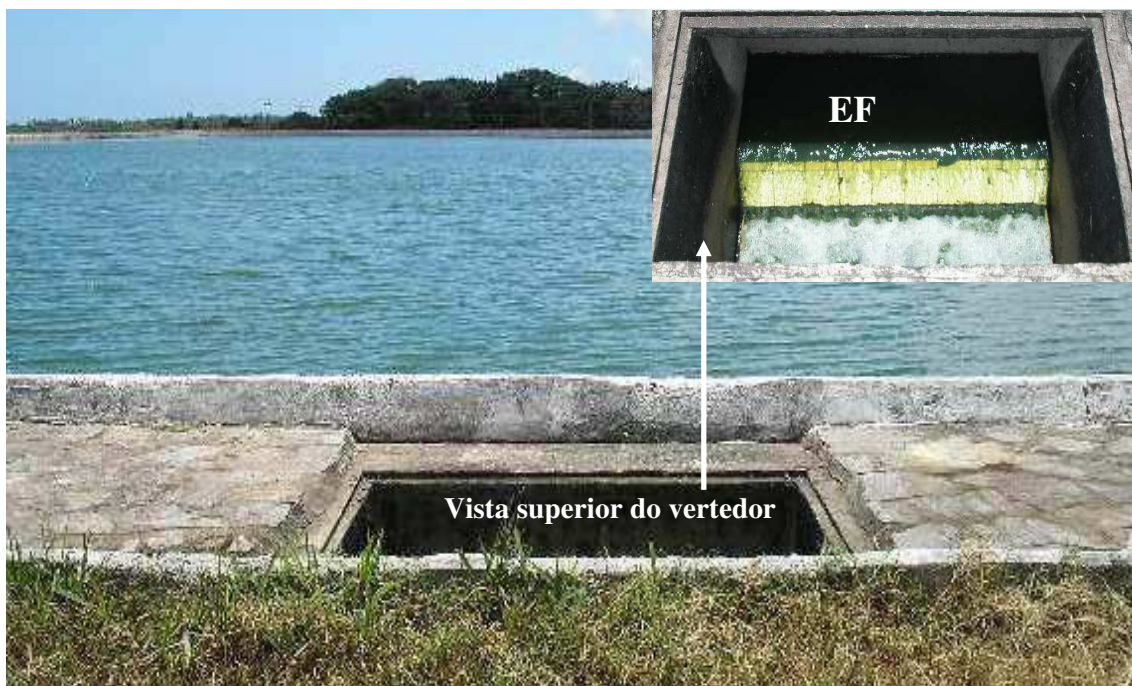


Figura 4.9 - Vertedor de saída do Módulo II.



Figura 4.10 - Rio Cuiá a jusante do lançamento do efluente da ETE de Mangabeira.

4.4 - Amostragem

Foram determinados quatro pontos para a coleta de amostras, quais sejam:

- Ponto 1 (EB) - Entrada da calha parshall, antes da grade (Figura 4.3).
- Ponto 2 (A₁) - Entre as lagoas anaeróbias (canal de passagem C₁).
- Ponto 3 (A₂) - Entre a lagoa anaeróbia e a facultativa (canal de passagem C₂).
- Ponto 4 (EF) - Vertedor de saída da lagoa facultativa.

Na monitoração de rotina, a coleta das amostras era realizada semanalmente entre 8 e 9h da manhã. Para as análises físico-químicas as amostras eram coletadas com o auxílio de um balde, e transferidas para garrafas plásticas limpas, com capacidade de 2L.

As amostras destinadas à análise de nutrientes (N e P) eram recolhidas em garrafas plásticas com capacidades de 1L, as quais eram mantidas em solução de ácido clorídrico (4%) até o dia da coleta. Estas análises foram iniciadas 27 dias após as outras análises físico-químicas em virtude da falta de equipamento específico. No início das análises de nutrientes eram coletadas e analisadas três amostras por semana e mais tarde a frequência foi reduzida a duas vezes por semana.

As temperaturas das amostras eram medidas no campo, no momento da coleta, diretamente no balde coletor.

As amostras etiquetadas eram encaminhadas ao laboratório de monitoramento de efluentes sanitários da ETE, onde eram processadas todas as análises imediatamente, à exceção de nutrientes e clorofila “a”, que eram analisados posteriormente.

4.5 - Análises realizadas e preservação das amostras

Foram analisadas as variáveis nitrogênio total kjeldahl (NTK) e amoniacal (N-NH₃), fósforo total (P-T) e ortofosfato solúvel (O-S) para determinação do comportamento das concentrações de nutrientes no Módulo II da ETE de Mangabeira, bem como as variáveis físico-químicas, auxiliares, pH, temperatura, oxigênio dissolvido (OD), clorofila “a”, DBO₅ e DQO nas amostras do esgoto bruto e nos efluentes das lagoas anaeróbias (1 e 2) e no efluente da lagoa facultativa.

Além da monitoração de rotina, foram realizados dois estudos do ciclo diário do afluente e dos efluentes do sistema em quatro horários predefinidos ao longo do dia, quais sejam: 6, 11, 17 e 22h. O primeiro estudo foi realizado no início de setembro (07/2005) e o outro no final de outubro (19/2005). As análises foram realizadas em duplicata e levadas a efeito logo após a coleta, com exceção das amostras coletadas no horário de 22h e a DBO₅ pertencente à amostra das 17h, que foram incubadas na geladeira e processadas no dia seguinte.

As alíquotas de amostras reservadas à análise de nutrientes, tanto na monitoração de rotina como no estudo do ciclo diário, eram acidificadas, com exceção da destinada à determinação de ortofosfato solúvel a qual era filtrada e vertida em garrafinhas de 250mL hermeticamente fechadas, mantidas em geladeira (4°C) e transportadas para o Laboratório de Análise de Águas da UFCG, em Campina Grande-PB, onde eram processadas no dia seguinte à determinação das demais variáveis. A alíquota de amostra destinada à análise de clorofila “a” era filtrada, logo após a coleta, de acordo com JONES (1979), sendo o resíduo não filtrável armazenado em geladeira, envolvido em papel alumínio (evitar a luz), e transportado para o Laboratório de Análise de Águas da UFCG para a extração do pigmento e leitura de absorvância.

4.6 - Descrição das análises

As análises físicas e químicas foram feitas de acordo com métodos padrões descritos em APHA *et al.* (1998). A clorofila “a” foi determinada pelo método do metanol 90%

(extração a quente), de acordo com JONES (1979). A Tabela 4.2 apresenta os métodos utilizados na análise das variáveis nitrogênio e fósforo, enquanto a Tabela 4.3 para as variáveis físico-químicas auxiliares.

Tabela 4.2 - Métodos utilizados na determinação das variáveis nitrogênio e fósforo monitoradas.

VARIÁVEL	METODOLOGIA
Nitrogênio total kjeldahl (NTK) (mgN.L ⁻¹)	Método semi-micro kjeldahl com utilização de bloco digestor e destilador (TE-036/1) da Tecnal.
Nitrogênio amoniacal (mgN.L ⁻¹)	Método titrimétrico após destilação no destilador (TE-036/1) da Tecnal.
Fósforo total (P-T) (mgP.L ⁻¹)	Método do ácido ascórbico com leitura da absorbância no comprimento de onda 880nm em espectrofotômetro Micronal B382, após digestão com persulfato de amônio.
Ortofósforo solúvel (mgP.L ⁻¹)	Método do ácido ascórbico com leitura de absorbância no comprimento de onda 880nm em espectrofotômetro Micronal B382, após filtração em membrana de ester de celulose com porosidade de 0,45µm.

Tabela 4.3 - Métodos utilizados na determinação das variáveis físico-químicas auxiliares monitoradas.

VARIÁVEL	METODOLOGIA
pH	Método eletrométrico, com a utilização de um eletrodo BNC combinado, acoplado a um medidor da marca QUIMIS, modelo Q-400M, calibrado com soluções tampões de pH 4 e 9.
Temperatura (°C)	Termômetro de mercúrio da marca Incoterm com escala de 0 a 60°C.
Oxigênio dissolvido (OD) (mg.L ⁻¹)	Método de Winkler, com modificação azida, em frascos padrões de DBO.
Clorofila "a" (µg.L ⁻¹)	Método de extração a quente com metanol 90%.
DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	Método da diluição em frascos padrões de DBO, com incubação a 20°C durante 5 dias.
DQO (mg.L ⁻¹)	Método da refluxação fechada do dicromato de potássio com determinação titulométrica.

4.7 - Medição das vazões

No período compreendido entre 20 de setembro e 20 de novembro de 2005 foram adquiridas 1489 medidas de vazões. Para isto, foi utilizado um medidor de vazão (levelogger), tipo ultra-sônico compacto, modelo ECHOTREK -SE/SG - 3001 da marca NIVITEC, previamente calibrado, acoplado a um “data logger” (acumulador de dados) portátil. Com o auxílio de um microcomputador conectado ao “data logger” foi possível configurar o período de coletas, dimensão de medida ($L.s^{-1}$), intervalo entre leituras (10min), número de leituras para gerar uma aquisição e intervalo entre aquisições (1h). Assim, a cada hora era efetuada uma média das leituras realizadas a cada 10min, gerando uma aquisição, previamente calibrada.

4.8 - Análise estatística

Foi aplicado o teste de Kolmogorov-Smirnov a todas as amostras a fim de verificar a distribuição dos dados, sendo utilizado para tal, o programa de estatística SPSS para Windows.

A fim de verificar a existência ou não de correlações significativas entre as variáveis monitoradas no afluente e nos efluentes de cada lagoa que compõe o sistema, foi realizado um estudo de matrizes de correlação construídas pelo programa SPSS para Windows, admitindo um nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$).

A análise de variância ANOVA (fator único) também foi aplicada ao conjunto dados com o objetivo de verificar a existência de diferenças significativas entre as médias das concentrações das variáveis estudadas, ou seja, verificar se estava havendo remoção significativa. Esta análise fornece os elementos F , $F_{\text{crítico}}$ e P que mostram a existência de diferenças significativas ($F > F_c$), ($P < 0,05$) ou não ($F < F_c$), ($P > 0,05$). Quando se trata de um conjunto de dados com apenas 1 grau de liberdade entre os grupos, a simples observação do valor de F é suficiente para explicar a existência de diferença significativa entre os grupos de dados. Por outro lado, quando o conjunto de dados possui 2 ou mais graus de liberdade entre os grupos, é imprescindível à utilização de um método que demonstre a comparação simultânea entre as várias médias (SOKAL & ROHLF, 1981, 1995), a fim de se verificar em que grupo existe ou não diferença significativa. Neste trabalho foi utilizado o método gráfico do GT-2.

A análise de parâmetros estatísticos descritivos das concentrações de nutrientes, das variáveis físico-químicas auxiliares e das medições de vazão, bem como a análise de variância, foi realizada mediante o uso da planilha eletrônica do Microsoft Excel 2003.

CAPÍTULO 5

APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

Inicialmente, faz-se necessário esclarecer que foi verificada a distribuição normal de todos os dados analisados neste trabalho.

5.1 - Dados de vazão

A vazão média do esgoto afluente ao sistema ($35,52\text{L}\cdot\text{s}^{-1}$ ou $3068,93\text{m}^3/\text{dia}$) foi estimada através da média aritmética das 1489 aquisições realizadas no período compreendido entre 20 de Julho e 20 de Setembro de 2005. Nesse período foi constatada uma precipitação pluviométrica acumulada média de 195,4mm (AESAs - Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba), com máximas precipitações observadas entre os meses de Maio e Agosto. A Tabela 5.1 apresenta os valores médios diários, o desvio padrão amostral, os valores máximo e mínimo da vazão afluente ao Módulo II da ETE de Mangabeira, e as precipitações diárias ocorridas em João Pessoa-PB no período de medição da vazão, enquanto a Figura 5.1 ilustra o comportamento da vazão afluente no período de medição.

Tabela 5.1 - Parâmetros estatísticos descritivos da vazão afluyente medida no Módulo II da ETE de Mangabeira e precipitação total diária no período de monitoração (20/07 a 20/09/2005).

DATA	Vazão média diária (L.s ⁻¹)	Desvio Padrão σ_{n-1}	Mínimo (L.s ⁻¹)	Máximo (L.s ⁻¹)	Precipitação Pluviométrica (mm)
20/7/2005	38,56	10,36	24	61	2,6
21/7/2005	29,71	8,89	16	44	3,6
22/7/2005	34,00	11,77	12	56	1
23/7/2005	33,67	13,11	5	55	4,2
24/7/2005	31,42	10,26	14	48	0
25/7/2005	31,54	8,65	17	47	0
26/7/2005	32,92	11,05	15	52	0
27/7/2005	29,71	8,70	14	47	3,2
28/7/2005	31,00	8,88	14	45	0
29/7/2005	31,17	8,79	18	46	2,8
30/7/2005	32,58	13,14	16	69	0
31/7/2005	29,33	10,21	8	47	3,2
1/8/2005	36,58	12,61	14	54	0
2/8/2005	47,54	13,89	28	82	43
3/8/2005	35,71	8,52	16	47	5,3
4/8/2005	31,08	14,26	15	73	1,4
5/8/2005	37,08	10,09	17	61	14
6/8/2005	36,67	10,61	18	58	7
7/8/2005	33,04	10,75	15	50	1,4
8/8/2005	29,21	8,15	15	41	1,4
9/8/2005	32,79	10,79	14	55	5,8
10/8/2005	25,17	8,30	6	38	4,2
11/8/2005	33,71	9,54	18	54	0
12/8/2005	48,83	22,59	21	94	35,2
13/8/2005	33,50	10,75	14	56	0
14/8/2005	29,38	10,09	13	48	0
15/8/2005	33,13	12,00	13	60	3,2
16/8/2005	40,46	16,72	15	85	23,6
17/8/2005	29,25	11,49	8	44	4,8
18/8/2005	35,33	12,87	14	54	1,6
19/8/2005	39,67	16,00	14	73	6,4
20/8/2005	45,63	15,92	24	98	19,2
21/8/2005	37,17	13,10	15	65	8,8
22/8/2005	40,46	23,89	16	92	8,2
23/8/2005	45,67	26,77	18	116	3,6
24/8/2005	47,21	19,79	17	91	16,2
25/8/2005	40,83	18,67	16	99	36,2
26/8/2005	30,50	9,51	15	54	4,8
27/8/2005	28,13	11,39	8	44	0
28/8/2005	31,29	11,31	7	53	6,8
29/8/2005	38,04	17,21	12	65	1,2
30/8/2005	38,71	18,12	13	68	0
31/8/2005	47,00	32,55	13	129	15,8
1/9/2005	42,46	14,31	14	73	0
2/9/2005	39,29	16,31	14	72	0
3/9/2005	55,29	22,21	20	118	12,4
4/9/2005	38,46	13,16	14	60	0
5/9/2005	40,00	19,93	17	89	0

(CONTINUA)

(CONCLUSÃO)

Tabela 5.1 - Parâmetros estatísticos descritivos da vazão afluyente medida no Módulo II da ETE de Mangabeira e precipitação total diária no período de monitoração (20/07 a 20/09/2005).

DATA	Vazão média diária (L/s)	Desvio Padrão σ_{n-1}	Mínimo (L/s)	Máximo (L/s)	Precipitação Pluviométrica (mm)
6/9/2005	45,79	22,70	18	106	27,2
7/9/2005	34,17	12,79	15	65	0
8/9/2005	31,83	13,11	11	56	0
9/9/2005	34,92	13,35	13	57	0
10/9/2005	41,38	13,86	19	64	5,6
11/9/2005	38,67	14,00	16	73	0
12/9/2005	37,71	13,91	14	58	0
13/9/2005	31,00	10,32	14	51	2,8
14/9/2005	24,88	7,12	13	37	2,6
15/9/2005	29,92	8,51	16	48	5,8
16/9/2005	23,58	5,70	12	34	2,4
17/9/2005	24,79	8,96	8	37	0
18/9/2005	24,96	7,33	11	40	0
19/9/2005	32,33	11,90	13	50	0
20/9/2005	47,38	23,59	13	77	0

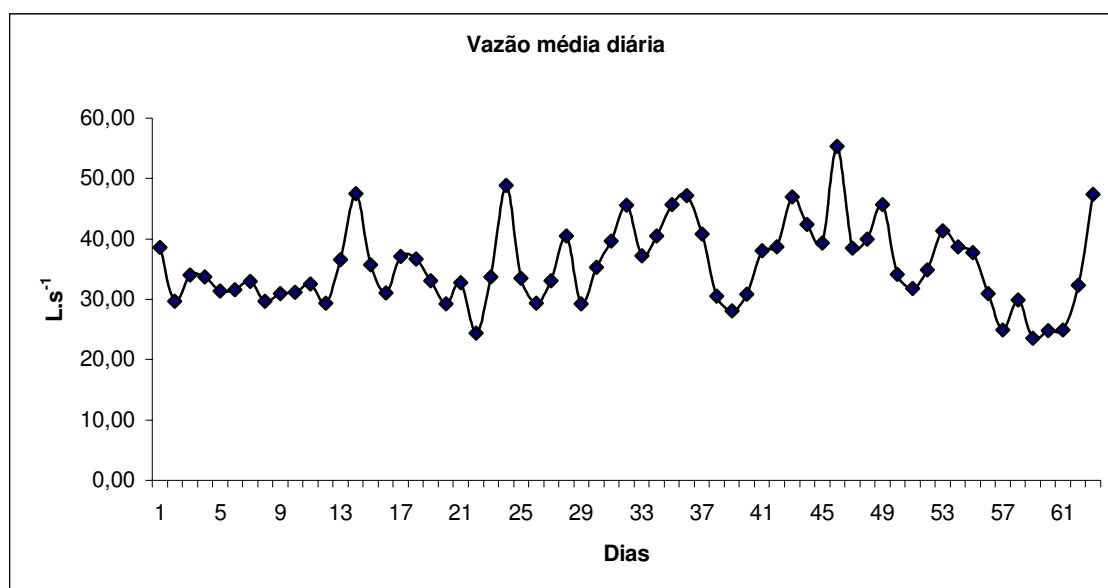


Figura 5.1 - Variação da vazão média diária afluyente ao Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa - PB, no período compreendido entre 20 de Julho e 20 de Setembro de 2005.

Com base na vazão média diária obtida entre 20 de Julho e 20 de Setembro de 2005, nas características físicas dos reatores e na DBO_5 média afluyente às lagoas (anaeróbia e facultativa), foi possível determinar as reais condições operacionais do Módulo II da ETE de Mangabeira. A Tabela 5.2 apresenta os valores do tempo de detenção hidráulica (TDH) e das cargas orgânicas superficial e volumétrica, reais, aplicadas ao sistema.

Tabela 5.2 - Condições operacionais, reais, do Módulo II da ETE de Mangabeira.

Lagoas	Vazão média do afluente (m ³ /dia)	TDH (dia)	Carga de DBO ₅	
			Superficial (kgDBO ₅ /ha.dia)	Volumétrica (gDBO ₅ /m ³ .dia)
Anaeróbia 1	3068,93	4,82	2020,49	54,74
Anaeróbia 2	3068,93	4,82	652,15	17,63
Facultativa	3068,93	18,77	44,12	2,45

5.2 - Análise estatística das variáveis físico-químicas auxiliares das amostras analisadas

A Tabela 5.3 apresenta o número de dados (N), o valor médio, o desvio padrão amostral (σ_{n-1}), e os valores máximo e mínimo das variáveis físico-químicas auxiliares analisadas, entre Março e Novembro de 2005, no esgoto bruto e nos efluentes A₁, A₂ e EF, enquanto as Figuras 5.2 a 5.7 apresentam as variações, dessas variáveis, nesse período.

Tabela 5.3 - Análise estatística descritiva das variáveis físico-químicas auxiliares determinadas no esgoto bruto e nos efluentes A₁, A₂ e EF.

Variáveis	Pc	N	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
pH	EB	50	7,34	0,26	6,45	7,68
	A ₁	50	6,86	0,16	6,27	7,11
	A ₂	50	7,09	0,18	6,48	7,50
	EF	50	7,77	0,25	7,13	8,50
Temperatura (°C)	EB	49	29,1	1,29	27	32
	A ₁	49	28,9	1,06	27	31
	A ₂	49	28,8	1,02	27	31
	EF	49	29	1,49	27	32
Oxigênio dissolvido (OD) (mg.L⁻¹)	EB	-	-	-	-	-
	A ₁	-	-	-	-	-
	A ₂	-	-	-	-	-
	EF	30	4,8	2,3	0,3	9,70
Clorofila "a" (µg.L⁻¹)	EB	-	-	-	-	-
	A ₁	-	-	-	-	-
	A ₂	28	62,37	55,34	1,82	181,09
	EF	41	455,67	138,76	121,94	943,67
DBO₅ (mg.L⁻¹)	EB	30	264	86,20	140	476
	A ₁	30	85	22,58	54	153
	A ₂	30	46	13,25	25	74
	EF	30	26	11,16	12	56
DQO (mg.L⁻¹)	EB	30	895	216,54	471	1313
	A ₁	30	367	131,49	147	750
	A ₂	30	320	106,32	162	618
	EF	30	290	113,36	123	563

Nota: Pc - Ponto de coleta.

5.2.1 - pH

A Figura 5.2 apresenta as variações do pH para o esgoto bruto e os efluentes A₁, A₂ e EF. O valor médio do pH no esgoto bruto foi de 7,34, com variação entre 6,45 e 7,68. Nos efluentes o pH apresentou valores médios crescentes, ou seja, 6,82 em A₁, 7,09 em A₂ e 7,77 no EF. A Tabela 5.4 mostra que houve diferença ao nível de significância de 5% entre as concentrações médias do respectivo conjunto de dados de pH, enquanto a comparação simultânea entre as várias médias pelo método gráfico GT-2, ilustrado na Figura 5.2a, demonstra que houve diferença significativa entre todos os grupos de dados de pH.

O valor do pH no efluente final não foi muito elevado, sendo característico de lagoas facultativas secundárias, apresentando-se próximo ao encontrado (7,80) por Florentino (1992), que estudou uma série de lagoas, em escala real, anaeróbia-facultativa, com TDH de 42,3 dias e cargas orgânicas superficial e volumétrica, na lagoa anaeróbia, de 1865kgDBO₅/ha.dia e 50gDBO₅/m³.dia, respectivamente, no município de Guarabira – PB; e por Oliveira (2002), que estudou as ETEs de Monteiro (pH=7,70) e Campina Grande (pH=7,90).

O pH médio observado na lagoa facultativa da ETE de Mangabeira foi insuficiente para remoção de fósforo por precipitação, já que a literatura (MOUTIN *et al.*, 1992; TOMS *et al.*, 1975 e SOMIYA & FUJII, 1984 apud Oliveira, 1990) indica valores superiores a 8, para que ocorra precipitação química de fósforo. Também a volatilização de nitrogênio requer valores de pH elevados (da SILVA, 1992; ARAÚJO, 1993; Oliveira, 1990) sendo que Von Sperling (1996) atribui valor superior a 11 para que todo o nitrogênio amoniacal esteja na forma de amônia e possa ser eliminado para a atmosfera. Por outro lado, os valores de pH na facultativa foram sempre superiores aos do esgoto bruto e aos das lagoas anaeróbias, estando relacionados à ocorrência do processo fotossintético do fitoplâncton, ou seja, remoção de dióxido de carbono e aumento da concentração de OH⁻.

Tabela 5.4 - Resumo da análise de variância ANOVA (fator único) aplicada aos dados de pH.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	24,75959	3	8,253197	172,5886	9,40743E-55	2,65068
Dentro dos grupos	9,37273	196	0,04782			
Total	34,13232	199				

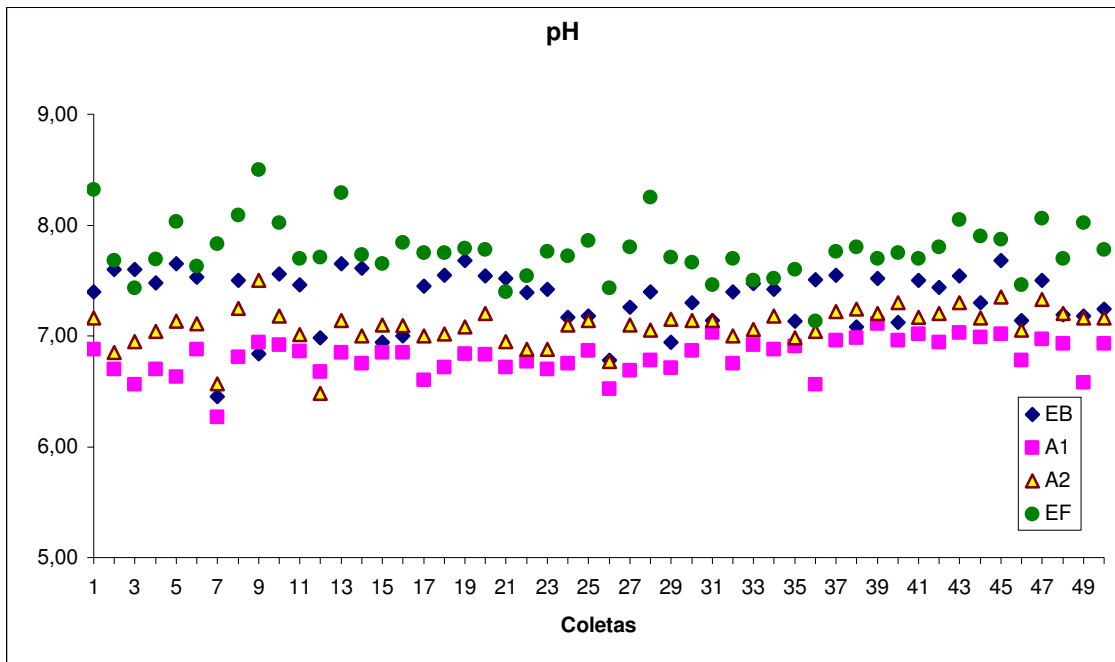


Figura 5.2 - Variação temporal dos valores de pH obtidos na monitoração do esgoto bruto e dos efluentes A₁, A₂ e EF do Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa - PB, no período entre Março e Novembro de 2005.

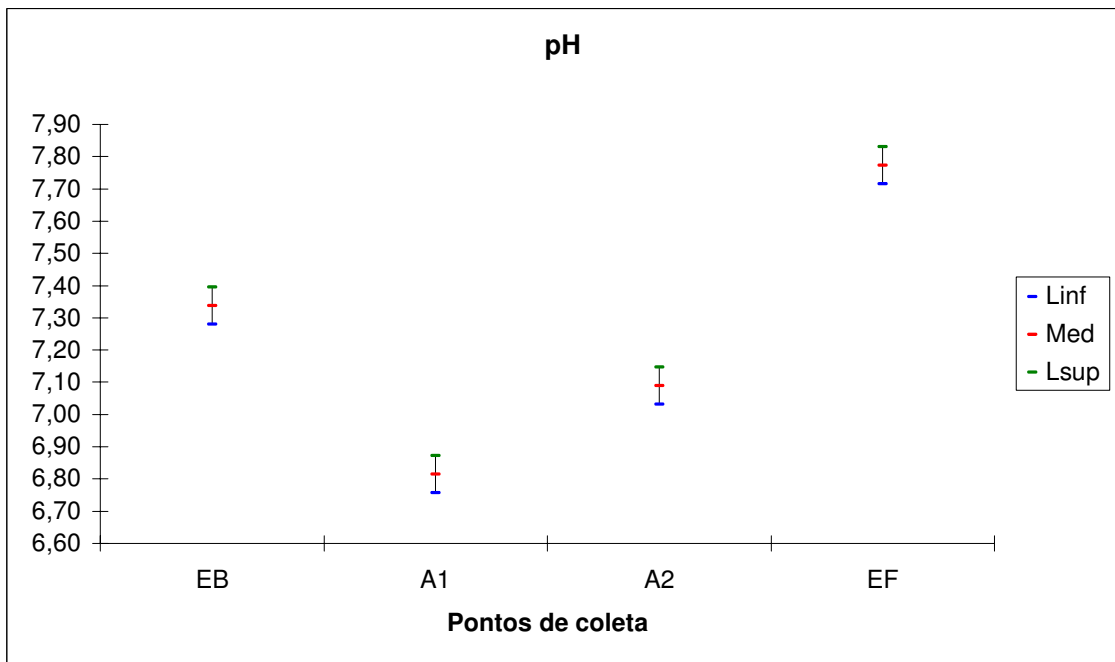


Figura 5.2a - Médias e intervalos de comparação gráfica (método do GT-2) do pH no esgoto bruto e nos efluentes A₁, A₂ e EF.

5.2.2 - Temperatura

A Figura 5.3 apresenta as variações de temperatura para o esgoto bruto e os efluentes A₁, A₂ e EF. As temperaturas médias do EB e dos efluentes apresentaram pequenas diferenças, sendo praticamente constantes. A Tabela 5.5 mostra que não há diferença significativa ($\alpha = 0,05$) dessa variável no sistema estudado.

Os maiores valores (32°C) foram observados no EB e na lagoa facultativa. No EB esta temperatura se deu provavelmente em virtude da água residuária recém-produzida, que tende a apresentar temperatura mais elevada que água estagnada, e do terreno no qual as canalizações estão enterradas, que normalmente guarda uma grande quantidade de calor. Na lagoa facultativa a maior temperatura está associada à penetração de luz na massa líquida por conta da maior transparência verificada neste tipo de reator. A menor temperatura (27°C), porém, foi observada em todos os pontos de amostragem.

Nas regiões de clima tropical a variação sazonal da temperatura é pouco acentuada quando comparada à variação diária, a qual influencia a solubilidade dos gases, especialmente o oxigênio (ESTEVES, 1998), e as taxas de reações químicas de todos os processos metabólicos dos organismos aquáticos (LAWS, 1993).

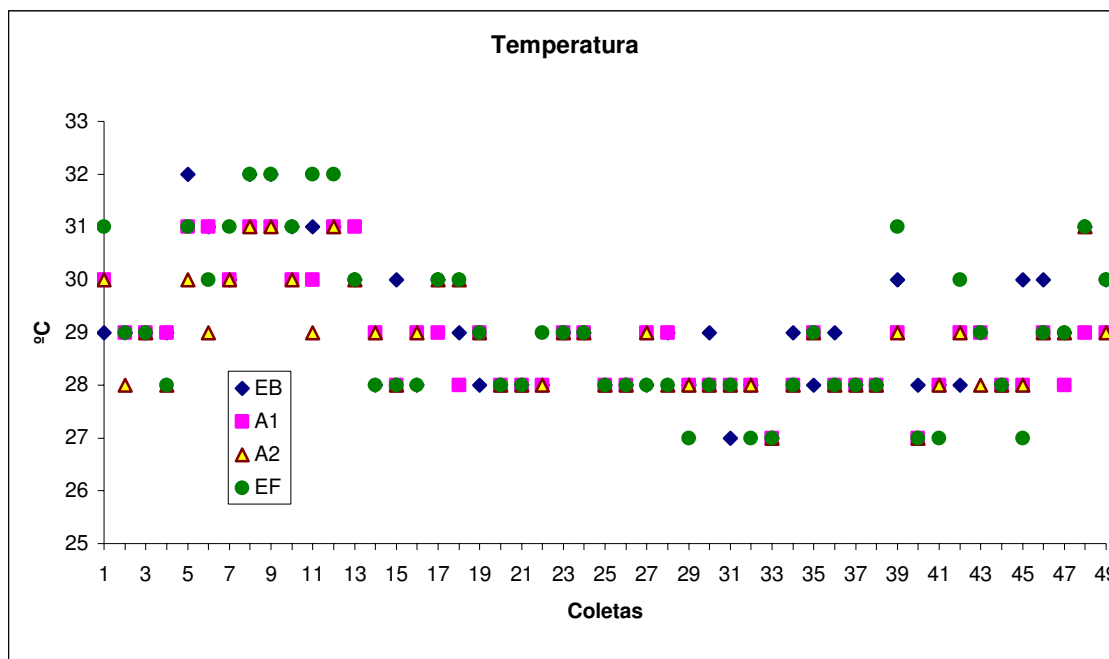


Figura 5.3 - Variação temporal das medidas de temperatura obtidas na monitoração do esgoto bruto e dos efluentes A₁, A₂ e EF do Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa - PB, no período entre Março e Novembro de 2005.

Tabela 5.5 - Resumo da análise de variância ANOVA (fator único) aplicada aos dados de temperatura.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	2,954082	3	0,984694	0,648739	0,584647824	2,651639
Dentro dos grupos	291,4286	192	1,517857			
Total	294,3827	195				

5.2.3 - Oxigênio dissolvido (OD)

A Figura 5.4 apresenta a variação de oxigênio dissolvido no efluente do Módulo II da ETE de Mangabeira. A concentração de OD variou entre 0,3 e 9,7mg.L⁻¹, com média de 4,8mg.L⁻¹. As altas concentrações de OD estão associadas a uma maior difusão de oxigênio da atmosfera para a massa líquida, em virtude da maior superfície e turbulência da água na lagoa facultativa, e à atividade fotossintética oxigênica do fitoplâncton.

5.2.4 - Clorofila “a”

A Figura 5.5 apresenta a variação da clorofila “a” nos efluentes A₂ e EF do Módulo II de ETE de Mangabeira. No efluente da lagoa facultativa, os valores de clorofila “a” flutuaram entre 121,94 e 943,67µg.L⁻¹, com valor médio de 455,67µg.L⁻¹, estando acima dos encontrados por Florentino (1992), Tejo (1993) e Souza (1994) que estudaram a série de lagoas anaeróbia-facultativa da ETE de Guarabira. Na lagoa anaeróbia A₁ não foi detectada clorofila “a”, porém, em A₂ foi observada uma concentração média de 62,37µg.L⁻¹ indicando a ocorrência de uma condição de anaerobiose menos severa que na primeira lagoa da série, em consequência da diferença nas cargas orgânicas aplicadas.

A Tabela 5.6 mostra que houve diferença ao nível de significância de 5% entre a clorofila “a” dos efluentes A₂ e EF do Módulo II da ETE de Mangabeira.

Tabela 5.6 - Resumo da análise de variância ANOVA (fator único) aplicada aos dados de clorofila “a”.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	2573673	1	2573673	202,1957	6,51013E-22	3,984042
Dentro dos grupos	852817,7	67	12728,62			
Total	3426491	68				

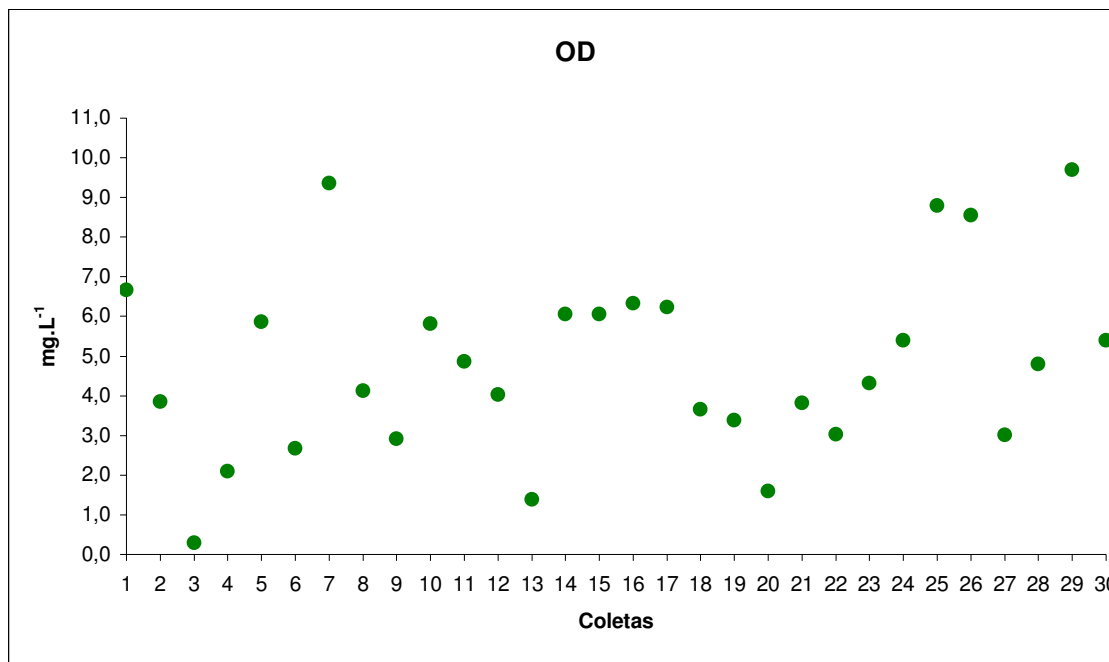


Figura 5.4 - Variação temporal das concentrações de oxigênio dissolvido medidas na monitoração do efluente do Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa - PB, no período entre Março e Novembro de 2005.

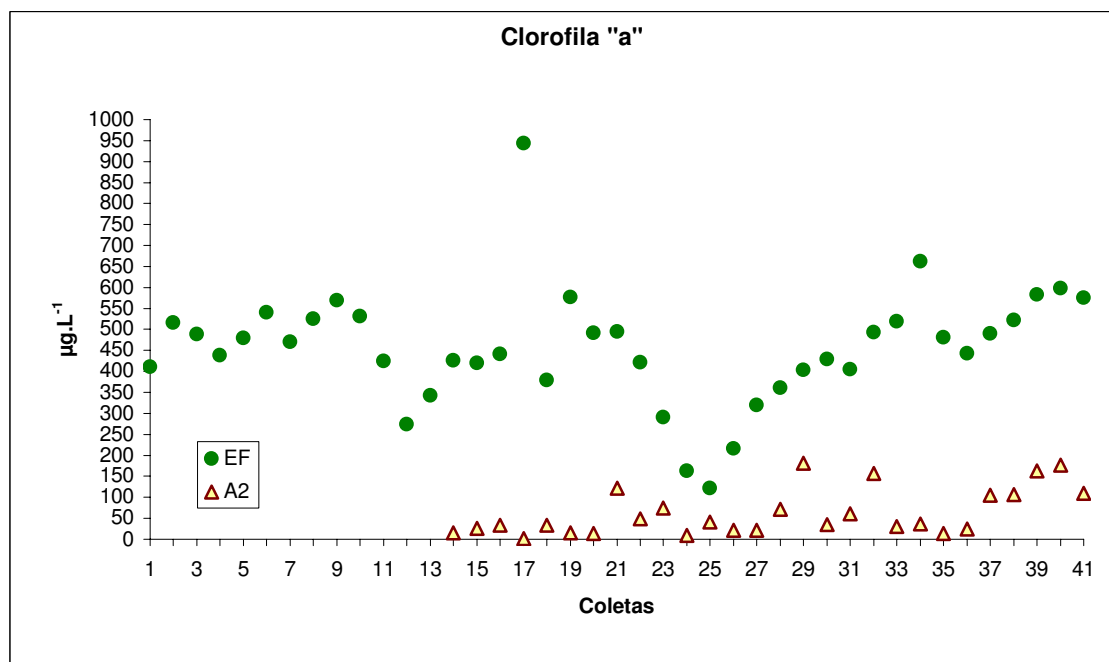


Figura 5.5 - Variação temporal das concentrações de clorofila "a" obtidas na monitoração dos efluentes A₂ e EF do Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa - PB, no período entre Março e Novembro de 2005.

5.2.5 - DBO₅

As variações das concentrações de matéria orgânica, em termos de DBO₅, no afluente e nos efluentes do sistema, são ilustradas na Figura 5.6. A concentração média no EB foi de 264mg.L⁻¹, variando entre 140 e 476mg.L⁻¹. De acordo com as diversas classificações apresentadas na literatura, entre as quais a de SILVA e MARA (1979), este esgoto é classificado como médio. Ao longo do tratamento a DBO₅ diminuiu, sendo a média nos efluentes A₁, A₂ e EF de 85, 46 e 26mg.L⁻¹, respectivamente. A eficiência de remoção de DBO₅ na série anaeróbia foi de 82,63%, enquanto que o sistema completo apresentou remoção média de 90,34%, próxima à encontrada (89,96%) na ETE de Guarabira por Florentino (1992) e superior às encontradas, nas ETEs de Campina Grande (83,33%) e Monteiro (75,59%), por Oliveira (2002).

A Tabela 5.7 mostra que houve diferença significativa ($\alpha = 0,05$) entre os grupos de dados da DBO₅, no entanto a Figura 5.6a demonstra que não houve diferença entre A₂ e EF.

Tabela 5.7 - Resumo da análise de variância ANOVA (fator único) aplicada aos dados DBO₅.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	1069085	3	356361,7	172,9786	1,18635E-42	2,68281
Dentro dos grupos	238977,4	116	2060,15			
Total	1308063	119				

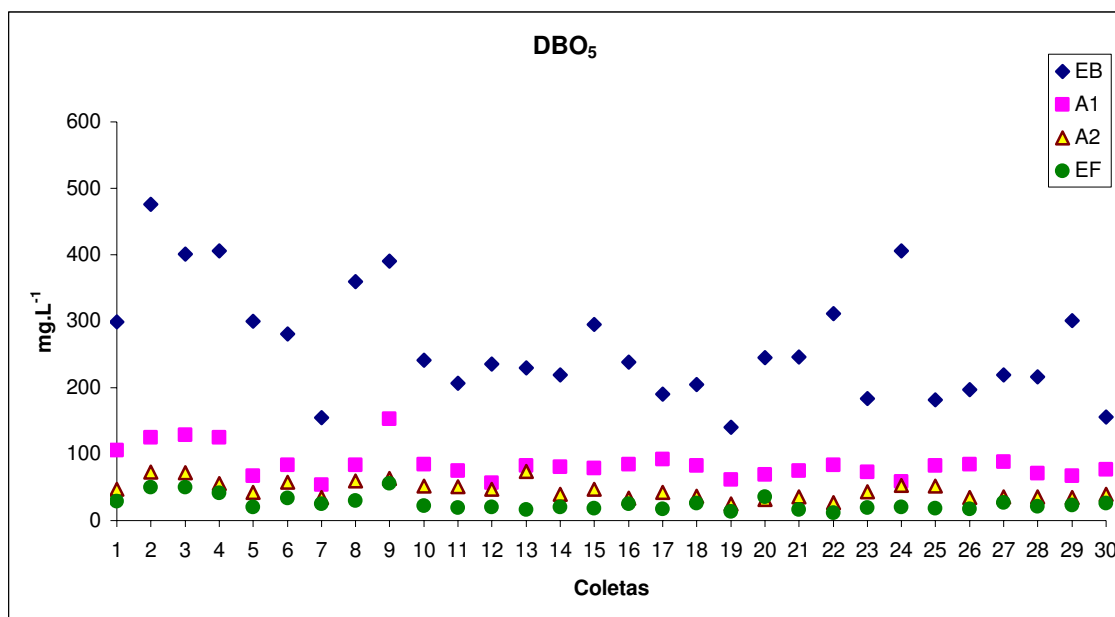


Figura 5.6 - Variação de DBO₅ na monitoração do esgoto bruto e dos efluentes A₁, A₂ e EF do Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa - PB, no período entre Março e Novembro de 2005.

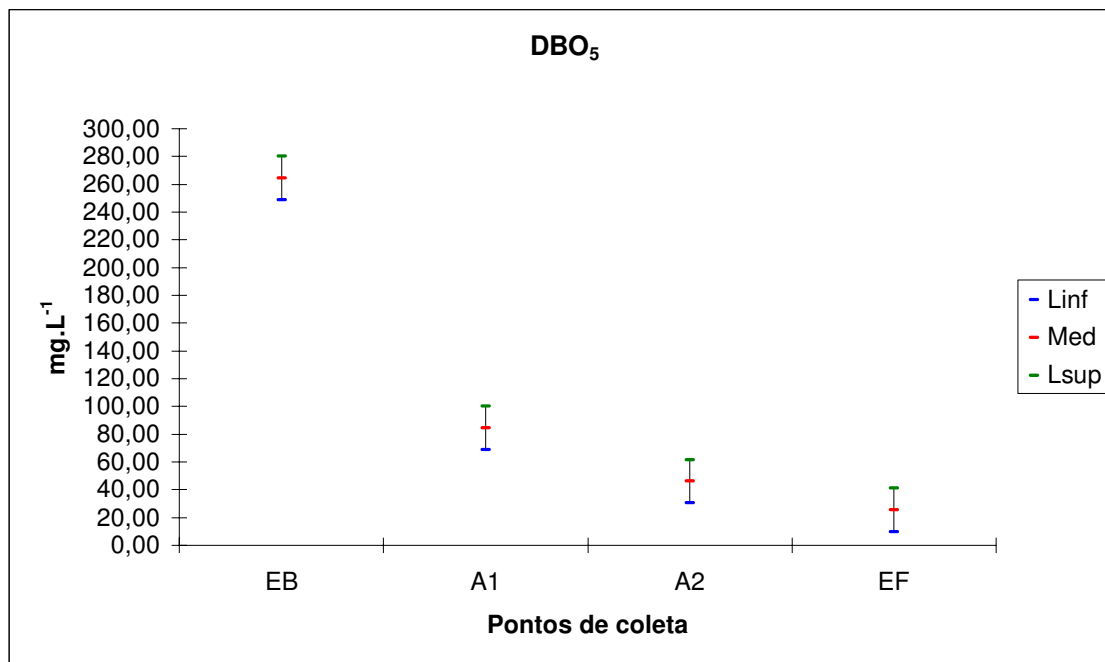


Figura 5.6a - Médias e intervalos de comparação gráfica (método GT-2) de DBO₅ no esgoto bruto e nos efluentes A₁, A₂ e EF.

5.2.6 - DQO

As variações de DQO no afluente e nos efluentes do sistema, ao longo de período de estudo, são ilustradas na Figura 5.7. No esgoto bruto foi observada uma concentração média de 895mg.L⁻¹, variando entre 471 e 1313mg.L⁻¹. Esta grande variação de DQO é típica de águas residuárias urbanas predominantemente domésticas, mas pode ser acentuada em sistemas com alimentação intermitente, que permite a acumulação de material orgânico nos poços úmidos das estações elevatórias. A eficiência de remoção de DQO na série anaeróbia foi de 64,26%, enquanto que o sistema completo apresentou 67,64%.

A análise de variância ANOVA (fator único) aplicada ao conjunto de dados de DQO revelou um valor de F (11,642) maior que Fc (2,682). No entanto, a Figura 5.7a mostra que não houve diferença significativa entre A₁, A₂ e EF, o que explica a insignificante remoção (3,38%), desta fração de matéria orgânica, na lagoa facultativa, em relação à série anaeróbia.

Comparando as ETEs de Mangabeira e Guarabira-PB, estudada por Florentino (1992), Tejo (1993) e Sousa (1994), é constatado que as lagoas anaeróbias em série da ETE de Mangabeira, mesmo possuindo um maior TDH, que é uma característica operacional favorável à sedimentação de material orgânico, detiveram uma menor eficiência de remoção (10,60%) de DQO comparada a única lagoa anaeróbia da ETE de Guarabira. A eficiência de

remoção de DQO, no sistema (EB-EF), também foi menor que a observada nas ETEs de Guarabira (82,02%) e Campina Grande (73,50%).

A relação DQO/DBO₅ do esgoto bruto de Mangabeira foi de 3,39, evidenciando uma alta fração de material orgânico não biodegradável.

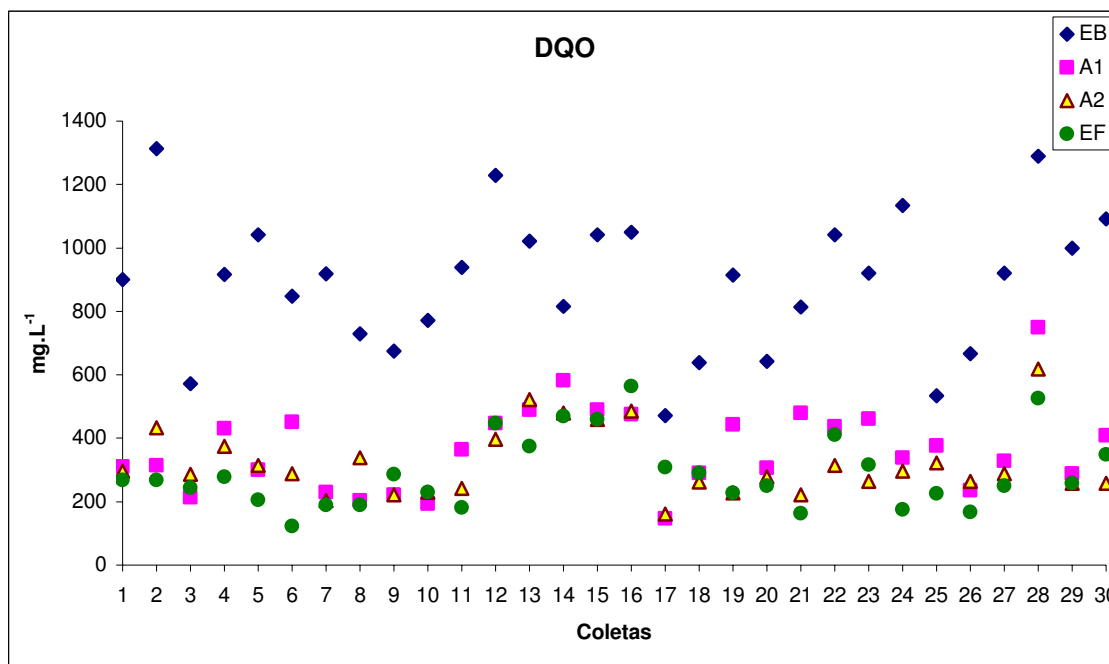


Figura 5.7 - Variação de DQO na monitoração do esgoto bruto e dos efluentes A₁, A₂ e EF do Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa - PB, no período entre Março e Novembro de 2005.

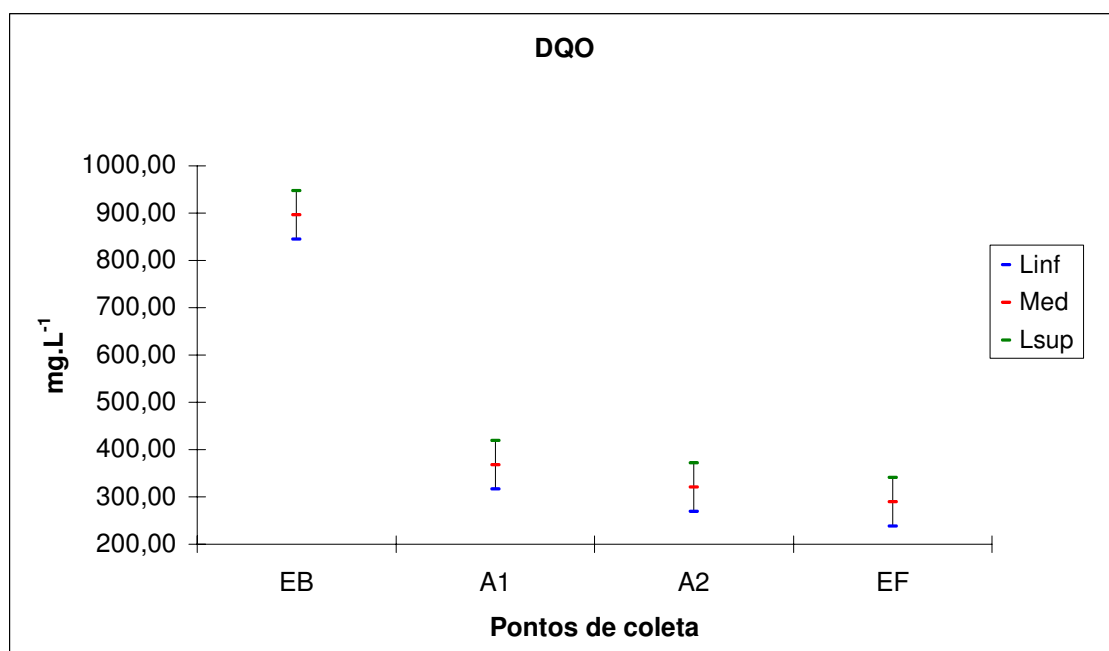


Figura 5.7a - Médias e intervalos de comparação gráfica (método GT-2) de DQO no esgoto bruto e nos efluentes A₁, A₂ e EF.

5.3 - Análise estatística das variáveis nitrogênio total kjeldahl (NTK) e amoniacal (N-NH₃), fósforo total (P-T) e ortofosfato solúvel (O-S) das amostras analisadas.

A Tabela 5.8 apresenta o número de dados (N), o valor médio, o desvio padrão amostral (σ_{n-1}), e os valores máximo e mínimo das concentrações de nutrientes (N e P) analisadas entre Março e Novembro de 2005 no esgoto bruto e nos efluentes A₁, A₂ e EF, enquanto as Figuras 5.8 a 5.11 apresentam as variações, dessas variáveis, nesse período.

Tabela 5.8 - Análise estatística descritiva das variáveis nitrogênio total kjeldahl (NTK) e amoniacal (N-NH₃), fósforo total (P-T) e ortofosfato solúvel (O-S) determinadas no esgoto bruto e nos efluentes A₁, A₂ e EF.

Variáveis	Pc	N	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
Nitrogênio total kjeldahl (NTK) (mgN.L ⁻¹)	EB	45	66,02	20,04	15,88	123,06
	A ₁	45	50,69	9,42	34,40	69,73
	A ₂	45	48,64	8,46	29,99	65,63
	EF	45	38,17	6,79	25,58	52,51
Nitrogênio amoniacal (N-NH₃) (mgN.L ⁻¹)	EB	45	55,34	17,12	10,58	102,55
	A ₁	45	48,08	9,36	31,75	65,63
	A ₂	45	45,84	8,61	18,52	59,89
	EF	45	32,71	6,18	16,94	45,12
Fósforo total (P-T) (mgP.L ⁻¹)	EB	43	7,75	1,98	1,59	11,14
	A ₁	43	6,16	1,27	3,82	9,05
	A ₂	43	5,93	1,20	3,49	9,07
	EF	43	5,78	1,03	4,06	8,61
Ortofosfato solúvel (O-S) (mgP.L ⁻¹)	EB	45	5,30	1,56	1,03	8,44
	A ₁	45	5,15	1,07	3,25	7,94
	A ₂	45	4,74	0,78	3,46	6,13
	EF	45	4,84	0,92	3,03	6,70

Nota: Pc - Ponto de coleta.

5.3.1 - Nitrogênio total kjeldahl (NTK)

A Figura 5.8 ilustra a variação espaço temporal das concentrações de NTK ao longo do estudo. A concentração média no EB foi de 66,02mgN.L⁻¹, diminuindo ao longo da série. Nos efluentes A₁ e A₂ as concentrações médias foram, respectivamente, de 50,69 e 48,64mgN.L⁻¹, enquanto no EF foi determinada uma concentração média de 38,17mgN.L⁻¹. Segundo Metcalf & Eddy (2003) este esgoto pode ser classificado como médio, em relação à concentração de NTK.

Apesar da ANOVA (Tabela 5.9) reconhecer a existência de diferenças significativas ($\alpha = 0,05$) entre as concentrações médias do conjunto de dados de NTK, a Figura 5.8a (método do GT-2) demonstra que não houve diferença significativa entre as lagoas anaeróbias, o que explica a baixa eficiência de remoção (4,04%) de NTK entre A₁ e A₂.

Na lagoa facultativa, a remoção de NTK, em relação ao EB, foi maior (42,19%) que na série anaeróbia (26,32%), visto que, houve remoção de nitrogênio amoniacal pelos mecanismos atuantes nesse reator. As melhores remoções de NTK observadas no efluente do Módulo II da ETE de Mangabeira ocorreram nos meses de Junho e Julho, como pode ser observado na Figura 5.8b.

Tabela 5.9 - Resumo da análise de variância ANOVA (fator único) aplicada aos dados de NTK.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	17813,75	3	5937,917	39,07116	2,10856E-19	2,655938
Dentro dos grupos	26747,95	176	151,977			
Total	44561,7	179				

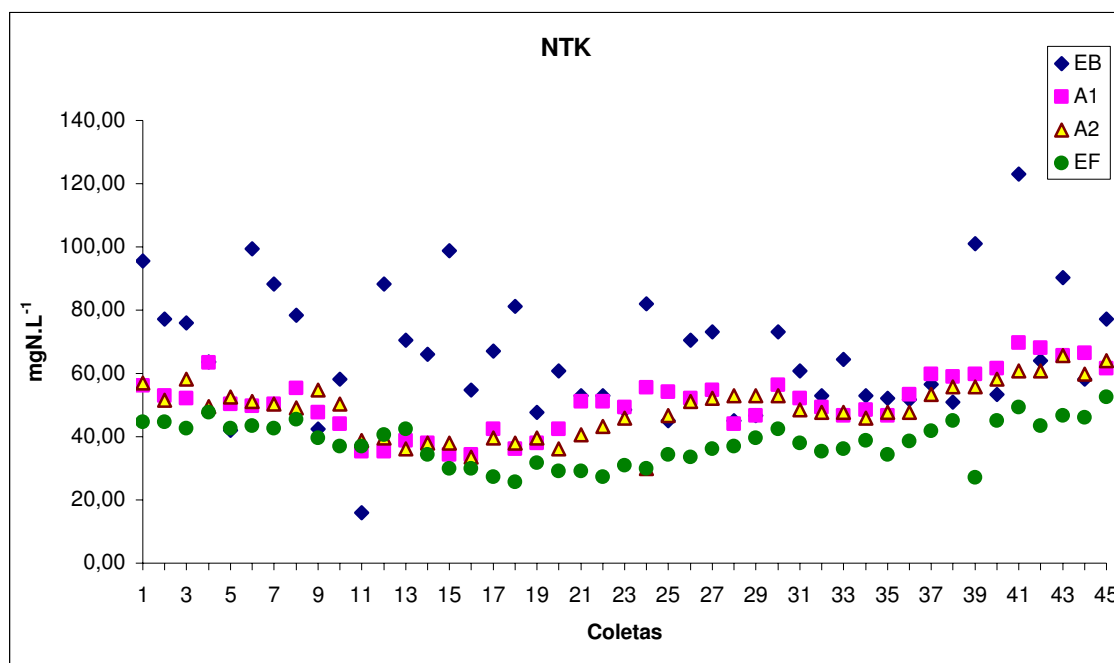


Figura 5.8 - Variação das concentrações de NTK obtidas na monitoração do esgoto bruto e dos efluentes A₁, A₂ e EF do Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa - PB, no período entre Março e Novembro de 2005.

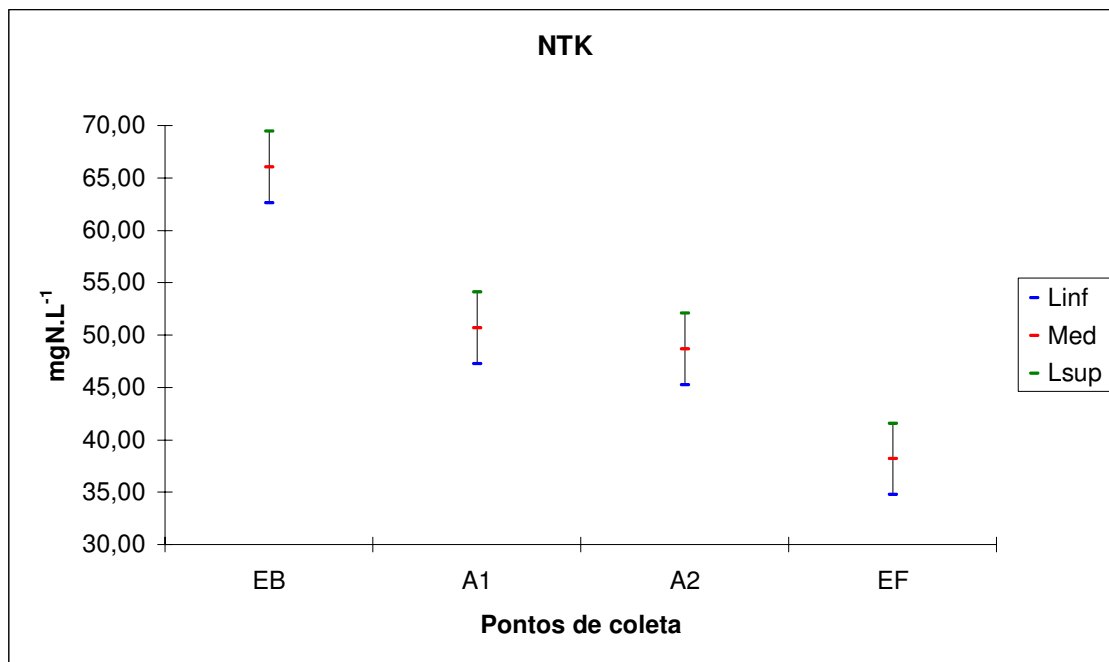


Figura 5.8a - Médias e intervalos de comparação gráfica (método GT-2) de NTK no esgoto bruto e nos efluentes A₁, A₂ e EF.

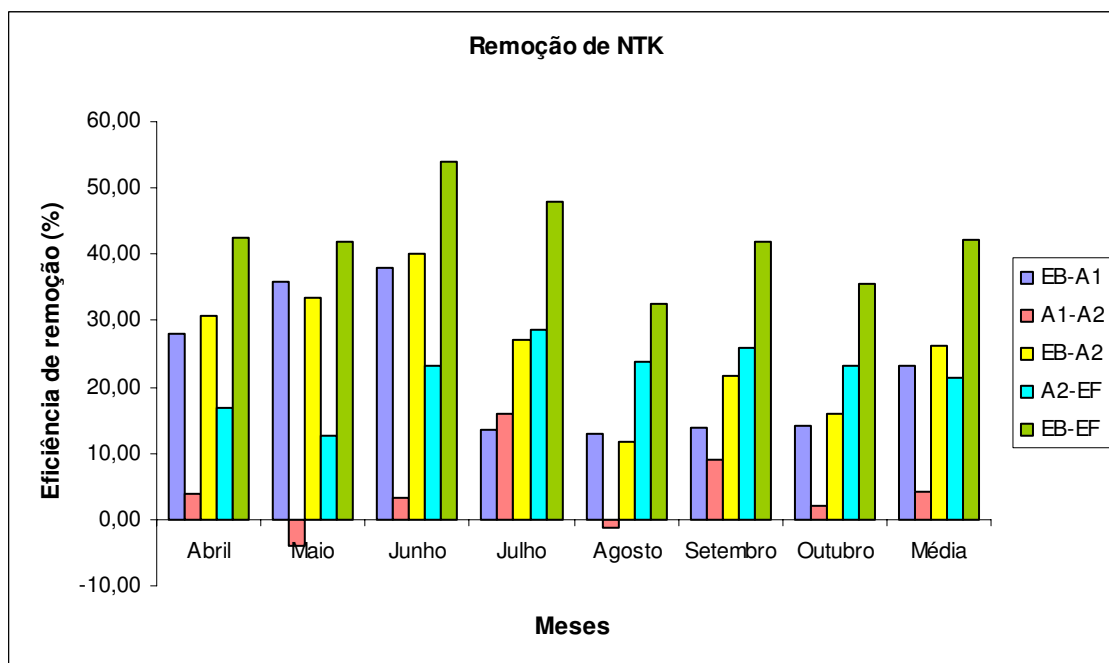


Figura 5.8b - Remoção média mensal e remoção média global de NTK no Módulo II da ETE de Mangabeira.

5.3.2 - Nitrogênio amoniacal (N-NH₃)

A Figura 5.9 ilustra o comportamento de N-NH₃ no Módulo II da ETE de Mangabeira ao longo do estudo. A concentração média de nitrogênio amoniacal no EB foi de 55,34mgN.L⁻¹, variando entre 10,58 e 102,55mgN.L⁻¹. A relação N-NH₃/NTK indica que 83,82% do nitrogênio contido no afluente está sob a forma amoniacal, estando acima do relatado (60%) por Barnes & Bliss (1983).

Como o NTK, o nitrogênio amoniacal diminuiu ao longo da série, sendo as concentrações médias encontradas em A₁, A₂ e EF, de 48,08; 45,84 e 32,71mgN.L⁻¹, respectivamente. As altas relações N-NH₃/NTK em A₁ (94,85%) e A₂ (94,25%), e até mesmo no EB, em virtude do tempo de permanência deste nos poços úmidos das estações elevatórias, resultam da predominância da atividade bacteriana degradadora, caracterizada pela conversão de nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal.

Na série anaeróbia houve uma eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal em torno de 17%. A análise de variância, ilustrada na Figura 5.9a, mostra que a insignificância das concentrações médias de N-NH₃ entre as lagoas anaeróbias contribuiu para esse pequeno percentual de remoção.

Na lagoa facultativa, o pH médio de 7,77 variando entre 7,13 e 8,50, associado à ação dos ventos e à turbulência da água, provavelmente, contribuíram para remoção de amônia por volatilização, enquanto a presença de clorofila “a” (455,67µg.L⁻¹) contribuiu para a assimilação biológica, pois, a remoção de nitrogênio amoniacal nesta lagoa, em relação ao EB, foi de 40,90%. Essa eficiência superou as das ETEs de Monteiro (16,50%) e Guarabira (3,24%), sendo, no entanto, ligeiramente inferior à remoção verificada na ETE de Campina Grande (42,32%). Von Sperling (1996) afirma que a melhor condição para ocorrência da volatilização da amônia é a pH superior a 11, pois praticamente toda amônia está na forma gasosa. No entanto, este valor de pH dificilmente será atingido em lagoas de estabilização, mesmo nas de maturação, que por possuírem baixas profundidades favorecem uma intensa atividade fotossintética e aumento do pH.

De acordo com Sousa (1994) a ETE de Guarabira apresentou concentrações de N-NH₃ superiores às do EB, no período de seca, em Outubro e Dezembro de 1990 e em Outubro de 1991, sendo tal comportamento atribuído à extensão da camada anaeróbia, no reator facultativo profundo (2,20m), que produziu grandes concentrações de amônia, devido à degradação da matéria orgânica no sedimento, que não foi absorvida pela biota.

As maiores remoções de nitrogênio amoniacal, no Módulo II da ETE de Mangabeira, foram observadas em abril, como mostra a Figura 5.9b, estando relacionadas com as maiores temperaturas e com os maiores valores de pH.

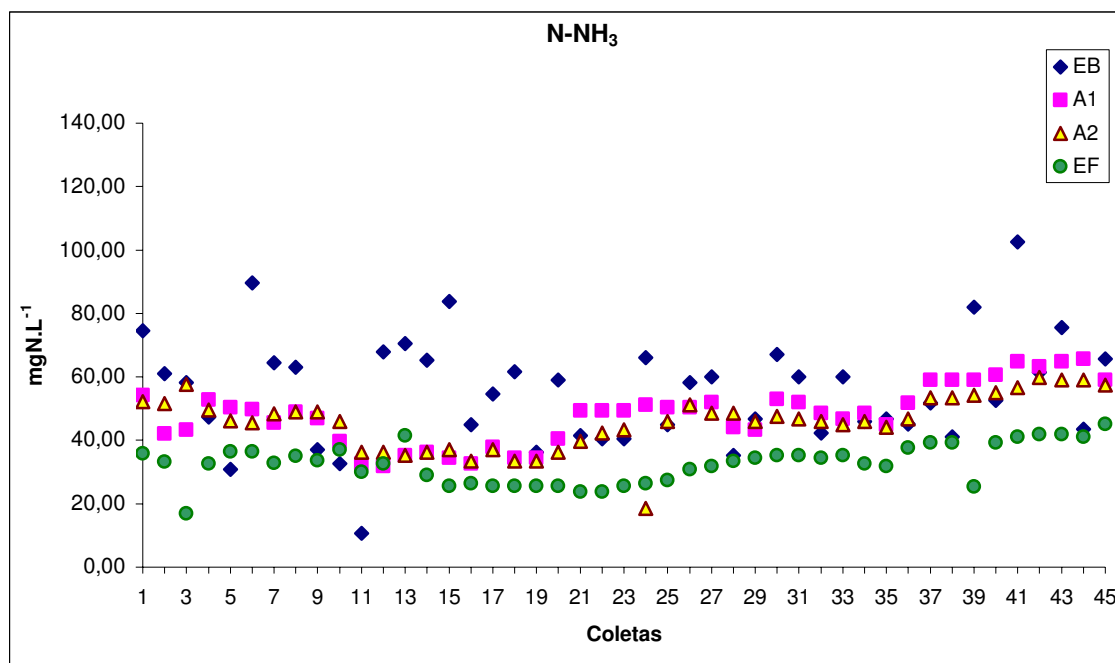


Figura 5.9 - Variação das concentrações de N-NH₃ obtidas na monitoração do esgoto bruto e dos efluentes A₁, A₂ e EF do Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa - PB, no período entre Março e Novembro de 2005.

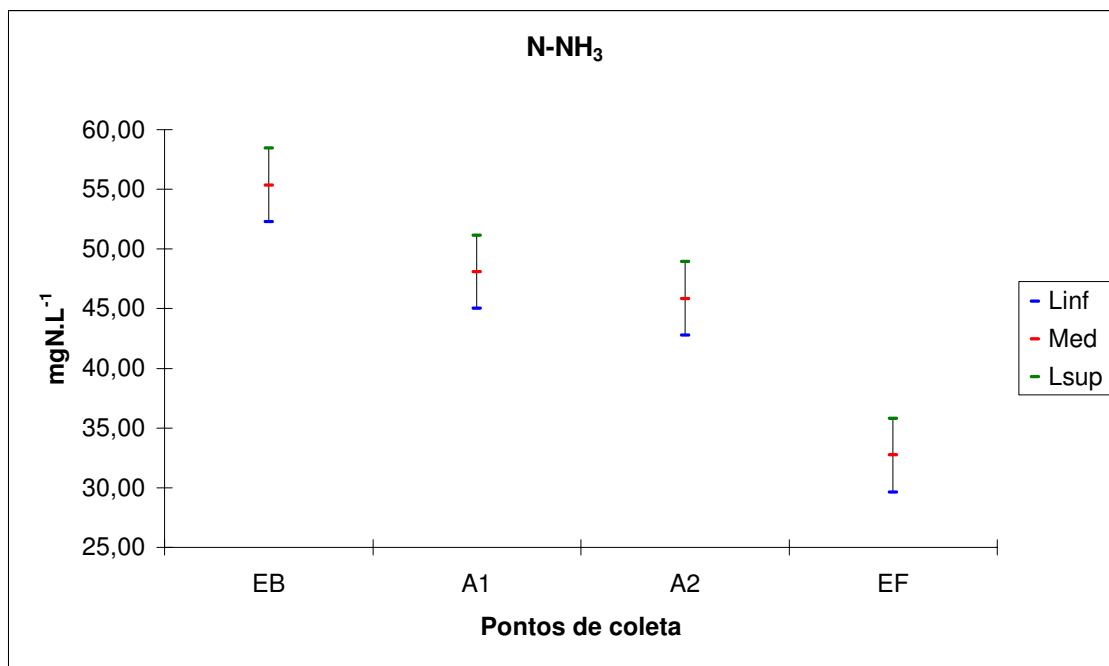


Figura 5.9a - Médias e intervalos de comparação gráfica (método GT-2) de N-NH₃ no esgoto bruto e nos efluentes A₁, A₂ e EF.

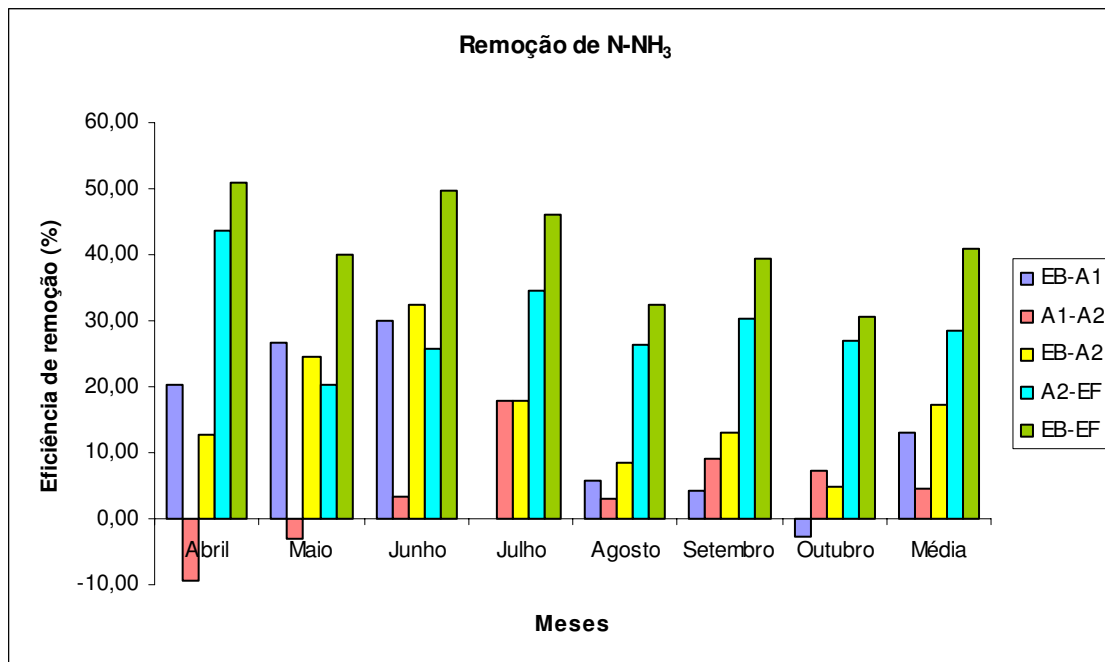


Figura 5.9b - Remoção média mensal e remoção média global de N-NH₃ no Módulo II da ETE de Mangabeira.

5.3.3 - Fósforo Total (P-T)

As variações nas concentrações de fósforo total no afluente e nos efluentes do sistema, no período de estudo, estão apresentadas na Figura 5.10. A concentração média de fósforo total no EB foi de 7,75mgP.L⁻¹, variando entre 1,59 e 11,14mgP.L⁻¹. Estes valores são atribuídos ao fósforo orgânico e inorgânico presente nas fezes humanas, bem como nos restos de comida e detergentes sintéticos. Para fósforo total, de acordo com a classificação de Metcalf & Eddy (2003), esse esgoto também é classificado como médio.

Ao longo da série de lagoas, do Módulo II, a concentração de fósforo total diminuiu. Nos efluentes A₁ e A₂ foi observada uma eficiência de remoção, em relação ao EB, de 20,46 e 23,42%, respectivamente, podendo ser atribuída à digestão do material protéico afluente e ao predomínio da sedimentação do fósforo em relação à sua liberação do sedimento (HORNE & GOLDMAN, 1994). Desta forma, como a eficiência de remoção de fósforo total depende da quantidade que sedimenta comparada à liberada do sedimento (MARA & PEARSON, 1986), a maior fração sedimentada justifica a remoção observada.

Na lagoa facultativa secundária, a concentração média de 5,78mgP.L⁻¹ foi bastante próxima à da série anaeróbia (5,93mgP.L⁻¹), evidenciando equilíbrio entre a sedimentação do fósforo e sua liberação do sedimento. A análise de variância observada na Figura 5.10a demonstra a insignificância entre as concentrações médias dos respectivos grupos de dados de

fósforo total entre as lagoas anaeróbias e a lagoa facultativa. O Módulo II da ETE de Mangabeira proporcionou uma redução de 25,47% na concentração de fósforo total.

A remoção de fósforo total na ETE de Mangabeira foi semelhante à obtida (25,11%) por Florentino (1992) e superior à encontrada (-3,74%) por Oliveira (2002), na ETE de Monteiro. No entanto, essa remoção foi inferior à observada na ETE de Campina Grande (31,50%) (*Ibid.*). A Figura 5.10b mostra que a remoção mensal de fósforo total foi maior nos meses de Maio, Junho e Julho.

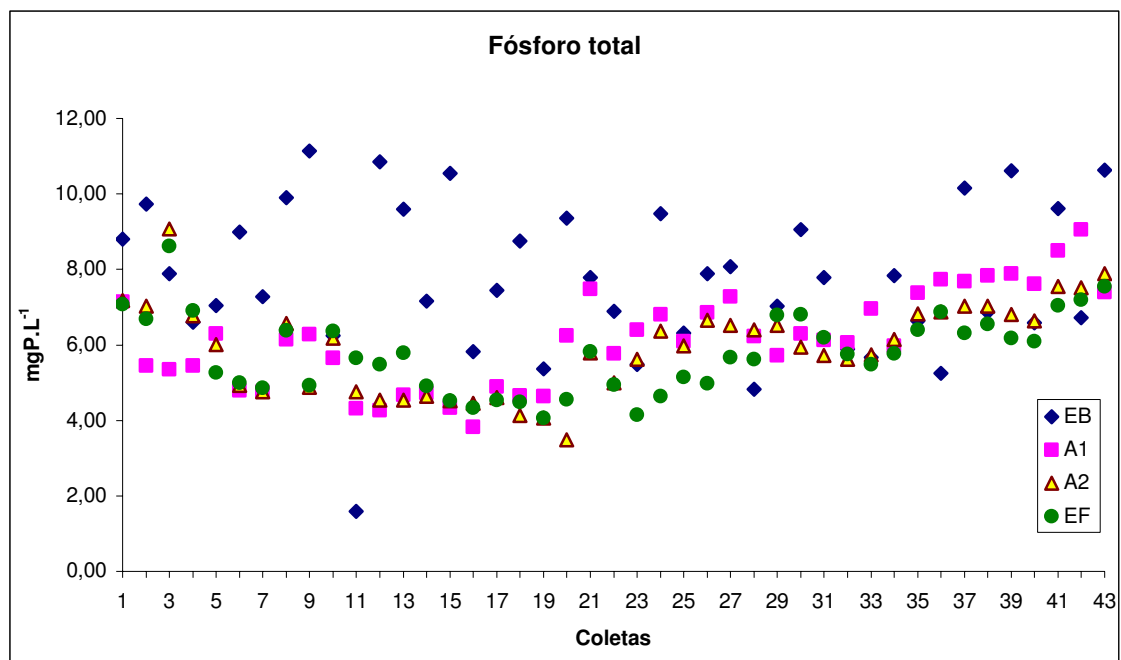


Figura 5.10 - Variação das concentrações de fósforo total obtidas na monitoração do esgoto bruto e dos efluentes A₁, A₂ e EF do Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa - PB, no período entre Março e Novembro de 2005.

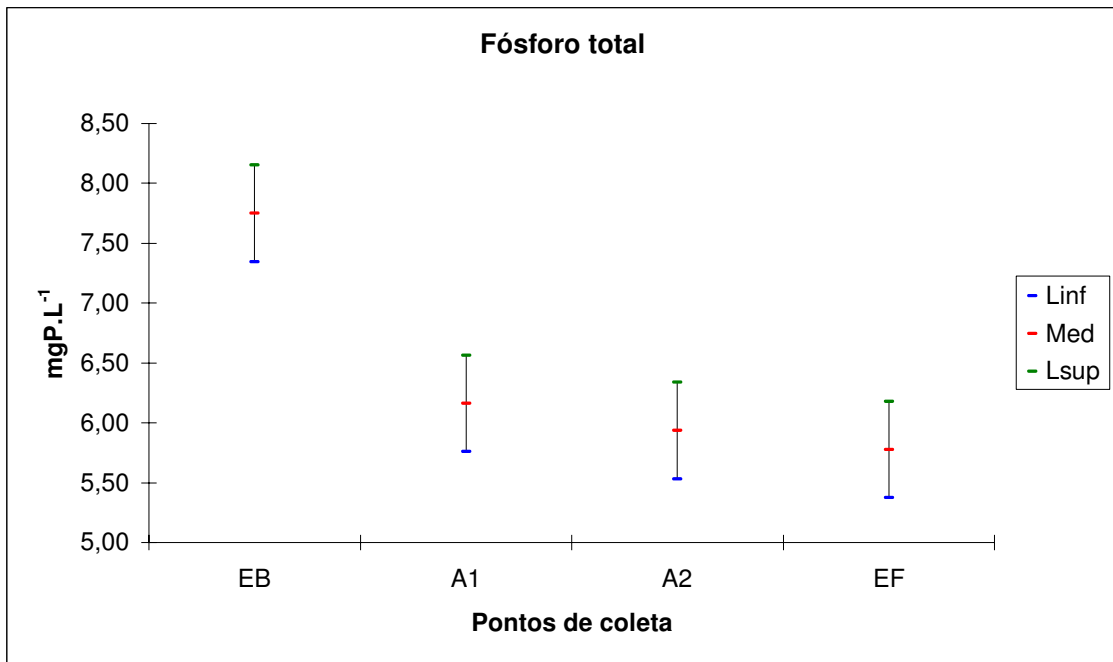


Figura 5.10a - Médias e intervalos de comparação gráfica (método GT-2) do fósforo total no esgoto bruto e nos efluentes A₁, A₂ e EF.

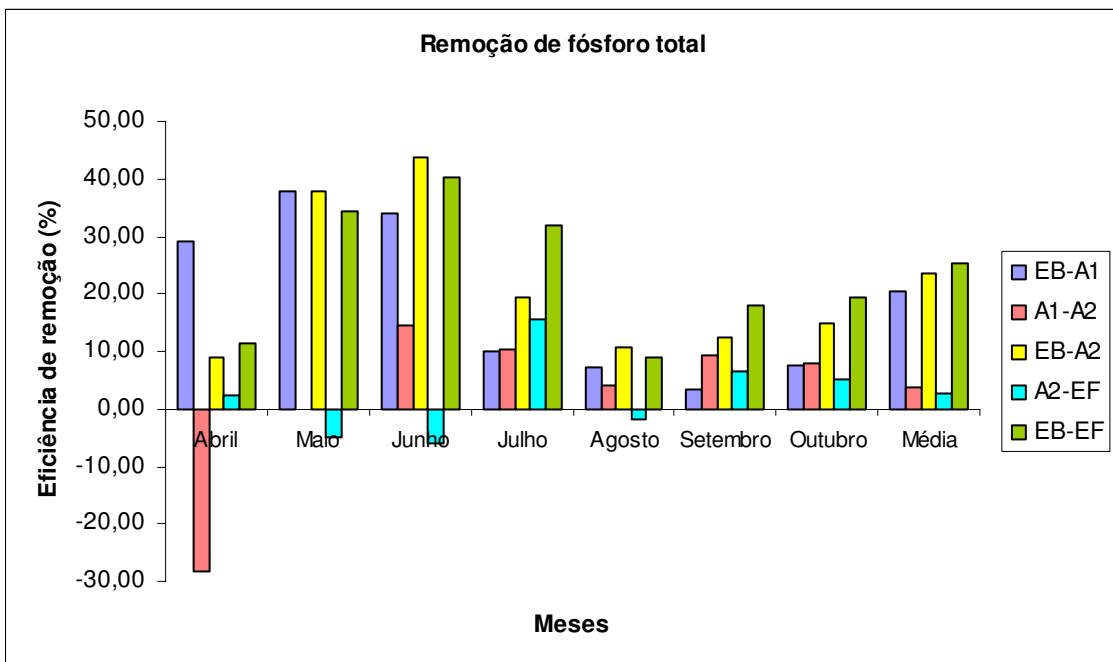


Figura 5.10b - Remoção média mensal e remoção média global de fósforo total no Módulo II da ETE de Mangabeira.

5.3.4 - Ortofosfato solúvel (O-S)

As variações das concentrações de ortofosfato solúvel medidas no afluente e nos efluentes do sistema são ilustradas na Figura 5.11. A concentração média de ortofosfato solúvel no EB foi de $5,30\text{mgP.L}^{-1}$, variando entre $1,03$ e $8,44\text{mgP.L}^{-1}$. Nas lagoas anaeróbias a concentração diminuiu para $5,15$ e $4,74\text{mgP.L}^{-1}$, em A_1 e A_2 , respectivamente. A relação entre ortofosfato solúvel e fósforo total aumentou de $68,37\%$, no EB, para $83,60\%$ na A_1 e $79,93\%$ na A_2 . Esses percentuais destacam uma maior predominância de ortofosfato solúvel na composição do fósforo total do sistema.

Na lagoa facultativa, a concentração média de $4,84\text{mgP.L}^{-1}$ é muito desagradável, visto que, o ortofosfato solúvel está diretamente disponível a biota aquática (SAWYER *et al.*, 1994; VON SPERLING, 1996), o que pode acarretar sérios problemas ao corpo receptor. A relação entre ortofosfato solúvel e fósforo total de $83,74\%$ indica que houve predominância da liberação de ortofosfato solúvel, da camada de lodo, que atuou como fornecedora desta fração de fósforo para a massa líquida.

O valor médio de pH ($7,77$), relativamente baixo, inferior ao mencionado por Moutin *et al.* (1992), Toms *et al.* (1975) e Somiya & Fujii (1984) apud Oliveira (1990) como favorável à precipitação química de fósforo, pouco contribuiu para a remoção dessa forma de fósforo. Além disso, a presença fitoplanctônica, expressa como clorofila “a” ($455,67\mu\text{g.L}^{-1}$), parece ter sido insuficiente para assimilar e remover ortofosfatos da massa líquida, caracterizado pela ressolubilização ($2,12\%$) de ortofosfato solúvel, na lagoa facultativa, em relação a lagoa anaeróbia 2, que diminuiu a eficiência do sistema para $8,66\%$, contra $10,55\%$ da série anaeróbia. A Tabela 5.10 mostra que não houve diferença significativa entre o ortofosfato solúvel do EB e dos efluentes A_1 , A_2 e EF, o que provavelmente contribuiu para a pequena remoção desta fração de fósforo no sistema.

A Figura 5.11a mostra que a remoção mensal de ortofosfato solúvel, assim com o fósforo total, foi maior nos meses de Maio, Junho e Julho.

Tabela 5.10 - Resumo da análise de variância ANOVA (fator único) aplicada aos dados de ortofosfato solúvel.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	9,216993	3	3,072331	2,437116	0,066264575	2,655938
Dentro dos grupos	221,873	176	1,260642			
Total	231,09	179				

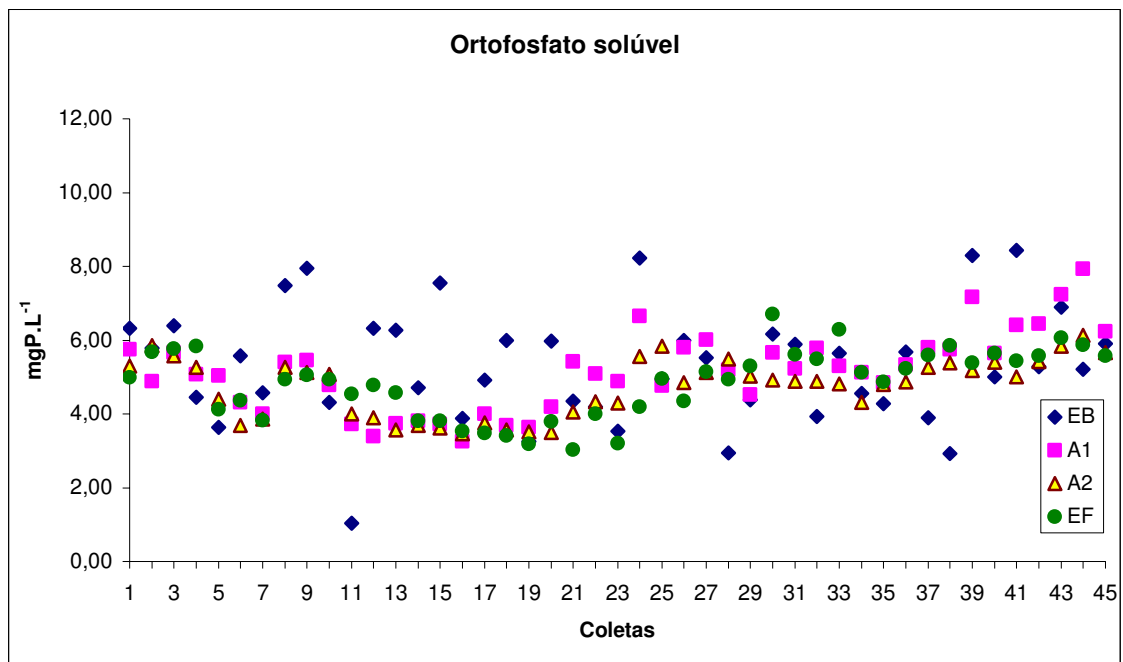


Figura 5.11 - Variação das concentrações de ortofosfato solúvel obtidas na monitoração do esgoto bruto e dos efluentes A₁, A₂ e EF do Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa - PB, no período entre Março e Novembro de 2005.

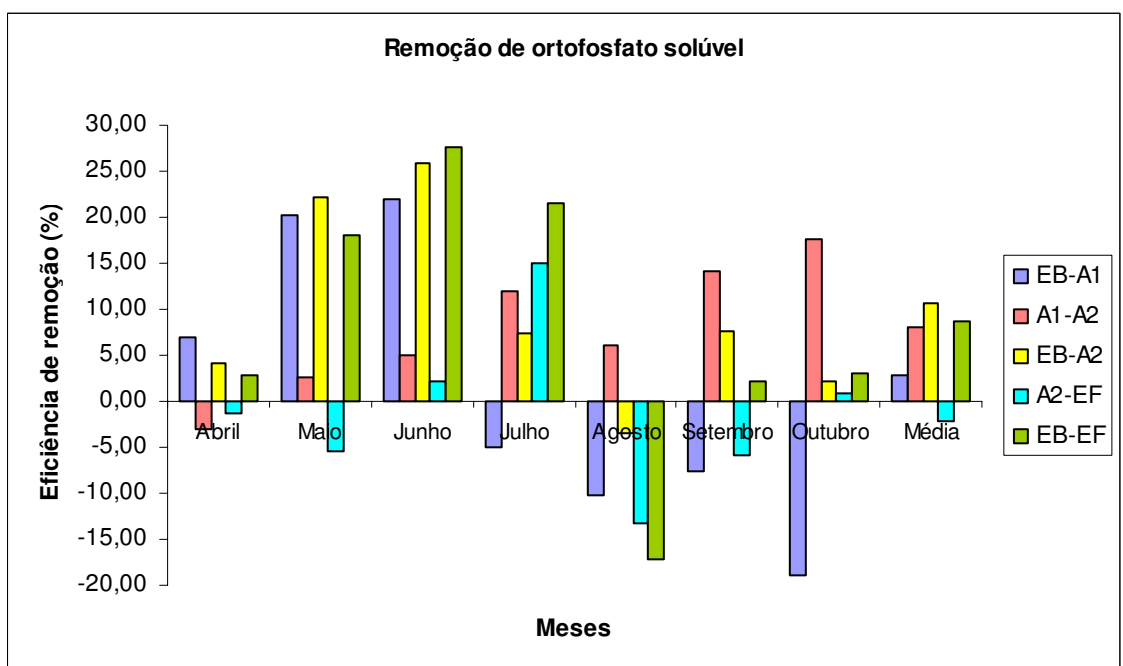


Figura 5.11a - Remoção média mensal e remoção média global de ortofosfato solúvel no Módulo II da ETE de Mangabeira.

A partir da vazão afluyente média de 3068,93m³/dia obtida entre 20 de Julho e 20 de Setembro de 2005 e das concentrações médias de NTK, N-NH₃, fósforo total e ortofosfato solúvel, no EF, foi possível estimar as cargas mensais e média (Tabela 5.11), do período total, entre 13 de abril e 19 de outubro de 2005, destas espécies de nutrientes lançadas, no rio Cuiá, pelo Módulo II da ETE de Mangabeira.

Tabela 5.11 - Cargas médias mensais e médias do período total de monitoração de NTK, N-NH₃, fósforo total (P-T) e ortofosfato solúvel (O-S) lançadas no rio Cuiá pelo Módulo II da ETE de Mangabeira.

Nutriente	Carga (kg.mês ⁻¹)							TOTAL
	Abril	Maio	Junho	Julho	Agosto	Setembro	Outubro	
NTK	4136,37	3765,48	2647,28	3008,80	3587,18	3819,79	4609,94	25068,46
N-NH₃	2733,61	3200,96	2371,15	2577,26	3241,05	3474,50	4058,61	21482,47
P-T	674,15	511,64	404,68	480,06	580,82	581,12	690,79	3793,01
O-S	512,94	421,60	320,56	392,62	526,69	509,09	554,57	3178,85

As cargas de nitrogênio e fósforo lançadas no rio Cuiá foram bastante elevadas, durante o período de estudo, mas poderiam ser extremamente superiores a estas, não fossem as remoções operadas pelo sistema, as quais podem ser observadas nas Figuras 5.8b, 5.9b, 5.10b e 5.11a.

5.4 - Estudo das matrizes de correlação

Os coeficientes de correlação de Pearson entre as variáveis pH, temperatura, DBO₅, DQO, NTK, N-NH₃, fósforo total (P-T) e ortofosfato solúvel (O-S) são apresentados nas Tabelas 5.12, 5.13 e 5.14 para o esgoto bruto afluyente ao sistema, efluente da lagoa anaeróbia 1 e efluente da lagoa anaeróbia 2, respectivamente. Para o efluente da lagoa facultativa foram acrescentados as variáveis oxigênio dissolvido (OD) e clorofila "a", sendo os coeficientes de correlação apresentados na Tabela 5.15. Todos os coeficientes de correlação, significativos ao nível de significância especificado, foram assinalados com um asterisco (*).

No esgoto bruto houve correlação significativa e negativa entre pH e ortofosfato solúvel ($r = -0,469$; $\alpha = 0,05$). Esta correlação está associada à biodegradação do material orgânico nos poços úmidos das estações elevatórias, sob condições anaeróbias, onde ortofosfato solúvel e ácidos orgânicos estão sendo liberados.

A temperatura apresentou correlação positiva e significativa com a maioria das variáveis no EB, exceto com o pH e a DQO. A correlação significativa e positiva entre DQO e

ortofosfato solúvel ($r = 0,376$; $\alpha = 0,05$), no EB, pode ser explicada pelo aumento da fração de ortofosfato solúvel oriundo da digestão do material orgânico ainda nos poços úmidos das estações elevatórias.

O pH apresentou correlação significativa e positiva com o fósforo total ($r = 0,410$; $\alpha = 0,05$) no A_1 e com o fósforo total ($r = 0,497$; $\alpha = 0,05$), ortofosfato solúvel ($r = 0,463$; $\alpha = 0,05$) e nitrogênio amoniacal ($r = 0,389$; $\alpha = 0,05$) no efluente A_2 . Neste caso, o consumo de ácidos orgânicos, pelas bactérias metanogênicas, está promovendo “aumento” do pH.

A DBO_5 apresentou correlações negativas com o ortofosfato solúvel ($r = -0,441$; $\alpha = 0,05$), fósforo total ($r = -0,453$; $\alpha = 0,05$) e NTK ($r = -0,378$; $\alpha = 0,05$), na segunda lagoa anaeróbia. No efluente da lagoa facultativa, a matéria orgânica, representada como DQO, também apresentou correlações significativas negativas com o fósforo total ($r = -0,489$; $\alpha = 0,05$), ortofosfato solúvel ($r = -0,468$; $\alpha = 0,05$) e nitrogênio amoniacal ($r = -0,486$; $\alpha = 0,05$).

No efluente da lagoa facultativa houve correlação positiva significativa entre o pH e as variáveis temperatura ($r = 0,526$; $\alpha = 0,05$), clorofila “a” ($r = 0,545$; $\alpha = 0,05$) e OD ($r = 0,850$; $\alpha = 0,05$); e entre OD e clorofila “a” ($r = 0,545$; $\alpha = 0,05$). Estas correlações estão associadas à atividade fotossintética do fitoplâncton, a qual é mais pronunciada nas horas de maior radiação solar, ou seja, aumento da biomassa fitoplanctônica, da concentração de OD e do pH na massa líquida.

Como era esperado, pelo baixo valor médio de pH (7,77) observado na lagoa facultativa, não houve correlação entre esta variável e o ortofosfato solúvel, demonstrando que o mecanismo de remoção de fósforo por precipitação química, provavelmente, não ocorreu.

As espécies de nutrientes nitrogênio e fósforo estão todas correlacionadas positivamente entre si no EB e em todos os efluentes.

Tabela 5.12 - Matriz correlação das variáveis analisadas no esgoto bruto.

	pH	Temperatura	DQO	DBO ₅	P-T	O-S	NTK	N-NH ₃
pH	1							
Temperatura	-0,243	1						
DQO	-0,119	0,164	1					
DBO ₅	0,083	0,591*	0,155	1				
P-T	-0,300	0,420*	0,319	0,314	1			
O-S	-0,469*	0,406*	0,376*	0,247	0,835*	1		
NTK	0,099	0,593*	0,193	0,250	0,593*	0,482*	1	
N-NH ₃	-0,109	0,380*	0,137	-0,025	0,703*	0,698*	0,772*	1

Tabela 5.13 - Matriz correlação das variáveis analisadas no efluente A₁.

	pH	Temperatura	DQO	DBO ₅	P-T	O-S	NTK	N-NH ₃
pH	1							
Temperatura	-0,259	1						
DQO	0,294	-0,465*	1					
DBO ₅	-0,275	0,574*	-0,366	1				
P-T	0,410*	-0,308	0,232	-0,039	1			
O-S	0,340	-0,272	0,260	-0,067	0,930*	1		
NTK	0,296	-0,222	0,021	-0,070	0,869*	0,915*	1	
N-NH ₃	0,341	-0,269	0,058	-0,118	0,899*	0,926*	0,987*	1

Tabela 5.14 - Matriz correlação das variáveis analisadas no efluente A₂.

	pH	Temperatura	DQO	DBO ₅	P-T	O-S	NTK	N-NH ₃
pH	1							
Temperatura	0,027	1						
DQO	-0,023	-0,009	1					
DBO ₅	-0,276	0,272	0,135	1				
P-T	0,497*	0,025	-0,201	-0,453*	1			
O-S	0,463*	-0,108	-0,186	-0,441*	0,919*	1		
NTK	0,298	0,036	-0,182	-0,378*	0,904*	0,872*	1	
N-NH ₃	0,389*	0,026	-0,138	-0,356	0,886*	0,880*	0,972*	1

Tabela 5.15 - Matriz correlação das variáveis analisadas no efluente final do sistema.

	pH	Temperatura	Clorofila "a"	DQO	DBO ₅	P-T	O-S	NTK	N-NH ₃	OD
pH	1									
Temperatura	0,526*	1								
Clorofila "a"	0,545*	0,236	1							
DQO	0,092	-0,044	0,282	1						
DBO ₅	-0,008	0,188	0,006	-0,030	1					
P-T	0,158	-0,024	0,150	-0,255	0,257	1				
O-S	-0,068	-0,168	-0,151	-0,489*	0,093	0,839*	1			
NTK	0,268	0,156	0,121	-0,468*	0,133	0,807*	0,777*	1		
N-NH ₃	0,141	0,083	0,052	-0,486*	0,191	0,826*	0,834*	0,932*	1	
OD	0,850*	0,285	0,545*	-0,022	-0,320	0,268	0,113	0,419*	0,290	1

5.5 - Monitoração (perfil) de 24 horas

Os dois perfis realizados (7 de setembro e 19 de outubro) tiveram por objetivo analisar as variações das variáveis do esgoto bruto e dos efluentes, de cada lagoa do sistema, durante o ciclo diário. Foram realizadas quatro coletas ao longo do dia, sendo as amostras destinadas às análises das variáveis pH, temperatura, oxigênio dissolvido (OD), clorofila “a”, DBO₅, DQO, NTK, N-NH₃, fósforo total (P-T) e ortofosfato solúvel (O-S). As Tabelas 5.16 e 5.17 apresentam os resultados das variáveis nesses perfis.

5.5.1 - pH

O pH do esgoto bruto no 1º perfil apresentou valor máximo (7,45) às 6h e mínimo (7,06) às 22h. No 2º perfil, o pH apresentou uma maior tendência à neutralidade, com valores variando entre 6,78 (22h) e 7,18 (11h).

No efluente das lagoas anaeróbias foi observado, no 1º perfil, um pH máximo de 6,99 em A₁ e de 7,32 em A₂, ambos às 17h. O 2º perfil mostrou que o pH de ambas as anaeróbias diminuiu em relação ao primeiro estudo sem, no entanto, se distanciar muito da neutralidade, sendo seu máximo valor de 6,88 e 7,23 em A₁ e A₂, respectivamente.

O pH do efluente da lagoa facultativa, no 1º perfil, aumentou de 7,52 (6h) até um valor máximo de 7,98 (17h), diminuindo para 7,50 às 22h. No 2º perfil também foi observado aumento do pH ao longo do dia, no entanto, diferentemente do 1º perfil, seu valor máximo (8,02) foi atingido às 11h, diminuindo para 7,84 às 17h e 7,70 à noite. Os valores de pH no EF do segundo estudo foram sempre superiores aos do primeiro.

O aumento do pH observado no EF, em ambos os estudos, foi resultado da atividade fotossintética exercida pela comunidade fitoplanctônica que, nas horas diurnas, proporciona consumo de CO₂ e libera OH⁻. À noite, ocorre interrupção da fotossíntese pelas algas e cianobactérias, o que provoca redução do pH em virtude do predomínio do processo respiratório microbiano, o qual produz CO₂ em proporção superior a que é consumida. A Figura 5.12 apresenta a variação do pH no esgoto bruto e nos efluentes ao longo do dia.

5.5.2 - Temperatura

As temperaturas do esgoto bruto e dos efluentes, nos dois perfis, variaram pouco. Foram observados no segundo estudo valores maiores de temperatura em virtude dos fatores climáticos, como ausência de nuvens densas e de chuvas antes e durante as coletas, serem

favoráveis à sua elevação. O máximo valor observado foi de 31°C. A Figura 5.13 apresenta a variação da temperatura no esgoto bruto e nos efluentes ao longo do dia.

5.5.3 - Oxigênio dissolvido (OD)

A concentração de OD foi medida apenas no efluente da lagoa facultativa. No 1º perfil a concentração aumentou de 0,8mg.L⁻¹ (6h) para um máximo de 8,8mg.L⁻¹ (11h), diminuindo à tarde (17h) para 8,5 mg.L⁻¹ e, drasticamente, à noite (22h) para 0,8mg.L⁻¹. No 2º perfil foi constatado comportamento semelhante, sendo as concentrações observadas de 1,2 mg.L⁻¹ às 6h; 9,7mg.L⁻¹ às 11h; 7mg.L⁻¹ às 17h e 0,9 mg.L⁻¹ às 22h. As altas concentrações de OD ao longo do dia refletem a grande produção de oxigênio pela atividade fotossintética nas horas de intensa radiação solar, enquanto a mínima concentração, no período noturno, indica a predominância da respiração microbiana. A Figura 5.14 apresenta a variação de oxigênio dissolvido no efluente do sistema ao longo do dia.

5.5.4 - Clorofila “a”

A biomassa fitoplanctônica, expressa como clorofila “a”, foi quantificada nos efluentes A₂ e EF. No A₂ a clorofila “a” variou entre 20,93µg.L⁻¹ (22h) e 157,43µg.L⁻¹ (11h), no 1º perfil, enquanto no EF a variação observada foi entre 430,43µg.L⁻¹ (22h) e 493,22µg.L⁻¹ (11h). No 2º perfil a clorofila “a” variou entre 42,77µg.L⁻¹ (6h) e 110,11µg.L⁻¹ (11h) e entre 566,93µg.L⁻¹ (6h) e 591,50µg.L⁻¹ (11h) nos efluentes de A₂ e EF, respectivamente. Nos dois perfis, e em ambos os efluentes, as máximas concentrações de clorofila “a” foram observadas no período diurno no horário entre 11 e 17h, comportamento idêntico às concentrações de OD. As concentrações de clorofila “a” observadas no efluente do Módulo II da ETE de Mangabeira, em ambos os perfis, foram superiores à encontrada (176µg.L⁻¹) no efluente da ETE de Guarabira, que possuía uma lagoa facultativa secundária com 2,2m de profundidade e 10920m² de área, no período de seca, por Sousa (1994). A Figura 5.15 apresenta a variação da clorofila “a” nos efluentes A₂ e EF ao longo do dia.

5.5.5 - DBO₅

A DBO₅ do esgoto bruto variou entre 201 e 406mg.L⁻¹ no 1º perfil e entre 240 e 301mg.L⁻¹ no 2º perfil. Em ambos os estudos as concentrações máxima e mínima foram observadas as 11 e 17h, respectivamente.

No 1º perfil, no efluente das lagoas anaeróbias, a concentração máxima de DBO_5 observada foi de 76mg.L^{-1} em A_1 e 53mg.L^{-1} em A_2 , às 6 e 11h, respectivamente. No 2º perfil a máxima concentração foi observada às 6h, em ambos efluentes, sendo de 75mg.L^{-1} em A_1 e 37mg.L^{-1} em A_2 . As baixas concentrações observadas nas duas lagoas anaeróbias, nos dois perfis, indicam a boa remoção de matéria orgânica ao longo do ciclo diário.

No efluente da lagoa facultativa foi observada pequena variação na DBO_5 em ambos os perfis, sendo entre 11 e 28mg.L^{-1} no 1º perfil e entre 15 e 23mg.L^{-1} no 2º perfil. As maiores concentrações foram observadas às 6 e 11h. A Figura 5.16 apresenta a variação da DBO_5 no esgoto bruto e nos efluentes ao longo do dia.

5.5.6 - DQO

O esgoto bruto apresentou DQO, no 1º perfil, variando entre 611 e 1135mg.L^{-1} , enquanto no 2º perfil a variação foi entre 864 e 1216mg.L^{-1} . Estas grandes flutuações diárias da DQO são típicas de águas residuárias urbanas predominantemente domésticas conforme atesta a literatura (SILVA & MARA, 1979; MENDONÇA, 2000).

No 1º perfil as lagoas anaeróbias apresentaram as maiores concentrações às 6 e 11h, com variações entre 236 e 378mg.L^{-1} em A_1 e entre 194 e 297mg.L^{-1} em A_2 . No 2º perfil a concentração de DQO variou entre 258 e 333mg.L^{-1} em A_1 e entre 176 e 303mg.L^{-1} em A_2 . Nestas lagoas as variações foram bem inferiores às observadas no EB.

As concentrações de DBO_5 e DQO observadas no efluente da lagoa facultativa revelam que a remoção de matéria orgânica se dá de forma semelhante nos dois perfis, mesmo sob a influência de condições climáticas distintas. A Figura 5.17 apresenta a variação da DQO no esgoto bruto e nos efluentes ao longo do dia.

5.5.7 - Nitrogênio total kjeldahl (NTK)

No 1º perfil a concentração de NTK no esgoto bruto apresentou valor máximo ($57,43\text{mgN.L}^{-1}$) às 6h, diminuindo para $51,69\text{mgN.L}^{-1}$, às 11h, e $27,89\text{mgN.L}^{-1}$, às 17h. À noite (22h) a concentração aumentou para $54,15\text{mgN.L}^{-1}$. No 2º perfil as concentrações foram superiores, com valor máximo ($77,12\text{mgN.L}^{-1}$) às 11h e mínimo ($56,61\text{mgN.L}^{-1}$) às 22h.

As lagoas anaeróbias apresentaram pequenas variações na concentração do NTK em ambos os perfis. No 1º perfil, as concentrações em A_1 e A_2 variaram, respectivamente, entre 49,22 e $53,33\text{mgN.L}^{-1}$; e entre 47,58 e $50,86\text{mgN.L}^{-1}$. O 2º perfil foi caracterizado por

concentrações maiores, com variações entre 61,53 e 65,63mgN.L⁻¹ em A₁ e entre 60,71 e 63,99mgN.L⁻¹ em A₂. No 1º perfil A₁ apresentou maior concentração, em relação a A₂, as 6 e 11h; e menor concentração as 17 e 22h. No 2º perfil ocorreu o inverso.

O EF apresentou concentração máxima (43,48mgN.L⁻¹) às 6h e mínima as 11 e 22h no 1º perfil. No 2º perfil não foi observada variação, sendo a concentração constante (52,51mgN.L⁻¹) em todos os horários.

Assim, foi constatada a pequena variação de NTK nos efluentes em todos os horários, sendo estas concentrações bastante homogêneas ao longo do dia e maiores no mês de outubro. A Figura 5.18 apresenta a variação do NTK no esgoto bruto e nos efluentes ao longo do dia.

5.5.8 - Nitrogênio amoniacal (N-NH₃)

O nitrogênio amoniacal apresentou comportamento idêntico ao NTK nos dois perfis. No 1º perfil A₁ apresentou maior concentração, em relação à A₂, as 11 e 17h; e menor concentração as 6 e 22h. No 2º perfil a concentração mínima foi verificada apenas às 6h, no entanto esta diferença foi muito pequena (0,82mgN.L⁻¹).

No efluente da lagoa facultativa foi observado que o nitrogênio amoniacal se comportou de forma mais constante no 1º perfil. Em ambos os perfis a concentração de N-NH₃, nesta lagoa, foi menor que na série anaeróbia, sugerindo que os mecanismos de absorção pelo fitoplâncton e volatilização de amônia para a atmosfera, provavelmente, atuaram na remoção de nitrogênio amoniacal, principalmente durante o dia. A Figura 5.19 apresenta a variação do nitrogênio amoniacal no esgoto bruto e nos efluentes ao longo do dia.

5.5.9 - Fósforo total (P-T)

No 1º perfil a concentração máxima de fósforo total no esgoto bruto foi de 7,84mgP.L⁻¹, encontrada às 11h, enquanto a menor foi de 3,73mgP.L⁻¹, às 17h. No 2º perfil a concentração máxima (10,63mgP.L⁻¹) foi observada, também, às 11h e mínima (8,14) às 22h.

A primeira lagoa anaeróbia apresentou tendência de diminuir a concentração de fósforo total nos horários de 6h e, principalmente, 11h, no 1º perfil. No período da tarde (17h) e à noite (22h) a concentração aumentou. Na segunda lagoa anaeróbia foi observado um aumento da concentração de fósforo total em todos os horários. No 2º perfil houve redução de

fósforo total em cada lagoa, mesmo estas concentrações sendo elevadas às 22h ($8,14\text{mgP.L}^{-1}$) em A_1 e às 11h ($7,88\text{mgP.L}^{-1}$) em A_2 .

No efluente da lagoa facultativa a concentração de fósforo total, no 1º perfil, foi maior que a do A_2 e do esgoto bruto as 17h ($9,23\text{mgP.L}^{-1}$) e 22h ($6,08$). No 2º perfil, a concentração de fósforo total no EF foi superior a do A_2 as 6 e 22h, sendo inferior às 17h. As altas concentrações de fósforo total no EF demonstram a incapacidade da lagoa facultativa de Mangabeira para remoção de fósforo total. A Figura 5.20 apresenta a variação do fósforo total no esgoto bruto e nos efluentes ao longo do dia.

5.5.10 - Ortofosfato solúvel (O-S)

Para o 1º perfil a concentração de ortofosfato solúvel no esgoto bruto variou entre $2,22\text{mgP.L}^{-1}$ (17h) e $5,68\text{mgP.L}^{-1}$ (11h). No 2º perfil a concentração mínima foi observada as 22h ($4,06\text{mgP.L}^{-1}$) e máxima ($5,91\text{mgP.L}^{-1}$), também, às 11h.

No 1º perfil houve liberação de ortofosfatos solúvel da camada de lodo às 6, 17 e 22h em A_1 e às 6 e 22h em A_2 , sendo esta liberação mais intensa às 22h, provavelmente em virtude das condições mais pronunciadas de anaerobiose. No 2º perfil a liberação de ortofosfatos em A_1 ocorreu em todos os horários e não foi observado tal comportamento em A_2 .

No efluente da lagoa facultativa a concentração de ortofosfatos solúvel variou, no 1º perfil, entre $4,92$ e $5,38\text{mgP.L}^{-1}$. No 2º perfil a concentração de ortofosfato variou entre $5,23$ e $6,48\text{mgP.L}^{-1}$. A grande flutuação observada no segundo estudo é resultado da maior liberação de ortofosfatos ocorrida às 6h. A Figura 5.21 apresenta a variação do ortofosfato solúvel no esgoto bruto e nos efluentes ao longo do dia.

De acordo com as Figuras 5.13, 5.14, 5.15, 5.18, 5.19, 5.20 e 5.21 pode ser constatado que, no 2º perfil, o valor da temperatura e das concentrações de NTK, N-NH_3 , fósforo total, ortofosfato solúvel, clorofila “a” e OD, foram superiores às verificadas no 1º perfil.

Os resultados das concentrações das variáveis monitoradas no esgoto bruto e nos efluentes A_1 , A_2 e EF, nos dois estudos do ciclo diário, foram compatíveis com os resultados médios da monitoração de rotina realizada entre as 8 e 9h da manhã. Esta constatação demonstra a representatividade das amostras coletadas ao longo do período de estudo.

Tabela 5.16 - Medidas das variáveis obtidas no perfil no esgoto bruto e nos efluentes A₁, A₂ e EF do Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa-PB, em 7 de Setembro de 2005.

Variáveis	Ponto de coleta	6h	11h	17h	22h
pH	EB	7,45	7,12	7,30	7,06
	A ₁	7,06	6,96	6,99	6,85
	A ₂	7,26	7,30	7,32	6,99
	EF	7,52	7,75	7,98	7,50
Temperatura (°C)	EB	28	30	28	28
	A ₁	27	29	28	27
	A ₂	27	29	28	27
	EF	27	31	29	27
Oxigênio dissolvido (OD) (mg.L ⁻¹)	EB	-	-	-	-
	A ₁	-	-	-	-
	A ₂	-	-	-	-
	EF	0,8	8,8	8,50	0,8
Clorofila "a" (µg.L ⁻¹)	EB	-	-	-	-
	A ₁	-	-	-	-
	A ₂	22,75	157,43	37,31	20,93
	EF	460,46	493,22	478,66	430,43
DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	EB	225	406	201	283
	A ₁	76	59	61	70
	A ₂	40	53	40	37
	EF	28	20	15	11
DQO (mg.L ⁻¹)	EB	1095	1135	611	892
	A ₁	378	338	236	257
	A ₂	257	297	194	257
	EF	230	176	361	270
Nitrogênio total kjeldahl (NTK) (mgN.L ⁻¹)	EB	57,43	51,69	27,89	54,15
	A ₁	51,69	53,33	50,04	49,22
	A ₂	50,86	47,58	50,86	50,86
	EF	43,48	38,56	41,84	38,56
Nitrogênio amoniacal (N-NH ₃) (mgN.L ⁻¹)	EB	50,86	42,12	24,61	43,48
	A ₁	49,22	51,69	50,04	49,22
	A ₂	50,86	46,76	49,22	50,86
	EF	37,74	37,74	37,74	36,92
Fósforo total (P-T) (mgP.L ⁻¹)	EB	6,54	7,84	3,73	5,71
	A ₁	5,91	5,97	5,63	5,83
	A ₂	6,20	6,14	7,87	6,05
	EF	6,14	5,77	9,23	6,08
Ortofósforo solúvel (O-S) (mgP.L ⁻¹)	EB	4,75	5,68	2,22	4,02
	A ₁	4,82	5,33	5,16	4,90
	A ₂	5,07	4,87	4,78	5,19
	EF	5,38	5,24	4,92	5,12

Tabela 5.17 - Medidas das variáveis obtidas no perfil no esgoto bruto e nos efluentes A₁, A₂ e EF do Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa-PB, em 19 de Outubro de 2005.

Variáveis	Ponto de coleta	6h	11h	17h	22h
pH	EB	7,02	7,18	7,01	6,78
	A ₁	6,80	6,58	6,88	6,79
	A ₂	7,10	7,16	7,11	7,23
	EF	7,60	8,02	7,84	7,70
Temperatura (°C)	EB	30	31	29	29
	A ₁	29	29	29	29
	A ₂	28	31	29	28
	EF	28	31	29	28
Oxigênio dissolvido (OD) (mg.L ⁻¹)	EB	-	-	-	-
	A ₁	-	-	-	-
	A ₂	-	-	-	-
	EF	1,2	9,7	7,0	0,9
Clorofila "a" (µg.L ⁻¹)	EB	-	-	-	-
	A ₁	-	-	-	-
	A ₂	42,77	110,11	71,89	43,68
	EF	566,93	591,50	584,22	578,76
DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	EB	293	301	240	270
	A ₁	75	67	67	61
	A ₂	37	35	33	36
	EF	22	23	16	15
DQO (mg.L ⁻¹)	EB	909	1000	864	1216
	A ₁	258	288	333	324
	A ₂	303	258	288	176
	EF	242	258	212	176
Nitrogênio total kjeldahl (NTK) (mgN.L ⁻¹)	EB	69,73	77,12	63,99	56,61
	A ₁	62,35	61,53	65,53	61,53
	A ₂	63,17	63,99	63,99	60,71
	EF	52,51	52,51	52,51	52,51
Nitrogênio amoniacal (N-NH ₃) (mgN.L ⁻¹)	EB	56,61	65,63	49,22	41,84
	A ₁	58,25	59,07	61,53	57,43
	A ₂	57,43	57,43	58,25	55,79
	EF	49,30	45,12	42,66	43,48
Fósforo total (P-T) (mgP.L ⁻¹)	EB	8,14	10,63	8,54	5,84
	A ₁	7,80	7,40	7,94	8,14
	A ₂	7,26	7,88	7,63	7,83
	EF	8,08	7,54	6,81	7,97
Ortofósforo solúvel (O-S) (mgP.L ⁻¹)	EB	5,27	5,91	7,84	4,06
	A ₁	5,96	6,23	6,05	6,05
	A ₂	5,59	5,66	5,37	6,03
	EF	6,48	5,57	5,23	6,07

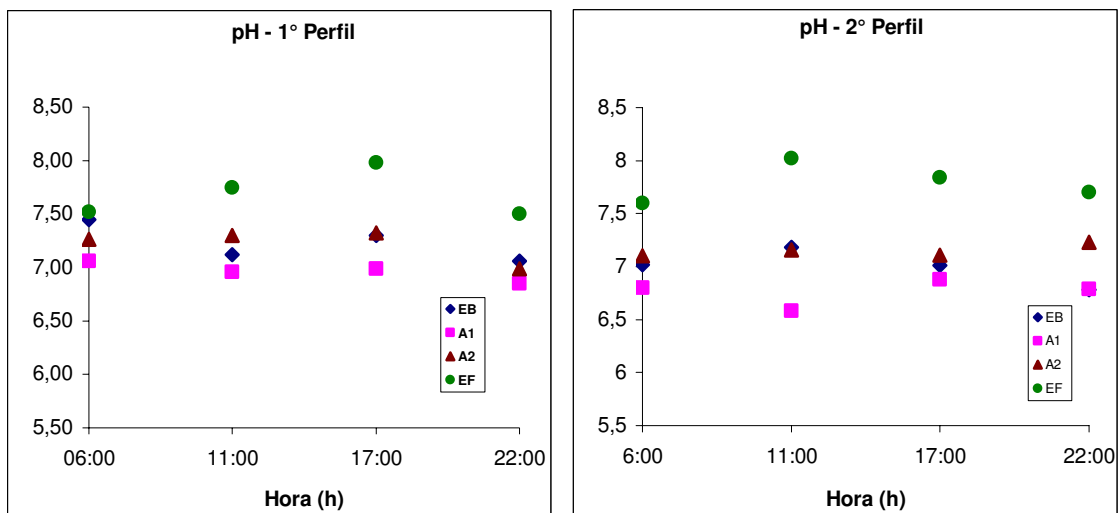


Figura 5.12 - Variação do valor do pH ao longo do ciclo diário no esgoto bruto e nos efluentes A₁, A₂ e EF do Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa-PB, em 7/9/05 (1° perfil) e 19/10/05 (2° perfil).

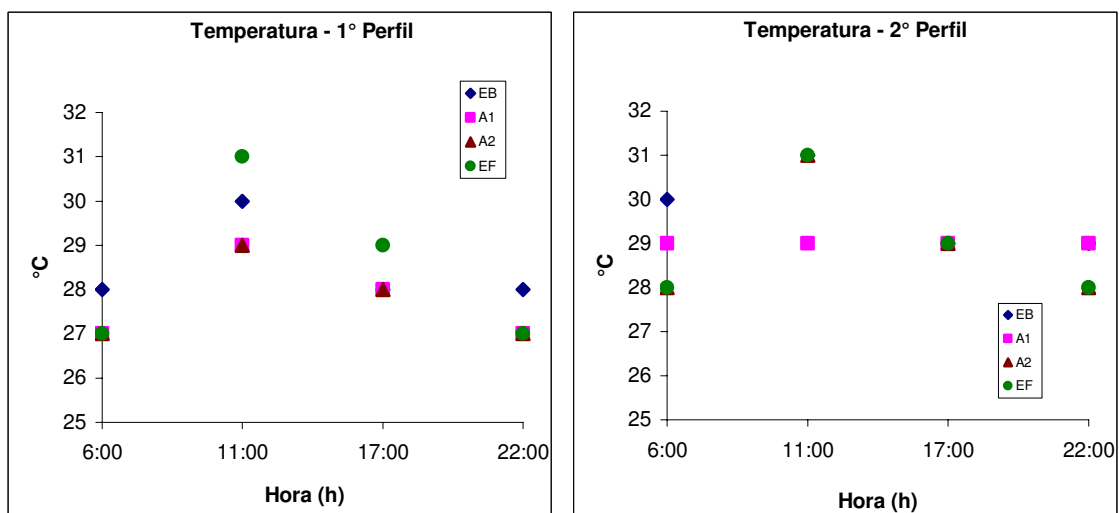


Figura 5.13 - Variação da medida de temperatura ao longo do ciclo diário no esgoto bruto e nos efluentes A₁, A₂ e EF do Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa-PB, em 7/9/05 (1° perfil) e 19/10/05 (2° perfil).

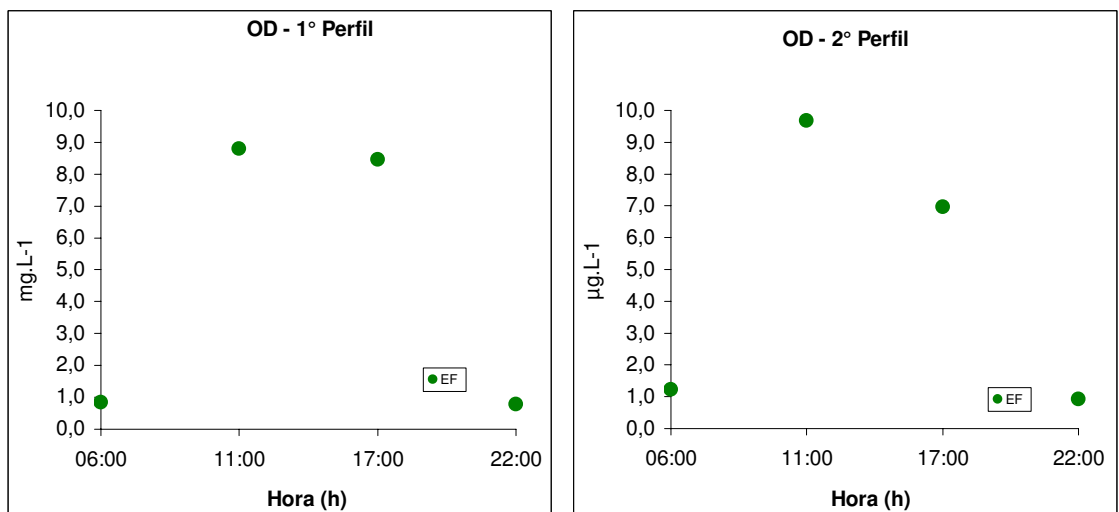


Figura 5.14 - Variação da concentração de OD ao longo do ciclo diário no efluente EF do Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa-PB, em 7/9/05 (1° perfil) e 19/10/05 (2° perfil).

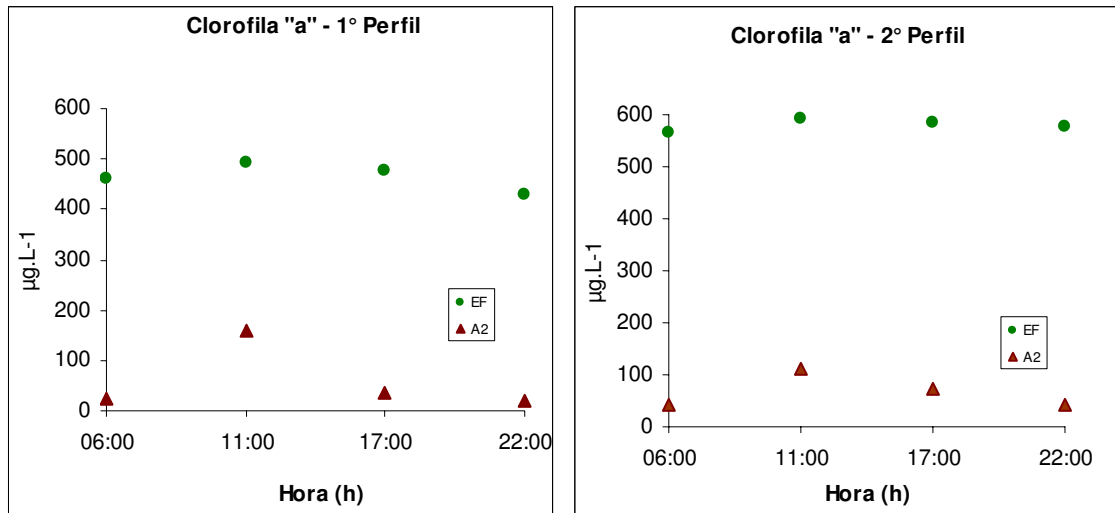


Figura 5.15 - Variação da concentração de clorofila “a” ao longo do ciclo diário nos efluentes A₂ e EF do Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa-PB, em 7/9/05 (1° perfil) e 19/10/05 (2° perfil).

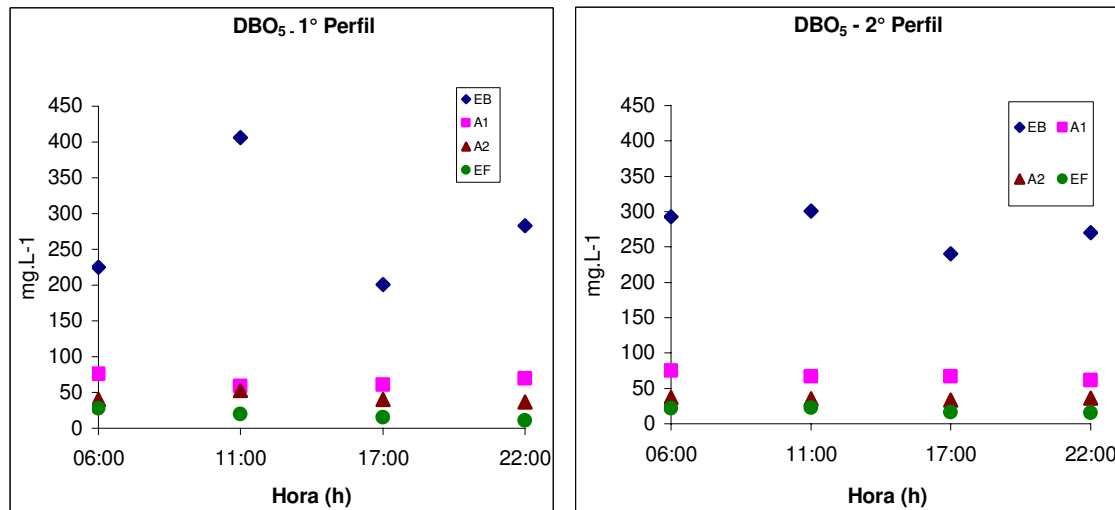


Figura 5.16 - Variação da DBO₅ ao longo do ciclo diário no esgoto bruto e nos efluentes A₁, A₂ e EF do Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa-PB, em 7/9/05 (1° perfil) e 19/10/05 (2° perfil).

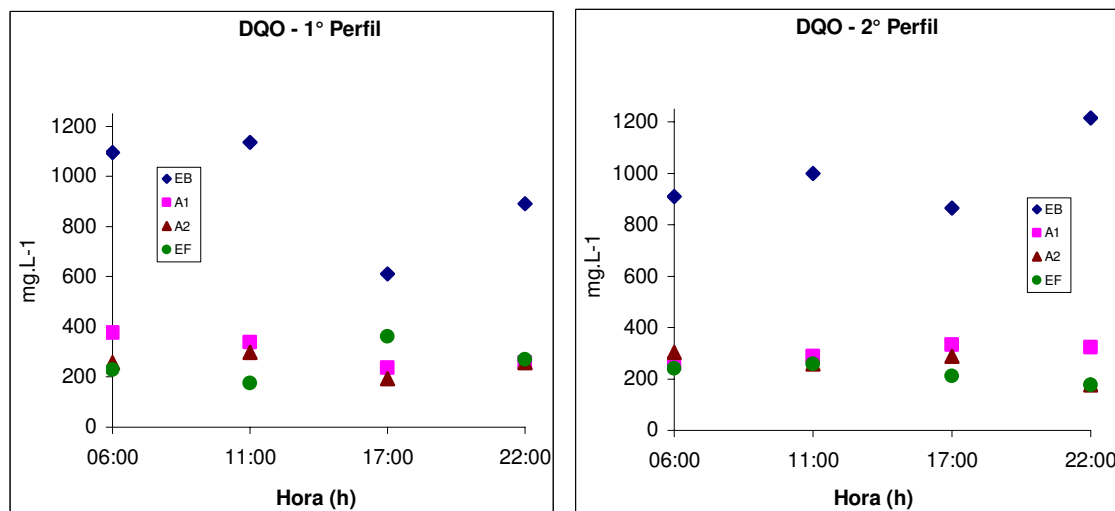


Figura 5.17 - Variação da DQO ao longo do ciclo diário no esgoto bruto e nos efluentes A₁, A₂ e EF do Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa-PB, em 7/9/05 (1° perfil) e 19/10/05 (2° perfil).

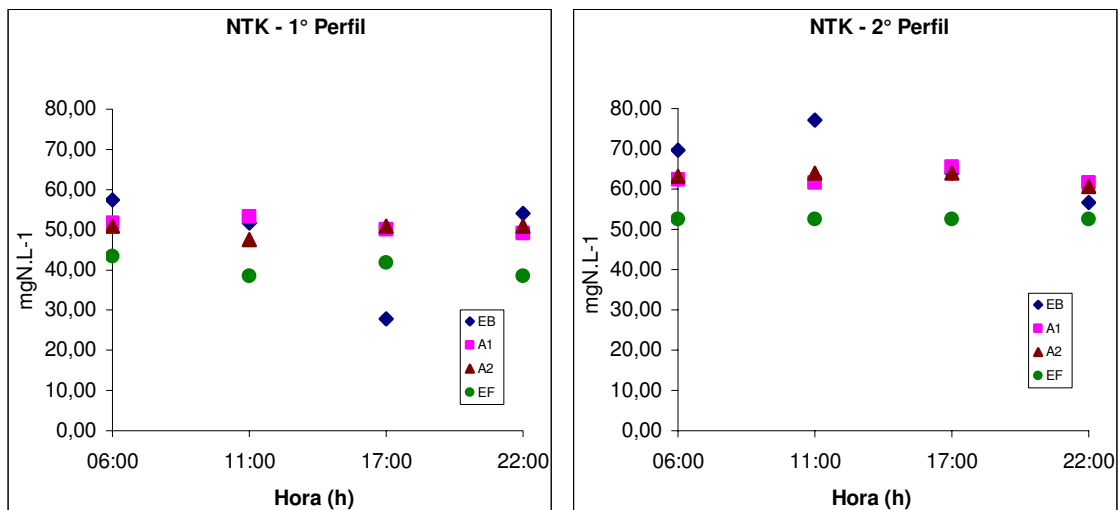


Figura 5.18 - Variação da concentração de NTK ao longo do ciclo diário no esgoto bruto e nos efluentes A₁, A₂ e EF do Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa-PB, em 7/9/05 (1° perfil) e 19/10/05 (2° perfil).

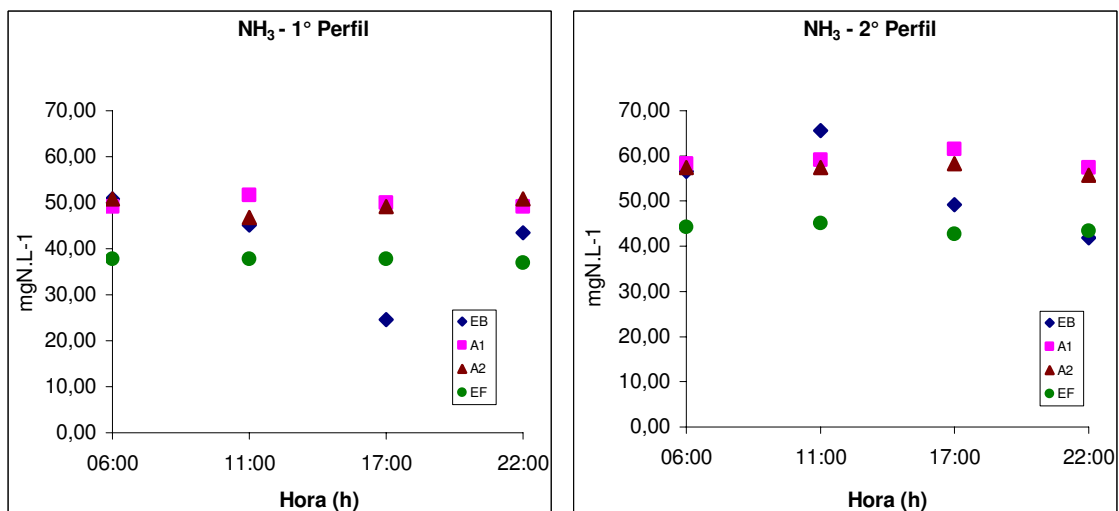


Figura 5.19 - Variação da concentração de N-NH₃ ao longo do ciclo diário no esgoto bruto e nos efluentes A₁, A₂ e EF do Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa-PB, em 7/9/05 (1° perfil) e 19/10/05 (2° perfil).

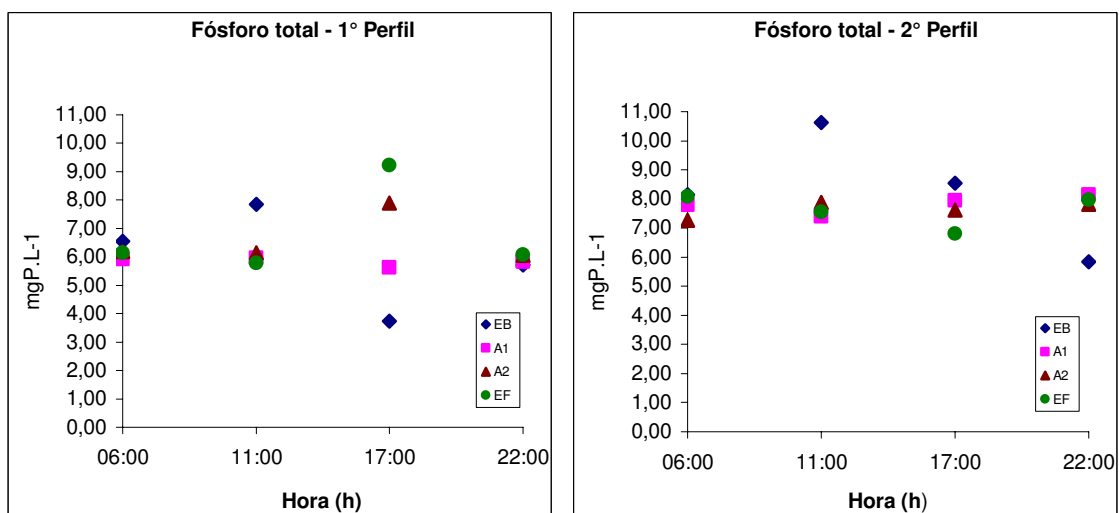


Figura 5.20 - Variação da concentração de fósforo total ao longo do ciclo diário no esgoto bruto e nos efluentes A₁, A₂ e EF do Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa-PB, em 7/9/05 (1° perfil) e 19/10/05 (2° perfil).

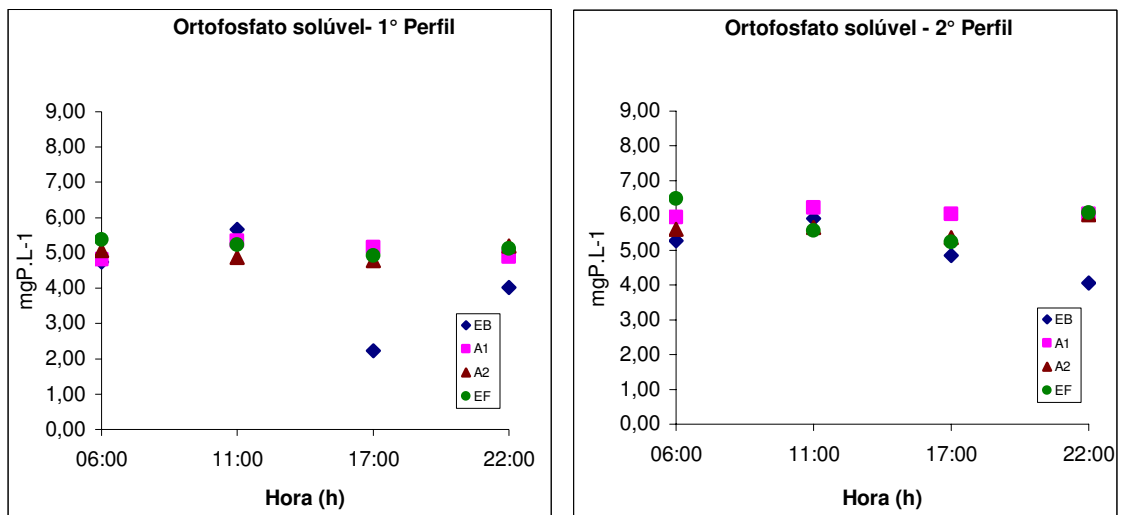


Figura 5.21 - Variação da concentração de ortofossato solúvel ao longo do ciclo diário no esgoto bruto e nos efluentes A₁, A₂ e EF do Módulo II da ETE de Mangabeira, João Pessoa-PB, em 7/9/05 (1º perfil) e 19/10/05 (2º perfil).

CAPÍTULO 6

DISCUSSÃO

6.1 - Sobre a remoção de nutrientes no Módulo II da ETE de Mangabeira

Em 1992, a configuração convencional anaeróbio-facultativa, de lagoas do Módulo II da ETE de Mangabeira, foi submetida a estudos pela Superintendência de Administração do Meio Ambiente (SUDEMA), que, após análise das variáveis temperatura, cor, turbidez, pH, condutividade elétrica, sólidos totais e suas frações, sólidos sedimentáveis, oxigênio consumido e dissolvido, DBO₅, DQO, acidez, alcalinidade, cloretos, dureza e coliformes fecais do afluente e efluente, emitiu parecer técnico aprovando a qualidade de tratamento da ETE (SUDEMA, 1992). Esta análise foi realizada, aproximadamente, seis anos após a retirada dos aeradores e, no entanto, não foi obtida informação alguma sobre as espécies de nutrientes lançadas no rio Cuiá, sobretudo nitrogênio e, principalmente, fósforo apontado como limitante (SAWYER *et al.*, 1994) do processo de eutrofização, que serviria de base para avaliar a evolução das cargas lançadas no corpo receptor, ou seja, a proporção carga/população, para assim determinar a condição desses despejos com o crescimento populacional.

SILVA *et al.* (1997) relatam que sistemas de lagoas menos profundas tendem a remover mais amônia que sistemas mais profundos. Isto é atribuído ao ambiente mais propício à volatilização e absorção da amônia, tendo em vista que um ambiente mais raso favorece a fotossíntese e aumento da biomassa fitoplanctônica. A variação de pH da lagoa facultativa das ETEs de Mangabeira e Campina Grande foi praticamente a mesma e, ao contrário da lagoa de Campina Grande, mais profunda (3,5m), a concentração do fitoplâncton na facultativa de Mangabeira foi 7 vezes e meia maior, não refletindo, porém, em maiores remoções de amônia.

Ferrara & Avci (1982) sugerem que a assimilação biológica remove, em lagoas de estabilização, mais amônia que a volatilização, principalmente devido à assimilação de

nitrogênio amoniacal pela biomassa fitoplanctônica. Esta biomassa posteriormente sedimenta no fundo da lagoa onde será degradada pela atividade bacteriana com produção final de um resíduo orgânico não biodegradável e amônia, que retorna para a massa líquida. Sendo assim, a menor eficiência de remoção de N-NH₃ na lagoa facultativa de Mangabeira pode ser explicada pela maior liberação de N-NH₃ do sedimento.

De acordo com Mara & Pearson (1986), a eficiência na remoção de fósforo total depende da quantidade que precipita e/ou sedimenta comparada à que retorna via mineralização e ressolubilização. Segundo Houng & Gloyna (1984), baixas concentrações de oxigênio dissolvido favorecem condições de anaerobiose no fundo de lagoas facultativas, que findam por não reter fósforo no sedimento, enquanto os baixos valores de pH impedem a precipitação de fósforo como hidroxiapatita.

A mudança do sistema aerado para o convencional previa a retirada do lodo das lagoas anaeróbias a cada dois anos e a retirada do lodo da facultativa a cada dez anos. Para isto, ficou estabelecido que uma lagoa anaeróbia ficasse em estado de reserva, haja vista sua baixa carga orgânica volumétrica (43,4gDBO₅/m³.dia) (MENDONÇA, 1994). Contudo as lagoas anaeróbias passaram a trabalhar em série e, até o período de monitoramento, nunca foi realizada a retirada de lodo de excesso. A exemplo das lagoas anaeróbias, a lagoa facultativa também está com lodo acumulado desde o início de sua operação, ou seja, vinte anos atrás.

Assim, na lagoa facultativa, do Módulo II, o lodo acumulado pode estar em excesso, formando uma grande camada anaeróbia que favoreceu o fornecimento de ortofosfato solúvel à massa líquida, diminuindo assim, a remoção desta fração de fósforo no reator.

É destacado que na lagoa facultativa do Módulo II da ETE de Mangabeira está ocorrendo amonificação (relação N-NH₃/NTK igual a 83,74%) e, conseqüentemente, liberação de N-NH₃ da camada de lodo em escala superior à que está sendo eliminada por assimilação ou volatilização. Isto pode ser observado pelo baixo percentual de remoção (21,53%), A₂-EF, de nitrogênio amoniacal na lagoa facultativa.

A partir da monitoração da ETE de Mangabeira foi possível demonstrar que esta removeu menos nutrientes que a ETE de Campina Grande, que sofreu o mesmo processo de conversão, no entanto, ambas possuem poder eutrofizante bastante pronunciado, ou seja, seus efluentes apresentam concentrações de nutrientes, a serem lançadas nos corpos receptores, superiores às estabelecidas pela Resolução CONAMA 357/05. Diante desta situação, a SUDEMA poderá exigir baseada no artigo 24, Parágrafo único, item II, da mesma Resolução, a aplicação de uma melhor tecnologia disponível para o tratamento dos efluentes, compatível com as condições do respectivo curso de água superficial, mediante fundamentação técnica.

Neste sentido, as altas concentrações de nitrogênio e fósforo presentes no efluente da ETE de Mangabeira poderiam sugerir o reuso, de todo, ou parte deste efluente, na agricultura, por exemplo, como uma alternativa mais adequada que o lançamento em corpos receptores. Porém, também neste caso, as concentrações médias ($32,71\text{mgN-NH}_3\cdot\text{L}^{-1}$ e $4,84\text{mgP-PO}_4^{-3}\cdot\text{L}^{-1}$) dos nutrientes estudados, superam os limites considerados normais (0 a $5\text{mgN-NH}_3\cdot\text{L}^{-1}$ e 0 a $2\text{mgP-PO}_4^{-3}\cdot\text{L}^{-1}$) para água de irrigação (AYERS & WESTCOT, 1991).

As altas concentrações de ortofosfato solúvel parecem ser menos problemáticas a irrigação, uma vez que este possui grande afinidade com íons presentes no solo para formação de compostos não diretamente assimiláveis por culturas em geral. Esses ortofosfatos combinados podem ser liberados para as culturas, em baixas quantidades, após degradação bacteriana. Contudo, o excesso de nitrogênio amoniacal promove um exagerado crescimento vegetativo, além de retardar culturas, promover tendência ao crescimento horizontal e provocar colheitas de baixa produtividade.

Sendo assim, é primordial um melhor tratamento do efluente da ETE, com a opção de retornar à configuração original do sistema com vistas à melhor remoção de nutrientes.

Houng & Gloyna (1984) sugerem que uma série de lagoas Anaeróbia-Facultativa-Maturação é a melhor configuração para reciclagem e remoção de fósforo. Sugerem, ainda, que o acréscimo de reatores de maturação aumenta a remoção de fósforo, pois, o sedimento destas lagoas podem reter fósforo que não será liberado para coluna d'água devido o ambiente predominantemente aeróbio.

Para remoção da amônia, de águas residuárias, vários autores (NGUYEN & TANNER, 1998; TIAN *et al.*, 2000; NJOROGÉ & MWAMACHI, 2004; AZIZ, 2004) citam o uso de zeólitos. Esses compostos são sólidos tridimensionais, cristalinos e microporosos, que contêm alumínio, silicone e oxigênio em sua estrutura, e podem armazenar cátions, água, ou outras moléculas em suas cavidades por adsorção ou troca iônica.

Njoroge & Mwamachi (2004) citam que o uso de zeólitos naturais (cristais de alumino-silicatos) na remoção de amônia de uma água residuária sintética, composta por hidróxido de amônio, se deu de forma muito rápida, com metade dos íons de amônio sendo adsorvidos no primeiro minuto de contato. Relata que são adsorvidos 4mmol de NH_4^+ por 100g de zeólitos, sendo o aumento da temperatura um fator positivo no aumento da adsorção.

Tian *et al.* (2000), relatam que a remoção de amônia, em um filtro biológico utilizando zeólitos como meio filtrante para tratar águas residuárias domésticas, foi de $88,4\%$, produzindo um efluente cuja concentração de amônia foi de apenas $3,5\text{mgN/L}$.

Vale ressaltar, no entanto, que este tipo de tratamento ainda é bastante recente e que boa parte dos estudos sobre zeólitos se realiza a partir de esgotos sintéticos, os quais não possuem a grande variedade de íons presentes em esgotos domésticos ou industriais.

6.2 - Comparação de remoção de nutrientes entre sistemas em série compostos por lagoas anaeróbia e facultativa

As eficiências de remoção das variáveis nitrogênio amoniacal (N-NH₃), fósforo total (P-T) e solúvel (O-S) estudadas nas ETEs de Mangabeira, Campina Grande, Guarabira e Monteiro podem ser comparadas na Tabela 6.1. Nesta, pode ser verificado que o Módulo II da ETE de Mangabeira apresentou remoção de ortofosfatos solúvel bem inferior às dos sistemas de Campina Grande e Monteiro. Contudo, a remoção de ortofosfatos solúvel foi superior à apresentada pelo sistema de Guarabira, que possuía a lagoa facultativa 0,4m mais profunda que a lagoa de Mangabeira. Com relação ao fósforo total, houve grande similaridade de tratamento entre as ETEs de Mangabeira e Guarabira devido, provavelmente, às cargas orgânicas volumétricas semelhantes, 54,74 e 50gDBO₅/m³.dia, respectivamente, aplicadas na primeira lagoa anaeróbia de cada ETE.

Apesar da lagoa facultativa do Módulo II da ETE de Mangabeira possuir baixa profundidade (1,8m), em relação à ETE de Campina Grande que possuía quase o dobro (3,5m), a concentração de nitrogênio amoniacal no seu efluente foi ligeiramente superior, ou seja, 1,44% a menos de remoção de N-NH₃. Entretanto, a remoção desta fração de nitrogênio foi bem superior àquelas observadas nas ETEs de Guarabira e Monteiro, que possuíam, ambas, 2,2m de profundidade.

Tabela 6.1 - Comparação entre as eficiências de remoção de nutrientes entre o Módulo II da ETE de Mangabeira e as ETEs de Campina Grande, Guarabira e Monteiro.

ETE	Eficiência de remoção (%)			
	NTK	N-NH ₃	Fósforo total	Ortofosfato solúvel
Mangabeira	42,19	40,90	25,47	8,66
Campina Grande ¹	-	42,34	31,50	45,83
Guarabira ²	-	3,24	25,11	-3,33
Monteiro ³	-	16,49	-3,73	67,12

1 e 3 - Oliveira, 2002.

2 - Florentino, 1992.

A Tabela 6.1 também demonstra que as remoções de nitrogênio e fósforo em sistemas de lagoas de estabilização convencionais são bastante variadas.

6.3 - Sobre a configuração em série das lagoas anaeróbias na remoção de nutrientes

A configuração em série de lagoas de estabilização tem por objetivo produzir um efluente final de melhor qualidade, possibilitando, na prática, obter melhor qualidade na remoção de nutrientes. No entanto, em se tratando de lagoas anaeróbias, em série, essa configuração parece não exercer importância acentuada.

Silva (1982), estudando lagoas anaeróbias em série (A2 seguida por A3), em escala piloto, observou que esta configuração não foi tão eficiente, na remoção de nutrientes, quando comparada a uma única lagoa de mesma área, principalmente para ortofosfatos, que foi liberado no efluente de A3 na mesma proporção que foi removido em A2. Com relação à amônia, (*Ibid.*) constatou eficiência de remoção de 32% para a série contra 34% para uma única lagoa anaeróbia.

Ao contrário do observado por Silva (1982), em Campina Grande-PB, no Módulo II da ETE de Mangabeira as melhores remoções de ortofosfato ocorreram na segunda lagoa da série, não sendo observada liberação desta fração na primeira lagoa. Na série anaeróbia foi observada a melhor remoção de ortofosfato solúvel (10,55%), superando até a remoção total do sistema (8,66%). Com relação às frações de nitrogênio estudadas, também foram constatadas melhores remoções na segunda lagoa, no entanto estas não foram significativamente diferentes da primeira anaeróbia.

A remoção de NTK em ambas as anaeróbias ocorreu devido ao processo de decomposição do material orgânico e sua sedimentação nestes reatores, que poderia ter ocorrido na mesma proporção em apenas uma lagoa, não sendo maior em virtude da liberação de nitrogênio amoniacal do sedimento.

Na série anaeróbia houve predominância do processo de amonificação, pois quase todo o nitrogênio total kjeldahl, 94,85% em A₁ e 94,25% em A₂, está, provavelmente, sob a forma predominante de íon amônio, uma vez que o pH do meio é neutro e o equilíbrio da equação $\text{NH}_3 \rightleftharpoons \text{NH}_4^+ + \text{H}^+$ está deslocado para a direita, indo ao encontro do que afirmam Von Sperling (1996) e Hounig & Gloyna (1984).

A análise de variância de fator único revelou que as lagoas anaeróbias em série do Módulo II da ETE de Mangabeira não apresentaram diferenças significativas em relação às concentrações de nitrogênio e fósforo, sendo descartado o uso desta configuração na remoção de nutrientes, sobretudo em escala real.

6.4 - Perspectivas

O Módulo II da ETE de Mangabeira foi projetado para tratar o esgoto equivalente a uma população de 33100hab, que produziria uma vazão de 8275m³/dia, considerando uma contribuição per capita de 250l/hab.dia (valor adotado no projeto). O TDH para as lagoas anaeróbias (1 e 2) e a facultativa seria de 1,8 e 7 dias, respectivamente. A carga orgânica volumétrica, na primeira lagoa anaeróbia, seria de 124gDBO₅/m³.dia, enquanto a segunda lagoa ficaria no estado de reserva.

Atualmente, as características operacionais do Módulo II são bastante distintas. Considerando uma contribuição per capita de 150l/hab.dia e a atual vazão de 3068,93m³/dia, carga orgânica volumétrica, na primeira lagoa anaeróbia, de 54,74gDBO₅/m³.dia, TDH de 4,82dias para cada uma das lagoas anaeróbias, que funcionam em série, e 18,77 para a lagoa facultativa, esse Módulo está tratando esgoto equivalente a uma população de 20460hab, ou seja, 61,81% da população total de projeto, o que confere ao Módulo II uma capacidade de tratamento aquém do seu limite de operação, a qual, para nutrientes, já está sendo insuficiente. Todavia, essas condições tendem a se agravar na medida em que novas contribuições forem incorporadas ao sistema.

Assim, com o aumento populacional, ao limite da saturação do Módulo, a vazão de esgotos aumentará e, conseqüentemente, as cargas de nitrogênio e fósforo, forçando a CAGEPA a tomar decisões com o intuito de evitar um estágio de eutrofização mais avançado no rio Cuiá.

CAPÍTULO 7

CONCLUSÕES E SUGESTÕES

- Com base na monitoração do Módulo II da ETE de Mangabeira foi possível demonstrar que este removeu nitrogênio amoniacal (40,90%) e fósforo total (25,47%) de forma similar às ETEs de Campina Grande e Guarabira que possuem aproximadamente a mesma configuração;
- O efluente final do sistema apresenta caráter eutrofizante bastante pronunciado, ou seja, as concentrações de nutrientes são superiores às estabelecidas pela Resolução CONAMA 357/05 e sugeridas por SAWYER *et al.* (1994), para nitrogênio e fósforo, respectivamente, sendo a descarga no rio Cuiá uma fonte potencial de sua eutrofização e degradação, uma vez que as cargas mensais médias de nitrogênio total kjeldahl (3653,55kg), nitrogênio amoniacal (3093,88kg), fósforo total (560,47kg) e ortofosfato solúvel (462,58kg) lançadas no rio Cuiá, pelo Módulo II, foram bastante elevadas, tendendo a atingir um nível mais comprometedor com o aumento da contribuição afluyente, em médio e longo prazos;
- As remoções de nitrogênio total kjeldahl (26,32%) e fósforo total (23,42%), observadas na série de lagoas anaeróbias do Módulo II da ETE de Mangabeira, foram superiores às do reator anaeróbio da ETE de Guarabira, tendo sido atribuídas, baseado em fundamentos teóricos, ao mecanismo da sedimentação;
- Tanto para nitrogênio amoniacal como para ortofosfato solúvel, na série de lagoas anaeróbias, foram observadas baixas remoções (17,18 e 10,55%, respectivamente), em virtude, provavelmente, da maior liberação destas frações da camada de lodo.

- As lagoas anaeróbias em série do Módulo II da ETE de Mangabeira não apresentaram diferenças significativas em relação às concentrações médias de nitrogênio e fósforo, sendo descartado o uso desta configuração na remoção de nutrientes, sobretudo em escala real;
- As altas relações nitrogênio amoniacal/NTK (85,70%) e ortofosfato solúvel/P-Total (83,74), na lagoa facultativa do Módulo II da ETE de Mangabeira, sugerem que ocorreu liberação de N-NH₃ e ortofosfato solúvel da camada de lodo. No entanto, o Módulo promoveu remoção de 40,90% de nitrogênio amoniacal;
- As maiores remoções de nitrogênio amoniacal (50,77%), no mês de abril, na lagoa facultativa do Módulo II da ETE de Mangabeira, podem estar relacionadas com as maiores temperaturas e maiores valores de pH na massa líquida desse reator.

Com o intuito de verificar a evolução da remoção de nutrientes na ETE de Mangabeira, é sugerido:

- Efetuar a monitoração das concentrações de nitrogênio e fósforo, no Módulo II, com vistas a estimar a evolução de suas cargas com o aumento da população;
- Estimar as cargas de nitrogênio e fósforo do Módulo III, que ainda opera com a configuração original de projeto, a fim de verificar a eficiência deste sistema na remoção de nitrogênio e fósforo;
- Efetuar a retirada de lodo das lagoas anaeróbias e facultativa, pertencentes ao Módulo II, buscando melhorar a remoção de nutrientes.

CAPÍTULO 8

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20. ed. Washington D.C.: American Public Health Association, 1998.

ARAÚJO, A. L. C. *Comportamento das formas de fósforo em sistemas de lagoas de estabilização, em escala piloto, sob diferentes configurações, tratando esgoto doméstico*. 1993. 101p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande-PB, 1993.

AYERS, R. S. & WESTCOT, D. W. *A qualidade da água na agricultura*. Trad. H. R. Gheyi, J. F. de Medeiros e F. A. V. Damasceno. Campina Grande: Universidade Federal da Paraíba, 1991. 218 p. (Tradução de: Water Quality for Agriculture).

AZIZ, H. A.; ADLAN, M. N.; ZAHARI, M. S. M.; ALIAS, S. *Removal of ammoniacal nitrogen (N-NH₃) from municipal solid waste leachate by using activated carbon and limestone*. Waste Management & Research, 2004, Vol. 22, N° 5, pp 371-37.

BALMELLE, B.; NGUYEN, K. M.; CAPDEVILLE, B.; CORNIER, J. C.; DEGUIN, A. *Study of factors controlling nitrite build-up in biological processes for water nitrification*. 1992. Water science and technology. 26, (5-6) 1017-1025.

BARNES, D. & BLISS, P. J. *Biological control of nitrogen in wastewater treatment*. 1. ed. London: E. & F.N Spon, 1993.

BENTO, A. P.; PHILIPPI, L. S. *Caracterização da microfauna na avaliação da remoção de nitrogênio e matéria orgânica em um sistema de tratamento por lodos ativados*. 2000. Cd Room da IX SILUBESA, III-011, 678-687. Porto seguro - Bahia.

BENTO, A. P.; RIBEIRO, L. F.; SARTORATO, J.; LAPOLLI, F. R. *Tratamento de esgotos sanitários em lagoas de estabilização: a experiência de Florianópolis*. 2003. Cd room do 22° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, II-089. Joinville - Santa Catarina.

BITTON, G. *Wastewater Microbiology*. New York: Wiley-Liss, 1994.

BRANCO, S. M. *Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária*. 3. ed. São Paulo, SP: CETESB, 1986. 616p.

CAGEPA - Companhia de Água e Esgotos da Paraíba. *Memória de calculo: Módulo do conjunto Mangabeira - lagoas aeradas e de maturação*. João Pessoa - PB, 1981.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria Especial do Meio Ambiente, Brasília - DF, 2005.

da SILVA, F. J. A. *Estudo do ciclo do nitrogênio em lagoas de estabilização tratando esgotos domésticos no Nordeste do Brasil*. 1994. 125p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande-PB, 1994.

da SILVA, J. L. B. *Estudo da remoção de fósforo em uma série longa de dez lagoas de estabilização tratando esgotos domésticos em região de clima tropical*. 1992. 107p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande-PB, 1992.

ESTEVES, F. A. *Fundamentos de Limnologia*. 2. ed. Rio de Janeiro: Editora Interferência LTDA, 1998.

ESTEVES, F. A. & BARBOSA, F. A. R. *Eutrofização artificial: a doença dos lagos*. Ciência Hoje, 5 (27), pp. 57-61, 1986.

FEACHEM, R. G.; BRADLEY, D. J.; GARELICK, H.; MARA, D. D. *Sanitation and Disease: health aspects of excreta and wastewater management*. John Wiley & Sons, 1983. 501p.

FERGUSON, J.; JENKINS, D.; EASTMAN, J. *Calcium phosphate precipitation at slightly alkaline pH values*. 1973. Journal of the water pollution control federation. 45, (4), 620-631.

FERRARA, R.A. & AVCI, C.B. *Nitrogen dynamics in waste stabilization ponds*. 1982. Journal of the water pollution control federation, 54(4), pp. 361-369.

FLORENTINO, I. Q. *Caracterização do sistema de lagoas de estabilização do município de Guarabira*. 1992. 131p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande-PB, 1992.

FRANCISCO, D. E.; STRATUS, M.; DEMPSEY, B. A. *Phosphorus removal with alum from secondary effluent*. 2002. Journal of the water pollution control federation. 48, (8), pp. 2003-2006.

FRUH, E. G. *Biological responses to nutrients eutrophication: Problems in freshwater*. In: 1st Water Resources Symposium: Advances in water quality improvement. University of Texas Press, USA. 1971. pp. 49-64.

GASPAR, P. M. F. *Pós-tratamento de efluente de reator UASB em sistema de lodos ativados visando a remoção biológica de nitrogênio associada a remoção físico-químico do fósforo*. 2003. 171p. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo-SP, São Paulo-SP, 2003.

HORNE, A. J. & GOLDMAN, C. R. *Limnology*. 2. ed. McGraw-Hill, 1994. 576p.

HOUNG, H. J. S. & GLOYNA, E. F. *Phosphorus models for waste stabilization ponds*. 1984. Journal of the environmental engineering. 110(3), pp. 550-561.

IDELOVITCH, E. & MICHAIL, M. *Nitrogen removal by free ammonia stripping from high pH ponds*. 1981. Journal of the water pollution control federation, 53(9), pp. 1391-1401.

JOHNSON, W. R. *Removal of nitrogen by biological treatment*. In: 1nd Water Resources Symposium: Advances in water quality improvement. University of Texas Press, USA, 1971. pp. 178-189.

JONES, G. J. *A guide to methods for estimating microbial numbers and biomass in fresh water*. 1979. Ambleside: Freshwater Biological Association – Scientific Publication 39..

JORDÃO, E. P. & PESSOA, C. A. *Tratamento de Esgotos Domésticos*. V. 1. 4. ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995, 2005.

KÖNIG, A. *Biología de las lagunas de estabilización: algas*. In: MENDONÇA, S. R. *Sistemas de Lagunas de Estabilización*. Santa Fé de Bogotá, D.C., Colômbia: McGraw-Hill, 2000. Cap.2, p45-67.

LAWS, E. A. *Aquatic Pollution: An introductory text*. 2. ed. USA: John Wiley & Sons, 1993.

LECKIE, J. & STUMM, W. *Phosphate precipitation*. In: GLOYNA, E. F. & ECKENFELDER Jr., W. W. v. 3. *Water Resources Symposium: Water quality improvement by physical and chemical processes*. USA: University of Texas, 1973. pp. 237-249.

LIMA, E. P. C. *Tratamento de esgotos sanitários e utilização na fertirrigação do gergelim: uma proposta para agricultura familiar*. 2003. 160p. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – UEPB/UFPB, Campina Grande-PB, 2003.

LIMA, M. G. S. *Estudo da variação cíclica diária de fósforo sedimentável numa lagoa facultativa primária, profunda, provida de chicanas do tipo vai-e-vem*. 2001. 115p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande-PB, 2001.

MARA D. D. & PEARSON, H. W. *Artificial freshwater environments: wast stabilization ponds*. IN: *Biotechnology*, vol. 8 (ed. W. Schoenborn), 1986. pp 177-206. Weinheim: VCH Verlagsgesellschaft.

MARA, D. D. *Sewage Treatment in Hot Climates*. London: John Wiley and Sons, 1976.

MELO, L. B. D. D. de; MELO, H. N. S.; MELO, J. L. S. *Comportamento dos nutrientes eutrofizantes em uma lagoa aerada mecanicamente de uma indústria de refrigerantes*. IN: 20^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES, 1999. pp. 92-98.

MENDONÇA, L. C. *Microbiologia e cinética de lodos ativados como pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio de leito expandido*. 2002. 219p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

MENDONÇA, S. R. *Verificação de cálculos para a nova situação apresentada na ETE de Mangabeira (por Módulo)*. Relatório Técnico apresentado a CAGEPA. João Pessoa - PB, 1994.

MENDONÇA, S. R. Lagunas aireadas mecânicamente. In: _____. *Sistemas de Lagunas de Estabilización*. Santa Fé de Bogotá, D.C., Colômbia: McGraw-Hill, 2000. Cap.8, p257-295.

METCALF & EDDY, Inc. *Wastewater Engineering - Treatment and Reuse*. 4. ed. New York, McGraw - Hill Book, 2003. 1815p.

MOMBERG, G.A. & OELLERMANN, R.A. *The removal of phosphate by hydroxyapatite and struvite crystallisation in South Africa*. 1992. *Water science and technology*. 26, (5-6), 987-996.

MORAIS, J. C. de; KATO, M. T.; FLORENCIO, L. *Avaliação de um sistema UASB para tratamento de esgotos domésticos em Jaboatão dos Guararapes, Pernambuco*. Cd room do 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, II-080. João Pessoa-PB, 2001.

NASCIMENTO Jr., E. N. *Comportamento das formas de enxofre, fósforo e nitrogênio em um reservatório profundo de estabilização tratando águas residuárias domésticas*. 1998. 111p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande-PB, 1998.

NGUYEN, M. L. & TANNER, C. C. *Ammonium removal from wastewaters using natural New Zealand zeolites*. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 1998, Vol. 41. pp 427-446.

NJOROGE, B. N. K. & MWAMACHI, S. G. *Ammonia removal from an aqueous solution by the use of a natural zeolite*. 2004. *Journal Environmental Eng. Sci./Rev. gen. sci. env.* 3(2): 147-154.

NOVAK, S. M. *Biological waste stabilization ponds at Exxon company, U.S.A. Baytown refinery and Exxon chemical company U.S.A.* In: 9nd Water Resources Symposium: Ponds as a wastewater treatment alternative. USA, 1976. pp 173-189.

OLIVEIRA, A. S. *Observações sobre o desempenho das ETE's de Campina Grande e Monteiro (PB)*. 2002. 93p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande-PB, 2002.

OLIVEIRA, R. *The performance of deeo wast stabilization ponds in northeast Brazil*. 1990. Ph.D. Thesis, University of Leeds, U. K.

OSWALD, W. J. & ROMANI, R. *The fate of algae in receiving waters*. In: 9nd Water Resources Symposium: Ponds as a wastewater treatment alternative. USA, 1976. pp. 111-121.

PANO, A. & MIDDLEBROOKS, E. J. *Ammonia nitrogen removal in facultative wastewater stabilization ponds*. 1983. *Journal of the water pollution control federation*, 54(4), pp. 344-351.

REED, S. C. *Nitrogen removal in wastewater stabilization ponds*. 1985. Journal of the water pollution control federation, 57 (January), pp. 39-45.

REIS, R. N. N. *Estudo da remoção de nitrogênio amoniacal em uma série longa de lagoas de estabilização tratando esgotos domésticos em região de clima tropical*. 1995. 101p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande-PB, 1995.

SAWYER, C. N.; McCARTY, P. L.; PARKIN, G. F. *Chemistry for environmental engineering*. 4. ed. New York: McGraw-Hill Book Company, 1994.

SILVA, S. A. *On the treatment of domestic sewage in wast stabilization ponds in northeast Brazil*. 1982. Ph.D. Thesis, University of Dundee, U. K.

SILVA, S. A.; ARAÚJO, A. L. C.; de OLIVEIRA, R.; ATHAYDE Jr, G. B.; SILVA, S. T. A. *Comportamento de amônia e formas de enxofre em uma série longa de lagoas de estabilização*. IN: 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES, 1997. I-145.

SILVA, S. A. e MARA, D. D. *Tratamento biológico de águas residuárias: Lagoas de estabilização*. 1. ed. Rio de Janeiro- RJ: ABES, 1979.

SOKAL, R. R. & ROHLFF, J. *Biometry: The Principles and Praticce of Statistics in Biological Research*. 2. ed. San Francisco: W. H. Freeman and Company, 1981, 1995.

SOUSA, J. T.; FILHO, J. F.; HENRIQUE, I. N.; LEITE, V. D.; OLIVEIRA, J. B. *Utilização de esgotos tratados na irrigação do feijoeiro*. Cd room do 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, II-160. Joinville - Santa Catarina, 2003.

SOUSA, J. T.; LEITE, V. D.; LUNA, J.G. *Desempenho da cultura do arroz irrigado com esgotos sanitários previamente tratados*. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. Campina Grande - PB, 2001. v.5, n.1, p.107-110.

SOUSA, M. S. M. *Variações no ciclo nictmeral da qualidade do efluente final da ETE do município de Guarabira-PB*. 1994. 190p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande-PB, 1994.

SUDEMA. Superintendência de Administração do Meio Ambiente. *Parecer técnico: Avaliação da eficiência da ETE de Mangabeira e condições sanitárias do corpo a' água receptor - Rio Cuiá*. João Pessoa - PB, 1992.

SUKENIK, A., SCHRODER, W., LAUER, J., SHELEF,G.; SOEDER, C. J. *Coprecipitation of microalgal biomass with calcium and phosphate ions*. 1985. Water Reseach, 19 (1), pp. 127-129.

SYKORA, J. L. & SHAPIRO, M. A. *Effluent quality for maintaining fresh water*. In: 9nd Water Resouces Symposium: Ponds as a wastewater treatement alternative. USA, 1976. pp 15-31.

TEJO, C. P. *Variação de parâmetros físico-químicos e microbiológicos de duas lagoas de estabilização em escala real no município de Guarabira-PB*. 1993. 100p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande-PB, 1993.

TIAN, W. H.; WEN, X. H.; QIAN, Y. *Using a zeolite medium biofilter to remove organic pollutant and ammonia simultaneously*. Water Science & Technology. Vol. 42. N° 5-6 pp 127-134. IWA Publishing, 2000.

VAN HAANDEL, A. & LETTINGA, G. *Tratamento anaeróbio de esgotos: Um manual para regiões de clima quente*. Campina Grande: UFPB, 1994. 208p.

VAN HAANDEL, A. & MARAIS, G. *O comportamento do sistema de lodo ativado*. Campina Grande. Epgraf, 1999. 488p.

VON SPERLING, M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos*. V. 1. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 1996. 243p.

WETZEL, R. G. (1993). *Limnologia*. Fundação Calouste Gulbenkian. 2. ed. Lisboa.

WRC. *Water research commission guidelines for chemical phosphate removal from municipal wastewater*. Pretória, 1987.