



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
CURSO DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL
CAMPUS II - CAMPINA GRANDE

**ESTUDO DO DESEMPENHO DA LAGOA ANAERÓBIA PROFUNDA DA
PEDREIRA Nº 7 DO PÓLO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS DA
BACIA DO RIO PARAÍBA NA GRANDE JOÃO PESSOA**

CAROLINA BARACUHY AMORIM ARRUDA

CAMPINA GRANDE

ABRIL/2004



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

**ESTUDO DO DESEMPENHO DA LAGOA ANAERÓBIA PROFUNDA DA
PEDREIRA Nº 7 DO PÓLO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS DA BACIA DO
RIO PARAÍBA NA GRANDE JOÃO PESSOA**

CAROLINA BARACUHY AMORIM ARRUDA

**CAMPINA GRANDE
ABRIL/2004**

**ESTUDO DO DESEMPENHO DA LAGOA ANAERÓBIA PROFUNDA DA
PEDREIRA Nº 7 DO PÓLO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS DA BACIA DO
RIO PARAÍBA NA GRANDE JOÃO PESSOA**

CAROLINA BARACUHY AMORIM ARRUDA

CAROLINA BARACUHY AMORIM ARRUDA

**ESTUDO DO DESEMPENHO DA LAGOA ANAERÓBIA PROFUNDA DA
PEDREIRA Nº 7 DO PÓLO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS DA BACIA DO
RIO PARAÍBA NA GRANDE JOÃO PESSOA**

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

Profa. Dra. Mônica de Amorim Coura

Campina Grande - Paraíba

Abril/2004



A779 e

2004 Arruda, Carolina Baracuhy Amorim

Estudo do desempenhoda lagoa anaeróbia profunda da Pedreira nº 7 do pólo de tratamento de esgotos da bacia do Rio Paraíba na Grande João Pessoa./ Carolina Baracuhy Amorim Arruda. – Campina Grande. UFCG, 2004.

88p.il.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil).
UFCG / CCT

Inclui bibliografia

1. Lagoas de estabilização 2. Lagoa anaeróbia profunda 3. Reatores anaeróbios I. Título

CDU: 628.357.2

**ESTUDO DO DESEMPENHO DA LAGOA ANAERÓBIA PROFUNDA DA
PEDREIRA Nº 7 DO POLO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS DA BACIA DO
RIO PARAIBA NA GRANDE JOÃO PESSOA**

COMISSÃO EXAMINADORA



Prof. Dr. Rui de Oliveira
(Orientador)



Profa. Dra. Mônica de Amorim Coura
(Orientadora)



Profa. Dra. Beatriz S. O. de Ceballos
(Examinadora Interna)



Prof. Dr. André Luis Calado Araújo
(Examinador Externo)

Campina Grande-Paraíba

Abril/2004

DEDICATÓRIA

À minha família, pelo incentivo,
compreensão e apoio em todos os
momentos.

AGRADECIMENTOS

Toda produção acadêmica condensa um somatório de esforços que passam, tanto pela colaboração científica - esta representada pela apreensão e troca de idéias, de experiências, por estudos compartilhados de obras e textos, pelos debates em seminários, entre outras formas -, quanto pela colaboração humana, afetiva e cotidiana que, da mesma forma que a primeira, torna-se essencial a aquele que está vivendo um processo de construção do saber.

O reconhecimento dos esforços despendidos por um conjunto de pessoas especiais, em favor de que este trabalho fosse concluído, levam-me a agradecer a todos aqueles que, de forma direta ou indireta, contribuíram para que atingisse o presente objetivo. Desejo registrar os meus agradecimentos em especial:

Aos meus pais, Brauner Amorim Arruda e Laura Helena Baracuhy Amorim, e as minhas irmãs, Janáina e Isabela, pelo amor, dedicação e apoio incondicional;

Ao Professor Dr. Rui de Oliveira e a Professora Dra. Mônica de Amorim, que além de exerceram com dedicação e paciência a árdua tarefa da orientação, revelaram-se mestres amigos e solidários nos momentos de dificuldades para encontrar a solução dos problemas que iam surgindo;

À Professora Dra. Beatriz Susana O. de Ceballos, pela assistência acadêmica segura, colaborando positivamente para o meu crescimento intelectual;

Ao Professor Dr. Mirabeau Dias e a sua família, pelo incentivo que me deram para o encaminhamento na pós-graduação e, especialmente, pelo acompanhamento estimulante nesta etapa da minha vida;

À Professora Irene Rodrigues da S. Fernandes, pela dedicação nas constantes revisões deste texto e pelos laços de amizade que unem nossas famílias;

À Dra. Tânia Maia, pela colaboração que prestou para que a pesquisa de campo pudesse ser realizada no Laboratório da CAGEPA e pela sua amizade que me é inestimável;

À colega e amiga Ana Arrais de Oliveira, pelo incentivo e, principalmente, pela amizade que construímos no decorrer do Mestrado, que considero um presente valioso;

Ao colega e amigo Gustavo Adolfo, pela amizade, solidariedade e paciência que demonstrou para comigo, nos momentos de enfrentamento de dificuldades de ordem científica e técnica;

Às minhas amigas e em especial a Patrícia Ferreira Barbosa, Jussara Limeira e Renata Dantas Vilar, por todo apoio, companheirismo e alegrias compartilhadas;

À Companhia de Água e Esgoto da Paraíba – CAGEPA – a quem agradeço o apoio recebido para a realização da pesquisa, agradecimento que materializo nas pessoas de Dr. Antônio Batista Guedes, solidário desde os primeiros momentos desta caminhada, e aos colegas Joaquim Almeida, José Reynolds, Célia Dalva e Rubens Falcão, que prestaram uma ajuda imprescindível na etapa conclusiva do presente trabalho;

Aos Funcionários do Laboratório da CAGEPA, a Dra. Laís, a Dilermano e a Jucilene, companheiros imprescindíveis e valiosos no cotidiano da pesquisa, e a Severino, a Antônio e a Manasses, pela solidariedade em todos os momentos;

Ao Dr. George Cunha, projetista da lagoa estudada, pela paciência e disposição de sempre me receber e me ajudar com valiosas informações e dados para a pesquisa;

Aos professores da Área de Engenharia Sanitária e Ambiental – AESA – da Universidade Federal da Paraíba, pelos ensinamentos valiosos que me foram prestados durante o Curso de Mestrado;

À CAPES, pelo apoio financeiro dispensado.

RESUMO

Este trabalho faz a avaliação do desempenho operacional da lagoa anaeróbia profunda (8 m), situada no Pólo de Tratamento de Esgotos da Bacia do Rio Paraíba na Grande João Pessoa, construída sobre uma área degradada pela exploração de calcário, localizada na cidade de João Pessoa, Paraíba, nordeste do Brasil (7° 10" Sul; 34° 49" Oeste). A monitoração do afluente e do efluente do sistema estendeu-se por um período de nove meses tendo sido analisadas as variáveis pH, DBO₅, DQO, Temperatura, Sólidos Suspensos, Condutividade e Alcalinidade e o indicador de contaminação fecal Coliformes Termotolerantes. Neste trabalho foram realizados, ainda, um estudo da variabilidade de vazões no afluente da lagoa e dois perfis de 24 horas. Os resultados obtidos com a monitoração da vazão do afluente da lagoa possibilitaram a estimativa do tempo de detenção real da lagoa que foi de 4,5 dias para uma vazão média diária de aproximadamente 216 l/s. A carga orgânica volumétrica de 86,45 g DBO₅/m³.dia foi determinada a partir dos resultados da monitoração da vazão e da variável DBO₅ média. O estudo realizado nesse sistema mostrou que o desempenho da lagoa anaeróbia profunda é tipicamente o mesmo de lagoas anaeróbias convencionais tratando esgotos domésticos, não existindo, assim, limite teórico para a profundidade de reatores anaeróbios porque o processo de tratamento, baseado na digestão anaeróbia, não parece ser afetado por esse fator. A experiência da adaptação de uma pedreira desativada como lagoa anaeróbia demonstrou ser satisfatória embora o seu efluente não atenda, ainda, às exigências para lançamento em corpos receptores. Assim, como a área em que está localizada a lagoa em questão possui outras pedreiras que estão sendo desativadas é possível planejar a adaptação de outras unidades de tratamento posteriores à lagoa anaeróbia.

ABSTRACT

This work evaluated the operational performance of a deep anaerobic pond (8 m), situated in the Sewage Treatment Plant of Paraíba River Basin in João Pessoa city (7° 10" South; 34° 49" West), Paraíba state, northeast Brazil, built upon a limestone exploitation degraded area. Monitoring of both influent raw sewage and the pond effluent was carried out from February to October 2003 with the analysis of the following variables: pH, BOD₅, COD, Temperature, Suspended solids, Electrical conductivity and Total alkalinity as well as the fecal indicator – Thermotolerant coliform. A study of the inflow variability and two 24 hour-profiles have also been done. Results concerning the flow-rates monitoring have enabled the estimating of the pond actual hydraulic retention time around 4.5 days for a daily average flow of approximately 216 l/s. The volumetric organic loading of 86,45 g BOD₅/m³.d has been determined. The study carried out in this system showed that the deep anaerobic pond performance was typically the same of those of conventional anaerobic ponds treating domestic wastewater, because the treatment process based on the anaerobic digestion does not seem to be affected by the depth of the reactor. The experience of adaptating a deactivated quarry as anaerobic pond has been proved as satisfactory, although its effluent does not yet comply with the requirements for discharge into receiving water bodies. Thus, since the area which the pond is located in, has other quarries that are being deactivated, it is possible to plan the adaptation of other treatment units, subsequently to the anaerobic pond studied herein.

ÍNDICE

LISTA DE FIGURAS.....	I
LISTA DE TABELAS.....	VII
CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO.....	1
CAPÍTULO 2 – REVISÃO DE LITERATURA.....	3
2.1 – Lagoas de Estabilização.....	3
2.1.1 – Introdução.....	3
2.1.2 – Lagoas como ecossistemas aquáticos.....	3
2.1.3 – Vantagens de sistemas de lagoas.....	5
2.1.4 – Desvantagens de sistemas de lagoas.....	5
2.1.5 – Custos do sistema de lagoas.....	6
2.2 – Mecanismos de tratamento em lagoas de estabilização.....	6
2.2.1 – Digestão anaeróbia da matéria orgânica.....	7
2.2.1.1 – Hidrólise.....	8
2.2.1.2 – Acidogênese.....	8
2.2.1.1 – Acetogênese.....	9
2.2.1.1 – Metanogênese.....	9
2.3 – Classificação de lagoas de estabilização.....	10
2.4 – Lagoas anaeróbias.....	11
2.4.1 – Vantagens e desvantagens de lagoas anaeróbias.....	11
2.4.2 – Fatores abióticos relevantes e aspectos de projeto nas lagoas anaeróbias.....	12
2.4.3 – Dimensionamento de lagoas anaeróbias.....	13

2.4.4 – Concepção de projeto de lagoas anaeróbias.....	14
2.5 – Vazão dos esgotos domésticos.....	15
2.5.1 – Medição de vazão.....	17
2.6 – Breve histórico sobre o esgotamento sanitário da cidade de João Pessoa.....	18
CAPÍTULO 3 – MATERIAIS E MÉTODOS.....	22
3.1 – Local e período do estudo.....	22
3.2 – Análises realizadas.....	23
3.3 – Descrição do Sistema.....	23
3.3.1 – Esgotamento sanitário da cidade de João Pessoa.....	23
3.3.2 – Características do sistema.....	24
3.4 – Procedimento para coleta e preservação das amostras.....	28
3.5 – Variáveis analisadas.....	29
3.6 – Medições de vazão.....	30
3.7 – Análise Estatística.....	30
CAPÍTULO 4 – APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS.....	32
4.1 – Dados de vazão.....	32
4.1.1 – Vazão média diária para a totalidade do período estudado.....	36

4.1.2 –Variação das vazões médias diárias no período de monitoração do afluente.....	37
4.1.3 – Vazão média horária.....	41
4.1.4 – Comportamento da vazão para cada dia particular da semana.....	43
4.2 – Análises estatísticas descritiva das variáveis físico-químicas e biológicas das amostras analisadas.....	52
4.2.1 – pH e temperatura.....	52
4.2.2 – Condutividade elétrica e alcalinidade total.....	55
4.2.3 – DBO ₅ e DQO.....	55
4.2.4 – Sólidos suspensos.....	58
4.2.5 – Coliformes Termotolerantes.....	60
4.3 – Análise de correlação das variáveis físico-químicas e biológicas das amostras analisadas.....	61
4.4 – Perfil 24 horas.....	65
CAPÍTULO 5 – DISCUSSÃO.....	72
5.1 –Sobre a profundidade da lagoa anaeróbia da Pedreira nº 7.....	72
5.2 – Sobre o desempenho da lagoa anaeróbia profunda da Pedreira nº 7.....	74
5.3 – Sobre o lançamento do efluente no estuário do Rio Paraíba.....	75
5.4 – Perspectivas.....	77
CAPÍTULO 6 – CONCLUSÃO.....	78
CAPÍTULO 7 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	79

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 1 – Introdução

Capítulo 2 – Revisão de Literatura

Figura 2.1 – Representação esquemática da digestão anaeróbia.....	9
Figura 2.2 – Vista aérea dos Tanques dos Esses.....	19
Figura 2.3 – Área da ETE do Baixo Paraíba.....	19
Figura 2.4 – Mapa de localização dos Pólos de Tratamento da cidade de João Pessoa.....	21

Capítulo 3 – Materiais e Métodos

Figura 3.1 – Representação esquemática da Lagoa do Róger.....	22
Figura 3.2 – Representação esquemática do esgotamento sanitário da cidade de João Pessoa.....	24
Figura 3.3 – Caixa de areia e grade de barras mecanizadas.....	25
Figura 3.4 – Vista da lagoa antes do funcionamento.....	26
Figura 3.5 – Detalhe do dispositivo de entrada da lagoa anaeróbia.....	26
Figura 3.6-Vertedor de saída da lagoa anaeróbia.....	27
Figura 3.7 – Vista geral da lagoa.....	27
Figura 3.8 – Vista da superfície da lagoa anaeróbia próximo à entrada.....	28

Capítulo 4 – Apresentação e Análise dos Resultados

Figura 4.1- Variação de vazão observada na monitoração do afluente da lagoa do Róger, João Pessoa (PB), no período de 16/10 a 14/11/2003.....	38
Figura 4.2 - Variação horária de vazão no afluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger.....	41
Figura 4.3 – Variação de vazão observada na monitoração do afluente da Lagoa do Róger, João Pessoa (PB), nas segundas-feiras, no período de 20/10/03 a 10/11/03.....	46
Figura 4.4 – Variação de vazão observada no afluente da Lagoa do Róger, João Pessoa (PB), nas terças-feiras, no período de 21/10/03 a 11/11/03.....	46
Figura 4.5 – Variação de vazão observada no monitoramento do afluente da Lagoa do Róger, João Pessoa (PB), nas quartas-feiras, no período de 22/10/03 a 12/11/03.....	47
Figura 4.6 – Variação de vazão observada no monitoramento do afluente da Lagoa do Roger, João Pessoa (PB), nas quintas-feiras, no período de 16/10/03 a 13/11/03.	47
Figura 4.7 – Variação de vazão observada no monitoramento do afluente da Lagoa do Roger, João Pessoa (PB), nas sextas-feiras, no período de 17/10/03 a 14/11/03.....	48
Figura 4.8 – Variação de vazão observada no monitoramento do afluente da Lagoa do Roger, João Pessoa (PB), nos sábados, no período de 18/10/03 a 08/11/03.	48

- Figura 4.9 – Variação de vazão observada no monitoramento do afluente da Lagoa do Roger, João Pessoa (PB), nos domingos, no período de 19/10/03 a 09/11/03.....49
- Figura 4.10 – Curva da variação de vazão média horária de cada dia da semana e a média das variações observadas no período de monitoração do afluente da Lagoa do Róger em João Pessoa (PB), no período de 16/10/03 a 14/11/03.49
- Figura 4.11 – Média das vazões médias de cada dia particular da semana observada na monitoração do afluente da Lagoa do Róger, João Pessoa (PB), no período de 16/10/03 a 14/11/03.....50
- Figura 4.12 - Curva das médias das vazões médias horárias de cada dia particular da semana e curva das vazões médias horárias no afluente da ETE do Róger.51
- Figura 4.13 – Variação dos valores de pH obtidos na monitoração do esgoto bruto e do efluente da Lagoa do Róger, João Pessoa (PB), no período de fevereiro a outubro de 2003.....54
- Figura 4.14 – Variação das medidas de temperatura obtidas na monitoração do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia profunda da ETE do Róger, João Pessoa (PB), no período de fevereiro a outubro de 2003.....54
- Figura 4.15 – Variação dos valores de condutividade elétrica obtidos na monitoração do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, João Pessoa (PB), no período de fevereiro a outubro de 2003.....56
- Figura 4.16 – Variação dos valores de alcalinidade total obtidos na monitoração do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da

ETE do Roger, João Pessoa (PB), no período de fevereiro a outubro de 2003.....	56
Figura 4.17 – Variação de DBO ₅ no esgoto bruto e no efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, João Pessoa (PB), no período de fevereiro a outubro de 2003.....	56
Figura 4.18 – Variação de DQO no esgoto bruto e no efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, João Pessoa (PB), no período de fevereiro a outubro de 2003.....	57
Figura 4.19 – Variação dos sólidos suspensos totais no esgoto bruto e no efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, João Pessoa (PB), de fevereiro a outubro de 2003.....	58
Figura 4.20 – Variação de sólidos suspensos voláteis no esgoto bruto e no efluente na lagoa anaeróbia da ETE do Roger, João Pessoa (PB), no período de fevereiro a outubro de 2003.....	59
Figura 4.21 – Variação de sólidos suspensos fixos no esgoto bruto e no efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, João Pessoa (PB), no período de fevereiro a outubro de 2003.....	59
Figura 4.22 – Variação de Coliformes termotolerantes na monitoração do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, João Pessoa (PB), no período de fevereiro a outubro de 2003.....	60
Figura 4.23 – Variação no ciclo diário de pH do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, João Pessoa (PB), em julho de 2003.....	69

- Figura 4.24 – Variação no ciclo diário de pH do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, João Pessoa (PB), em novembro de 2003.....69
- Figura 4.25 – Variação no ciclo diário de alcalinidade total do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, João Pessoa (PB), em julho de 2003.....70
- Figura 4.26 – Variação no ciclo diário de alcalinidade total do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, João Pessoa (PB), em novembro de 2003.....70
- Figura 4.27 – Variação diária de condutividade elétrica do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, João Pessoa (PB), em julho de 2003.....71
- Figura 4.28 – Variação diária de condutividade elétrica do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, João Pessoa (PB), em novembro de 2003.....71
- Figura 4.29 – Variação diária de DQO do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, João Pessoa (PB), em julho de 2003.....72
- Figura 4.30 – Variação diária de DQO do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, João Pessoa (PB), em novembro de 2003.....72
- Figura 4.31 – Variação diária de DBO₅ do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, João Pessoa (PB), em julho de 2003.....73

- Figura 4.32 – Variação diária de DBO_5 do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, João Pessoa (PB), em novembro de 2003.....73
- Figura 4.33 – Variação no ciclo diário de coliformes termotolerantes do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, João Pessoa (PB), em julho de 2003.....74
- Figura 4.34 – Variação no ciclo diário de coliformes termotolerantes do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, João Pessoa (PB), em novembro de 2003.....74
- Figura 4.35 – Variação no ciclo diário de temperatura do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, João Pessoa (PB), em julho de 2003.....75
- Figura 4.36 – Variação no ciclo diário de temperatura do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, João Pessoa (PB), em novembro de 2003.....75
- Figura 4.37 – Variação diária de sólidos suspensos totais do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, João Pessoa (PB), em julho de 2003.....76
- Figura 4.38 – Variação diária de sólidos suspensos totais do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, João Pessoa (PB), em novembro de 2003.....76

Capítulo 5 – Discussão

Capítulo 6 – Conclusões

Capítulo 7 – Referências Bibliográficas

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1 – Introdução

Capítulo 2 – Revisão de Literatura

Capítulo 3 – Materiais e Métodos

Tabela 3.1 – Parâmetros físicos, químicos e biológicos analisados nas amostras.....	29
---	----

Capítulo 4 – Apresentação e Análise dos Resultados

Tabela 4.1 – Monitoração de vazão afluyente (l/s) da ETE do Roger, entre 16/10 e 14/11/2003.....	33
Tabela 4.2 – Resumo da análise de variância ANOVA (fator único) para todos os dados de vazões analisados no período de 16/10/2004 a 14/11/2004.....	37
Tabela 4.3 – Dados médios diários de vazão e dados de precipitação total diária observados na ETE do Róger, no período da monitoração (16/10 a 14/11/2003).	39
Tabela 4.4 – Parâmetros estatísticos descritivos para cada dia de monitoração.....	45
Tabela 4.5 – Parâmetros estatísticos descritivos das vazões horárias (l/s) no ciclo diário.....	42

Tabela 4.6 – Resumo da análise de variância ANOVA (fator único) para todas as vazões horárias analisadas no período de 16/10/2004 a 14/11/2004.....43

Tabela 4.7 – Vazão média horária para cada dia particular da semana em l/s.....45

Tabela 4.8 – Resumo da análise de variância ANOVA (fator único) para as vazões analisadas para cada dia particular da semana.....51

Tabela 4.9 – Análise estatística descritiva das variáveis físico-químicas e biológicas determinadas no esgoto bruto (EB) e no efluente (EF) da lagoa anaeróbia profunda da ETE do Róger, João Pessoa, PB.....53

Tabela 4.10 - Matriz de correlação das variáveis analisadas para o esgoto bruto.....63

Tabela 4.11 - Matriz de correlação das variáveis analisadas para o efluente.....64

Tabela 4.12 - Medidas das variáveis obtidas no perfil realizado no esgoto bruto (EB) e no efluente da lagoa anaeróbia (EF) em julho de 2003 na ETE do Róger, João Pessoa, PB.....67

Tabela 4.13 - Medidas das variáveis obtidas no perfil realizado no esgoto bruto (EB) e no efluente da lagoa anaeróbia (EF), em novembro de 2003, na ETE do Róger, João Pessoa, PB.....68

Capítulo 5 – Discussão

Capítulo 6 – Conclusões

Capítulo 7 – Referências Bibliográficas

1. Introdução

O crescimento desordenado dos grandes centros urbanos tem se constituído como fator de desequilíbrio na relação homem e meio ambiente, devido aos impactos da ação humana que, sem uma política de gestão prévia do espaço geográfico, produz graves processos de deterioração do meio ambiente. O esgoto é um elemento importante da construção dessa política de gestão do espaço cuja implementação e expansão devem ser apoiadas por medidas integradas que venham garantir a proteção ao meio ambiente.

O crescente aumento da produção de esgotos nas cidades, associado à falta de infra-estrutura adequada ao seu esgotamento, tem gerado graves problemas sanitários e o freqüente hábito de utilizar corpos receptores para o lançamento de águas residuárias brutas não se enquadra como solução sanitária adequada. Assim, o tratamento de esgotos reveste-se de uma relevância muito grande do ponto de vista da Saúde Pública e contribui para uma utilização mais sustentável dos recursos naturais, especialmente os recursos hídricos.

O tratamento de esgotos tem como finalidade básica a modificação de suas características indesejáveis para que o mesmo possa ser lançado em corpos receptores ou reusado, em conformidade com padrões sanitários e ambientais estabelecidos pelos órgãos de fiscalização e controle. Os sistemas de lagoas de estabilização são ecossistemas que foram desenvolvidos com o objetivo de tratar águas residuárias com alta eficiência na remoção de matéria orgânica e organismos patogênicos, possuindo

capacidade de suportar cargas orgânicas e hidráulicas de choque, produzindo efluentes de boa qualidade a um baixo custo de implantação, operação e manutenção. Deve ser ressaltada a vantagem desses ecossistemas construídos poderem ser associados a ecossistemas naturais em programas e projetos de preservação ambiental.

As lagoas anaeróbias são reconhecidas por remover grande parte do material orgânico presente nas águas residuárias, com a utilização de áreas relativamente pequenas, em decorrência de serem projetadas com elevadas cargas orgânicas volumétricas. Diante dessas características e da necessidade de reaproveitamento de uma área degradada pela exploração de calcário, foi feita a adaptação de uma lagoa anaeróbia profunda (8 m) numa pedreira desativada (Pedreira nº 7), na Bacia do Baixo Paraíba, no bairro do Róger, na Grande João Pessoa.

O presente trabalho tem como objetivo avaliar o desempenho operacional da lagoa anaeróbia profunda da Pedreira nº 7, através da monitoração, no afluente e efluente, das variáveis físico-químicas pH, DBO₅, DQO, Temperatura, Sólidos Suspensos, Condutividade, Alcalinidade e Coliformes Termotolerantes, como indicadores de contaminação fecal, além de estudar a variabilidade de vazões afluentes.

O trabalho, ora apresentado, está dividido em 7 capítulos, assim distribuídos:

O Capítulo 1 introduz e ressalta a importância do tratamento de esgotos e o uso de lagoas de estabilização, como sistemas de tratamento de grande eficiência e baixo custo e apresenta o objetivo do trabalho.

O Capítulo 2 faz uma revisão de literatura a respeito de lagoas como ecossistemas construídos, com destaque para o funcionamento de lagoas anaeróbias.

O Capítulo 3 dedica-se à apresentação dos materiais e métodos utilizados durante a pesquisa.

O Capítulo 4 apresenta e analisa os resultados obtidos na monitoração da lagoa em estudo.

No Capítulo 5 são discutidos os resultados obtidos e analisado o estado da classificação das águas do estuário do Rio Paraíba no qual é lançado o efluente da lagoa anaeróbia.

O Capítulo 6 expõe de forma pragmática, as conclusões alcançadas.

O Capítulo 7 é constituído pelas referências bibliográficas.

2.Revisão de Literatura

2.1– Lagoas de estabilização

2.1.1 – Introdução

Tradicionalmente, lagoas de estabilização têm sido definidas como grandes reservatórios com pequena profundidade, geralmente limitados por diques de terra ou paredes de contenção, os quais recebem águas residuárias brutas ou parcialmente tratadas e têm como uma de suas finalidades principais a estabilização da matéria orgânica biodegradável (proteínas, carboidratos e gorduras), através de processos naturais, baseados na atividade microbiana envolvendo, principalmente, a ação de bactérias (Mara, 1976, Silva, 1982). Nesse contexto, visa-se fundamentalmente a remoção de poluentes, especialmente a matéria orgânica biodegradável. Esta é uma visão particular da Engenharia Sanitária sobre tão importantes ecossistemas.

2.1.2 – Lagoas como ecossistemas aquáticos

Modernamente, torna-se imperiosa uma abordagem mais ecológica das lagoas de estabilização. Assim, podem ser definidas como ecossistemas aquáticos lênticos submetidos a um elevado nível de eutrofização, sustentando populações autótrofas e heterótrofas que promovem uma ampla série de processos naturais de transformação de materiais, entre os quais merecem destaque a cadeia de decomposição do material orgânico e a assimilação dos sais inorgânicos. Nesse complexo ecossistema, o grande número de interações entre as diversas populações de microrganismos determina

mudanças nos fatores abióticos e bióticos, definindo o controle (homeostase) dessas populações. Entre os primeiros, devem ser destacados a dependência do metabolismo bacteriano com relação à temperatura e o efeito do pH no comportamento microbiano, sobre os nutrientes disponíveis para a comunidade, bem como, na toxicidade de espécies químicas para diversas populações. Muito relevante é o papel que a radiação solar desempenha, uma vez que, dentro de uma determinada faixa, promove o desenvolvimento elevado de algas, cianobactérias e outros organismos fotossintetizantes, como aqueles ligados ao ciclo do enxofre. A literatura (James, 1987, de Oliveira, 1990, Curtis *et al.*, 1992) tem se referido aos conjuntos desses fatores que exercem controle sobre a população de Coliformes Termotolerantes, os quais têm alta relevância no âmbito do tratamento de águas residuárias como indicadores de contaminação fecal. O pH elevado tem sido o fator abiótico mais freqüentemente citado como responsável pela maior eliminação de Coliformes Termotolerantes, desde o trabalho de Parhad e Rao (1974). O oxigênio dissolvido elevado, o efeito da radiação solar (Moeller e Calkins, 1980) e a temperatura têm sido enfatizados, de modo isolado ou atuando sinergisticamente com outros fatores (Curtis *et al.*, 1992, Pearson *et al.*, 1987), como importantes fatores ambientais no decaimento desses organismos. As relações simbióticas desarmônicas, citadas como relevantes no controle da população de Coliformes Termotolerantes, são o parasitismo de colifagos, o predatismo por protozoários, o amensalismo caracterizado pela produção de substâncias tóxicas por cianobactérias e a competição por matéria orgânica e nutrientes minerais. O tempo de exposição desses microrganismos ao ambiente inóspito fora do corpo dos seres humanos e de outros animais homeotérmicos é o fator que pode ser usado para resumir a diversidade dos fatores ecológicos que constituem ou não a resistência dos Coliformes Termotolerantes às condições geradas nos sistemas de lagoas de estabilização.

A relação simbiótica mutualística entre bactérias e o fitoplâncton é, sem dúvida, uma importante relação ecológica que é estabelecida na zona eufótica da massa líquida das lagoas de estabilização, produzindo saldos positivos de oxigênio dissolvido, capazes de superar os níveis de saturação.

Outros fatores como profundidade, fluxo hidráulico e carga orgânica são fundamentais entre as causas de alterações ambientais possíveis de ocorrer as quais, portanto, afetam a constituição dos elementos do ecossistema (biótopo e biocenose). A carga orgânica constitui-se no parâmetro básico na classificação das lagoas de estabilização.

É importante lembrar que as lagoas de estabilização procuram reproduzir os fenômenos observados na natureza e, portanto, são reconhecidas por causarem um menor impacto ao meio ambiente.

2.1.3 – Vantagens de sistemas de lagoas

Entre as principais vantagens de sistemas de lagoas de estabilização no tratamento de águas residuárias, Mara (1976), Silva (1982), Arthur (1983), Mara e Pearson (1986) e Pearson (1987) relatam:

- Elevada eficiência na remoção de DBO₅ e organismos fecais (bactérias, vírus, protozoários e helmintos). Na remoção de coliformes fecais, tem sido alcançado até 99,99 % de eficiência em lagoas em série;
- Capacidade para suportar sobrecargas hidráulicas ou orgânicas, como também absorver concentração de metais pesados, particularmente o ferro, através de reações espontâneas com o sulfeto;
- Simplicidade de construção, operação e manutenção do sistema;
- O não consumo de energia elétrica uma vez que utilizam a radiação solar e as reações químicas como fonte de energia;
- Baixo custo de construção, operação e manutenção fazendo com que as lagoas de estabilização sejam citadas como o sistema de tratamento de água residuária mais barato.

2.1.4 – Desvantagens de sistemas de lagoas

As principais desvantagens de sistemas de lagoas de estabilização, citadas por de Oliveira (1990), são a necessidade de grandes áreas para construção e a remoção somente razoável de sólidos suspensos. Na discussão sobre a primeira dessas desvantagens tem sido lembrado que, nas regiões tropicais e subtropicais, o clima favorável e a existência de áreas de terra baratas têm contribuído para a implantação de sistemas de lagoas de estabilização por um baixo custo. Mesmo em países ricos do hemisfério norte tem sido demonstrado que, uma vez empregados para a instalação de lagoas, os terrenos tendem a ser valorizados (Mara, 1976, Arthur, 1983), o que contribui para a redução do impacto do custo inicial de aquisição da área de terreno. Os sólidos suspensos, presentes em excesso no efluente de sistemas de lagoas de estabilização,

correspondem, em sua maioria, à biomassa do fitoplâncton que se forma nas lagoas facultativas e de maturação. Segundo Gloyna & Tischler (1981), citados por de Oliveira (1990), a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América (Environmental Protection Agency, EPA), reconhece que os sólidos devido a algas vivas têm características diferentes dos sólidos presentes no esgoto bruto ou em efluentes de outros processos de tratamento. Essa percepção contribuiu para que em sua Diretiva 271/91, o Conselho das Comunidades Europeias (EEC, 1991) viesse a admitir, no caso de lagoas, concentrações de sólidos em suspensão de até 150 mg/l desde que a DBO₅ filtrada não seja superior a 25 mg/l e a DQO filtrada máxima seja de 125 mg/l.

O projeto de lagoas em série, além de todas as conhecidas vantagens em termos do aumento de eficiência operacional associado ao maior controle do fluxo hidráulico, tende a produzir efluentes com concentrações mais reduzidas de SS, em virtude dos sucessivos estágios da série, especialmente nas lagoas de maturação, as quais agem seletivamente sobre a comunidade fitoplanctônica, permitindo uma biomassa sucessivamente menor associada a uma diversidade progressivamente maior (Silva, 1982; Oliveira, 1990).

2.1.5 – Custos de sistemas de lagoas

Os custos das lagoas de estabilização são bastante competitivos, desde que o valor do terreno e/ou a necessidade de movimento de terra não sejam excessivos. A construção é simples, envolvendo principalmente movimento de terra, e os custos operacionais são desprezíveis em comparação com outros métodos de tratamento. A eficiência do sistema é usualmente satisfatória, podendo chegar a níveis comparáveis à da maior parte dos tratamentos secundários.

2.2- Mecanismos de tratamento em lagoas de estabilização

De acordo com a literatura (Arthur, 1983; Oliveira, 1990) os principais mecanismos de tratamento de águas residuárias que ocorrem nos ecossistemas formados por lagoas de estabilização são:

- o efeito reservatório, que expressa a capacidade de diluição da lagoa e que permite a absorção de cargas de choque hidráulicas e orgânicas;
- a sedimentação primária, que é responsável pela remoção de sólidos suspensos sedimentáveis;

- a biodegradação de compostos orgânicos, ou seja, por oxidação aeróbia ou por digestão anaeróbia.

2.2.1 – Digestão anaeróbia da matéria orgânica

Em lagoas anaeróbias o processo predominante é o da digestão anaeróbia que consiste na transformação da matéria orgânica biodegradável em metano e dióxido de carbono, liberando, na solução aquosa, subprodutos como amônia e sulfetos. A decomposição anaeróbia é um processo biológico que envolve diversos tipos de microrganismos e ocorre na ausência de oxigênio molecular, com cada grupo realizando uma etapa específica, na transformação de compostos orgânicos complexos em produtos simples (CH_4 e CO_2). Podem ser caracterizadas quatro fases subseqüentes na digestão anaeróbia: hidrólise, acidogênese, acetogênese e a metanogênese (Van Haandel e Lettinga, 1994).

Na decomposição bioquímica da matéria orgânica, dois grupos de bactérias trabalham harmonicamente para realizarem a conversão da matéria orgânica. Os organismos saprófitos conduzem a degradação para o estágio ácido e, então, as bactérias metanogênicas completam a conversão em metano e dióxido de carbono. Quando a população de bactérias metanogênicas é suficiente e as condições são favoráveis, elas utilizam os produtos finais das saprófitas tão rapidamente quanto estas o produzem. Desta maneira, ácidos não são acumulados e, sendo mantidas as condições de tamponação, o pH permanece em níveis favoráveis às bactérias metanogênicas. Estes ácidos são chamados de ácidos voláteis porque eles podem ser destilados sob pressão atmosférica. O acúmulo desses ácidos pode ter um efeito desastroso sobre a digestão anaeróbia se a capacidade de tamponação for extrapolada e o pH descer para níveis desfavoráveis (Sawyer et al., 1994).

As bactérias metanogênicas são comumente encontradas na natureza e algumas são freqüentes nos esgotos domésticos e em lodos obtidos deles. Entretanto, sua população é pequena e seu crescimento é lento em comparação com as bactérias saprófitas. Essa diferença é a causa dos problemas encontrados no início de processos em reatores de digestão anaeróbia. Em esgotos com insuficiente capacidade de tamponação, submetidos à digestão anaeróbia, os ácidos voláteis são produzidos em uma velocidade superior à capacidade de consumo das bactérias metanogênicas presentes, de modo que o tampão é rapidamente consumido e a presença de ácidos orgânicos livres faz o pH diminuir. Assim, para valores de pH inferiores a 6,5, a ação de

bactérias metanogênicas fica seriamente prejudicada, enquanto que, as bactérias saprófitas só sofrem inibição para valores inferiores a 5,0.

A manutenção satisfatória do equilíbrio entre as bactérias saprófitas e as bactérias metanogênicas determina o sucesso na operação das unidades de digestão anaeróbia. Os organismos metanogênicos são mais sensíveis a mudanças de pH e temperatura que os saprófitos. Assim, inibições causadas por um desses fatores ocasionam a diminuição da taxa de utilização de ácidos voláteis e, conseqüentemente, ocorre o acúmulo destes no sistema. O aparecimento dessas condições desfavoráveis pode ser detectado na monitoração de rotina do reator a qual envolve medições das concentrações de ácidos voláteis e da alcalinidade, mas, fundamentalmente do pH.

O processo de digestão anaeróbia do material orgânico, representado esquematicamente na Figura 2.1, pode ser resumido em quatro passos principais (van Haandel e Lettinga, 1994; van Haandel e Marais, 1999):

2.2.1.1 – Hidrólise

A etapa da hidrólise é, geralmente, considerada como etapa limitante na qual as bactérias fermentativas, através da ação de exo-enzimas, convertem o material orgânico particulado em compostos dissolvidos de menor peso molecular. As proteínas são degradadas através de polipeptídios para formarem aminoácidos; os carboidratos transformam-se em açúcares solúveis (mono e dissacarídeos) e os lipídios são convertidos em ácidos de cadeia longa (C_{15} a C_{17}) e glicerina.

2.2.1.2 – Acidogênese

É a etapa na qual os compostos dissolvidos, gerados no processo de hidrólise, são absorvidos nas células das bactérias fermentativas para, mais tarde, serem excretados como substâncias orgânicas simples (ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido lático e compostos minerais). A acidogênese é realizada por um grupo diversificado de bactérias, dentre as quais a maioria é constituída de bactérias anaeróbias obrigatórias. Entretanto, algumas espécies são facultativas e metabolizam o material orgânico pela via oxidativa.

2.2.1.3 – Acetogênese

Consiste na etapa de conversão dos produtos da acidogênese em compostos que formam substratos para a produção de metano (acetato, hidrogênio e dióxido de carbono).

2.2.1.4 – Metanogênese

Os produtos da fermentação ácida, em particular o ácido acético, são convertidos em produtos estáveis (metano e dióxido de carbono). Nesta etapa, atuam dois grupos de bactérias, as acetotróficas e as hidrogenotróficas. As primeiras produzem setenta por cento do metano, a partir da redução do ácido acético e as últimas, trinta por cento, a partir da redução do dióxido de carbono, de acordo com as seguintes reações catabólicas:

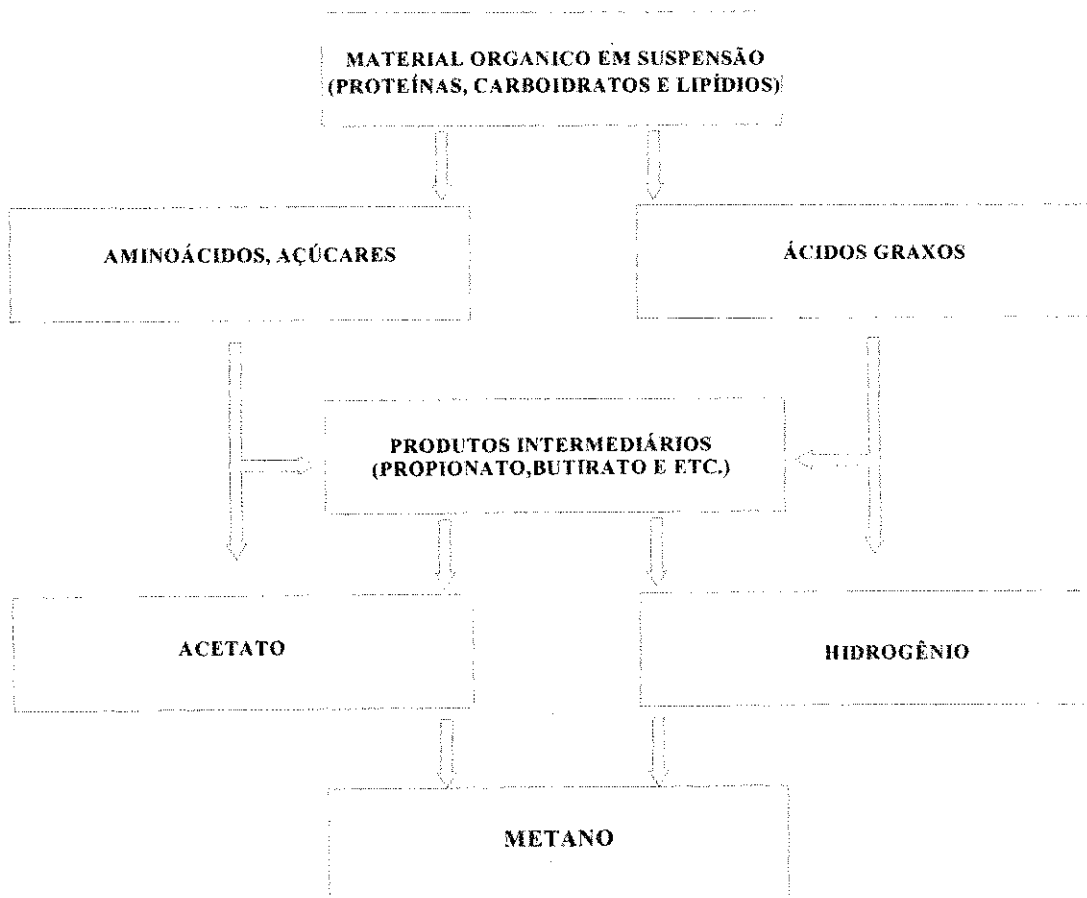
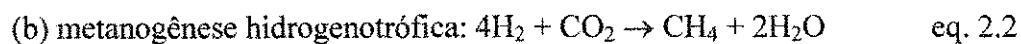


Figura 2.1 – Representação esquemática da digestão anaeróbia

Para uma compreensão mais simples do processo, as três primeiras etapas da digestão anaeróbia podem ser enquadradas numa única fase chamada de fermentação ácida, e a quarta pode ser chamada de fermentação metanogênica. Esta fase é considerada limitante devido à sensibilidade das bactérias metanogênicas a baixas temperaturas, alterações na alcalinidade e pH, presença de metais pesados e detergentes e altas concentrações de nitrogênio amoniacal e sulfetos.

2.3 – Classificação de lagoas de estabilização

A classificação das lagoas de estabilização baseia-se na carga orgânica aplicada e, conseqüentemente, na predominância do tipo de processo bioquímico ou metabolismo (oxidação aeróbia e digestão anaeróbia) pelo qual o material orgânico é degradado. Assim, os principais tipos de lagoas são: anaeróbias, facultativas e de maturação.

As lagoas facultativas podem ser classificadas como lagoas facultativas primárias, que recebem esgoto bruto, e lagoas facultativas secundárias, que recebem efluentes de lagoas anaeróbias, tanques sépticos, ou tanques de sedimentação convencionais (Ellis, 1983). Nestas lagoas coexistem dois processos de estabilização da matéria orgânica: oxidação aeróbia na zona superior aeróbia e digestão anaeróbia, que ocorre na zona inferior. Uma característica importante é a relação simbiótica mutualística entre algas e bactérias que ocorre na zona eufótica. Esses reatores apresentam, normalmente, uma profundidade entre 1,0 e 2,0 m, sendo mais comumente usado 1,5 m.

As lagoas de maturação recebem efluentes de outras unidades de tratamento, comumente lagoas facultativas, e têm como principal função a remoção de organismos patogênicos. Sua profundidade pode ser igual às das lagoas facultativas às quais estão associadas, variando entre 1,0 e 2,0 m (Mara e Pearson, 1986). As cargas orgânicas aplicadas às lagoas de maturação são, geralmente, muito baixas (normalmente menores que 100kgDBO₅/ha.d), sendo essas lagoas predominantemente aeróbias. O teor de DBO₅ da massa líquida pode atingir valores bem mais baixos que 25 mg/l. As lagoas de maturação apresentam uma elevada eficiência na redução de microrganismos. Segundo Mara & Silva (1979), uma série de lagoas adequadamente projetada com lagoas de maturação pode alcançar uma redução de 99,999% das bactérias indicadoras de contaminação fecal.

No presente trabalho serão abordadas, em maior profundidade, as lagoas anaeróbias e os seus mecanismos de tratamento.

2.4 – Lagoas anaeróbias

As lagoas anaeróbias são ecossistemas com características ecológicas próprias, predominantemente isentos de oxigênio dissolvido e populações de microrganismos adequadas à degradação da matéria orgânica pelo processo de digestão anaeróbia. São unidades de tratamento secundário projetadas para receber uma carga orgânica suficientemente alta para que não exista oxigênio dissolvido na massa líquida. O seu uso pode contribuir significativamente para a diminuição da área ocupada por uma série de lagoas de estabilização, já que grande parte do material orgânico biodegradável é nela removida.

2.4.1 – Vantagens e desvantagens de lagoas anaeróbias

As vantagens da utilização de lagoas anaeróbias estão diretamente relacionadas à economia de terreno, à diminuição da camada de lodo na lagoa subsequente da série e, principalmente, à eficiência de remoção da DBO₅. Silva (1982) obteve remoções de DBO₅ variando de 68 a 75%, com tempos de detenção hidráulica (TDH) de 2 a 6,8 dias e temperatura média do efluente de 24,8 a 26,0 °C, em três lagoas anaeróbias, com profundidade de 1,25 m, pertencentes a três diferentes séries de lagoas de estabilização (Sistema I, experimentos 01, 02 e 03). De Oliveira (1990), operando um sistema de lagoas profundas (2,20 m), com dois experimentos, obteve remoção de DBO₅ de 51,3%, numa lagoa anaeróbia, com tempo de detenção de 5 dias e de 50,4%, noutra lagoa, com TDH de 8 dias. De um modo geral, a literatura (WHO, 1987; Almeida, 2000), admite remoção de DBO na faixa de 40 a 60 %, dependendo da temperatura e do tempo de detenção.

A maior desvantagem das lagoas anaeróbias é a emissão de odor causado, principalmente, pela liberação do gás sulfídrico (H₂S), que é proveniente da redução dissimilatória de sulfato, basicamente uma reação de respiração anaeróbia promovida por vários gêneros de bactérias, entre os quais *Desulfovibrio*, na qual o radical sulfato é o aceptor final de elétrons, quando a matéria orgânica é oxidada (Ferreira, 1988; de Oliveira, 1990; Silva, 1999) além de outras espécies malcheirosas. Um outro aspecto desvantajoso das lagoas anaeróbias, especialmente do ponto de vista da operação e manutenção, é a grande acumulação de lodo. As lagoas anaeróbias acumulam maiores

quantidades de lodo que as demais lagoas e, segundo Leite (1986), a taxa de acumulação média de lodo em lagoas anaeróbias tratando esgotos domésticos, no Nordeste do Brasil, é de 0,035 m³/hab.ano, sendo a freqüência de sua remoção inversamente relacionada ao tempo de detenção hidráulica.

2.4.2 – Fatores abióticos relevantes e aspectos de projeto nas lagoas anaeróbias

Nas lagoas anaeróbias o equilíbrio entre acidogênese e metanogênese é favorecido por concentração nula de oxigênio, temperatura superior a 15°C e pH > 6 (Mara, 1976).

As lagoas anaeróbias convencionais têm profundidade entre 2 e 5m (Mara e Pearson, 1987). Isto contribui para impedir a difusão de oxigênio produzido na camada mais superficial ou proveniente da reaeração natural através da interface água-ar, para as demais camadas, sendo, assim, mantidas as condições anaeróbias. Lagoas anaeróbias mais profundas podem correr o risco de estratificação durante períodos de clima quente, o que dificulta estabelecer a temperatura média do sistema. Entretanto, como esse reator anaeróbio deve ser dimensionado para as condições de inverno, em especial em regiões de clima temperado, quando a temperatura média do fundo é usualmente maior que a da superfície, problemas causados por estratificação térmica em lagoas anaeróbias assumem importância secundária.

A temperatura do meio tem grande influência nas taxas de reprodução dos microrganismos e, conseqüentemente, na estabilização da matéria orgânica, o que faz com que locais de clima favorável com temperatura elevada, como no Brasil, se tornem propícios para o bom funcionamento deste tipo de lagoa de estabilização. A atividade biológica máxima ocorre durante o verão, quando a temperatura das lagoas pode atingir valores da ordem de 30° C, situando-se na faixa mesofílica, melhor para o desempenho da digestão anaeróbia. Ellis (1983) afirma que “lagoas anaeróbias são um fenômeno tropical”, em vista das excelentes condições climáticas que, nos trópicos, favorecem o funcionamento do processo anaeróbio.

O tempo de detenção hidráulica para estas lagoas, segundo Pearson (1987), situa-se na faixa de 2 a 3 dias e de acordo com Mara (1976) é de 2 a 5 dias. Essas faixas são recomendações de projeto que visam tanto uma boa eficiência de tratamento como operação e manutenção satisfatórias dos sistemas em escala real. Embora lagoas anaeróbias tratando esgotos domésticos possam funcionar bem, num ciclo operacional

curto, com tempos de detenção hidráulica até inferiores a um dia, a frequência de remoção de lodo tende a aumentar muito. Grandes unidades, providas de dispositivo (draga) para remoção mecânica contínua de lodo, podem, no entanto, ser projetadas com períodos de detenção hidráulica menores.

O conjunto dos fatores abióticos e as características especiais de projeto das lagoas anaeróbias favorecem o desenvolvimento de uma comunidade microbiana muito diversa, que inclui bactérias redutoras e oxidativas de importância nos ciclos biogeoquímicos, notadamente o ciclo do enxofre, além das bactérias responsáveis pela degradação da matéria orgânica. De acordo com Ferreira (1988) e de Oliveira (1990), apoiados em ampla revisão de literatura, lagoas anaeróbias oferecem condições para o desenvolvimento tanto de bactérias redutoras de sulfato, quanto de bactérias púrpuras do enxofre.

2.4.3 - Dimensionamento de lagoas anaeróbias

No dimensionamento de lagoas anaeróbias, geralmente são utilizadas taxas de aplicação ou cargas orgânicas volumétricas. Assim, o volume da lagoa pode ser determinado pela equação:

$$V = \frac{DBO_5 \cdot Q}{\lambda_v} \quad \text{eq.2.3}$$

Onde:

V = volume da lagoa (m³);

DBO₅ = é a DBO de 5 dias do afluente (mg/l = g/m³);

Q = vazão média do afluente (m³/dia);

λ_v = taxa de aplicação volumétrica (g DBO₅/m³.dia).

Segundo a literatura mais clássica sobre lagoas anaeróbias, Mara (1976) e Silva & Mara (1979), para $\lambda_v < 100$ gDBO₅/m³.dia, torna-se difícil manter a lagoa em condições anaeróbias e, para $\lambda_v > 400$ gDBO₅/m³.dia, podem ocorrer problemas de odor. Para temperaturas acima de 20°C, propõe o uso da carga $\lambda_v = 300$ gDBO₅/m³.dia e para temperaturas entre 10 e 20°C, o uso da equação: $\lambda_v = 20T - 100$.

2.4.4 – Concepção de projeto de lagoas anaeróbias

Silva (1982), de Oliveira (1990) e outros publicaram resultados da operação de lagoas anaeróbias projetadas com cargas volumétricas inferiores a 100 gDBO₅/m³.dia, sem que tenham sido relatadas quaisquer anormalidades de funcionamento. De Oliveira (1990) chega a citar explicitamente que “...a lagoa funcionou realmente anaeróbia já que completamente desprovida de oxigênio dissolvido...”. Por outro lado, os odores, notadamente aqueles relativos ao gás sulfídrico não são devidos necessariamente à carga orgânica já que a maior contribuição desse gás é proveniente da redução dissimilatória de sulfato, o qual não é orgânico e tem mais relação com a qualidade da água de abastecimento público utilizada na formação do esgoto bem como à contribuição de infiltração para o sistema de esgotamento sanitário. Daí, algumas fontes da literatura (Pearson, 1987) sugerirem a fixação de uma concentração máxima limite para o sulfato (500 mgSO₄⁼/l).

É importante perceber que, sendo um sistema biológico, a lagoa anaeróbia não tem seu desempenho dependente exclusivamente de uma única causa, mas de uma combinação de fatores abióticos, alguns determinados pelo projeto físico, como o tempo de detenção hidráulica, a profundidade, a área, etc, outros decorrentes do clima como a temperatura, a radiação solar, os ventos e outros, decorrentes da interação da comunidade com o biótopo.

São inúmeras, por exemplo, as experiências relatadas sobre o controle de odores em reatores com altas cargas orgânicas, tratando, até mesmo, despejos industriais ricos em enxofre reduzido, com o desenvolvimento espontâneo ou intencional de populações específicas de organismos fotossintéticos anoxigênicos oxidadores dessas espécies químicas. Tal desenvolvimento é resultante da combinação de fatores ecológicos de naturezas diversas, entre os quais são destacados a concentração de sulfeto, a área da superfície de exposição à atmosfera, a temperatura, a radiação solar (intensidade e duração) e o pH.

Portanto, em Engenharia Sanitária e Ambiental, projetar significa uma tarefa complexa que deve levar em conta aspectos diversos nas áreas da Economia e da Ecologia, com vistas a atingir melhores benefícios (os mais sustentáveis) para o conjunto das populações (desde microrganismos até o homem) que interagem no espaço geográfico sob consideração.

No caso de reatores anaeróbios, há projetistas que preferem fixar, por exemplo, o tempo de detenção hidráulica que deve ser, no mínimo, igual ao necessário

para a geração das bactérias formadoras de metano que requerem de 2 a 5 dias, as de crescimento rápido, e de 20 a 30 dias, as de crescimento lento (Jordão e Pessoa, 1999). Assim, na prática do projeto de lagoas anaeróbias, a faixa de TDH de 2 a 5 dias recomendada na literatura, parece ser suficiente para o desenvolvimento da comunidade microbiana e de características hidrodinâmicas capazes de permitir idades de lodo elevadas que garantirão o bom desempenho do reator no tratamento das águas residuárias. Para muitos projetistas, no entanto, os tempos de detenção hidráulica recomendados parecem elevados e, até mesmo, antieconômicos, mas é necessário enfatizar a importante relação inversa entre o tempo de detenção hidráulica e a frequência de remoção de lodo que é um dos aspectos mais relevantes da manutenção da lagoa anaeróbia.

Para o caso de ser fixado o tempo de detenção hidráulica o volume da lagoa é estimado pela equação:

$$V = Q.tdh \quad \text{eq.2.4}$$

Onde:

V = volume da lagoa (m³);

Q = vazão média do afluente (m³/dia);

tdh = tempo de detenção hidráulica (dias).

2.5 – Vazão dos esgotos domésticos

A vazão é uma variável de grande importância que exerce influência no planejamento de sistemas de esgotamento sanitário, de diversos modos, tanto em termos de valores médios como de suas variações sazonais e no ciclo diário. Essas variações estão relacionadas ao consumo de água de abastecimento fornecido à população e com as características do sistema de esgotamento sanitário adotado. Em termos de variação, podem ser consideradas as flutuações no ciclo diário, bem como ao longo do ciclo hidrológico. Sistemas de esgotamento projetados para serem separadores absolutos freqüentemente recebem contribuições importantes de águas pluviais, especialmente no nosso meio. Períodos de precipitação intensa podem alterar o comportamento hidráulico das redes coletoras. Em alguns casos, as vazões excedem àquela adotada em projeto, levam as canalizações coletoras, interceptoras e emissárias a trabalharem a seção plena

e, muitas vezes sob pressão, recebendo considerável quantidade de areia e outros sólidos os quais podem danificar as redes coletoras.

As dimensões da rede coletora refletem, de algum modo, a vazão de contribuição da população. Os diâmetros e as extensões dos coletores, como, também o número e o tamanho dos órgãos acessórios são decorrentes das características da vazão. A rede coletora de esgotos também pode ser pensada como um grande reator de tratamento, especialmente quando o tempo de permanência do esgoto na rede é muito prolongado, contribuindo para uma maior condição de septicidade dos esgotos.

As redes coletoras de grande extensão, no entanto, contribuem para atenuar os picos de vazão, especialmente aqueles do ciclo diário. Até a chegada dos esgotos à estação de tratamento, em função da extensão da rede, estas flutuações podem estar amortecidas, considerando que, hidraulicamente, quanto maior o percurso, maior será o amortecimento dos picos de vazão (Medeiros, 2000).

Tipicamente as vazões num sistema muito extenso se distribuem de modo diferente das vazões de sistemas menores.

Do ponto de vista da estação de tratamento de esgotos, deve ser considerado tanto o efeito da vazão sobre a capacidade de diluição da massa líquida acumulada no reator, e conseqüentemente, o tempo de detenção hidráulica, como o efeito dos picos de vazão que podem induzir tanto cargas hidráulicas, como cargas orgânicas de choque comprometendo, assim, a eficiência operacional dos reatores.

Os aspectos relacionados à vazão exercem influência notável sobre a comunidade biológica do reator de tratamento, ora por modificarem o tempo de detenção hidráulica e a capacidade de diluição, ora por induzirem mudanças ambientais de resistência ou de estímulo à sobrevivência das diversas populações presentes. Por exemplo, a associação de elevada vazão horária, com alta concentração de matéria orgânica pode induzir uma condição de baixa concentração de oxigênio que atua como fator de resistência ambiental para o desenvolvimento de determinadas populações. Podem ocorrer, também, entre outros efeitos, alterações na turbidez, na turbulência e no comportamento hidrodinâmico em geral. Reatores biológicos com curtos períodos de detenção hidráulica são mais sujeitos a influências da vazão. Assim, a vazão pode ser considerada um dos mais importantes fatores abióticos de sistemas biológicos de tratamento de esgotos.

2.5.1 - Medição de vazão

São utilizados dois métodos para medir a vazão: o método direto e o método indireto. O primeiro não utiliza equipamento específico. Mede-se o volume com um recipiente cubado (volume conhecido) e o tempo gasto para encher esse volume. Alguns cuidados devem ser tomados para que o método seja preciso, tais como: obter várias medidas de tempo gasto ao encher o mesmo volume, considerando não menos que 5 medidas. O tempo não deve ser menor que 100 segundos e, quando o recipiente utilizado na obtenção do volume tiver superfície livre do líquido sujeita a efeito dos ventos, não é aconselhável o uso do método.

Quanto ao método indireto, este utiliza medidor de características apropriadas ao tipo do líquido e ao seu regime hidráulico de escoamento.

Os medidores de vazão permitem a obtenção do volume num determinado instante e podem ser classificados como medidores diretos, indiretos e medidores especiais. Os primeiros possuem componentes móveis que quantificam o fluido pelos deslocamentos desses componentes. Já os medidores indiretos quantificam algumas grandezas hidráulicas, as quais proporcionam a obtenção do volume num determinado instante.

Para medir a vazão de esgoto, são utilizados os medidores indiretos de perda de carga variável, quando o regime de escoamento é forçado, e os medidores indiretos de altura de lâmina líquida variável, quando o regime de escoamento é livre.

Existem, ainda, medidores especiais que são utilizados na medição de esgotos. São os medidores compostos por um sensor ultra-sônico e uma unidade eletrônica, podendo ser utilizados em canais abertos, como calhas do tipo Parshall, Palmer Bowlus, Thomson, vertedouros de diversas geometrias ou em canais de formatos não muito comuns, através de linearização. A medição de nível por ultra-som baseia-se na medição do tempo necessário para um pulso de ultra-som percorrer a distância entre o sensor e o material a ser detectado (ida e volta). Esses medidores são bastante sensíveis e exigem aprimoração técnica para a sua boa operação e manutenção. Para que os dados de vazão sejam armazenados torna-se necessária a instalação de um equipamento denominado Data Logger junto ao medidor de vazão. Dependendo do equipamento utilizado, esses dados podem ser armazenados por um período aproximado de quarenta dias.

2.6 – Breve histórico sobre o esgotamento sanitário da cidade de João Pessoa

Em 1925, o sanitarista Saturnino de Brito elaborou o primeiro projeto de tratamento dos esgotos da cidade de João Pessoa. O projeto visava atender uma população estimada em 272 000 habitantes e consistia em dois tanques, chamados Tanques dos Esses, localizados no bairro do Róger, com a finalidade de acumular e descarregar os esgotos, funcionando conforme a maré (Figuras 2.2 e 2.3). Assim, os efluentes eram acumulados nos Tanques dos Esses, na maré baixa, e quando a maré enchia e as comportas eram abertas o efluente era descarregado nas águas do estuário do Rio Paraíba. O tratamento dos efluentes consistia, portanto, apenas em uma diluição.

Com o passar dos anos, a cidade foi crescendo e sua população chegou a atingir, aproximadamente, 600 000 habitantes. Então, fazia-se necessária a construção de um sistema de tratamento que atendesse à população de João Pessoa, tivesse uma maior eficiência de remoção de matéria orgânica, e pudesse, assim, alcançar uma melhor qualidade para ser descarregado no rio.

O Projeto de Tratamento dos Efluentes da cidade de João Pessoa foi desenvolvido com a finalidade de atender a uma população de projeto de 715 000 habitantes, por volta do ano 2020. Por características topográficas, a Grande João Pessoa foi dividida em duas bacias: a bacia sul, chamada de Bacia do Paratíbe atendendo cerca de 30 % da cidade; e a Bacia do Baixo Paraíba, que corresponde a 70% da cidade (Figura 2.4).



Figura 2.2 – Vista aérea dos Tanques dos Esses.



Figura 2.3 – Área da ETE do Baixo Paraíba.

Foram estudadas três alternativas para a definição da localização da Estação de Tratamento (Lagoas de Estabilização). A primeira delas foi a construção de lagoas anaeróbias e facultativas em área de manguezal. Entretanto, essa alternativa foi descartada por trazer grandes riscos ambientais. A segunda alternativa foi a construção de quatro lagoas anaeróbias numa área situada próxima a algumas pedreiras de exploração de calcário. Foi considerada a implantação de apenas duas lagoas, pois para a implantação das outras duas era prevista a destruição de uma área de 2 ha de manguezal. A terceira alternativa consistia no aproveitamento, como lagoas de estabilização anaeróbias, das áreas degradadas correspondentes às pedreiras exploradas, que estavam desativadas. Essa alternativa mostrou-se viável não somente pela redução de custos, mas também pelo aproveitamento de uma área degradada.

O objetivo do Projeto de Tratamento dos Efluentes do Sistema de Esgotamento Sanitário da Região do Baixo Paraíba era de despoluição hídrica do estuário do Rio Paraíba, contribuindo para a preservação do ecossistema e aproveitamento de áreas degradadas de mineração de calcário. Dessa forma, estaria assegurando a preservação dos recursos ambientais e o desenvolvimento sustentável de atividades econômicas ligadas ao estuário, tais como pesca, criação de camarão, ostras e mariscos e esportes náuticos, além de promover a proteção das praias da zona norte que possuem grande potencial turístico.

Devido à urgente necessidade da implantação da estação de tratamento de esgotos da cidade de João Pessoa, a CAGEPA, no ano 2000, construiu a primeira lagoa anaeróbia com o aproveitamento da Pedreira nº 7, constituindo parte do programa de implantação de um dos pólos de tratamento de esgotos da cidade de João Pessoa (Pólo de Tratamento do Rio Paraíba). Em outubro de 2000, a lagoa anaeróbia entrou em funcionamento.

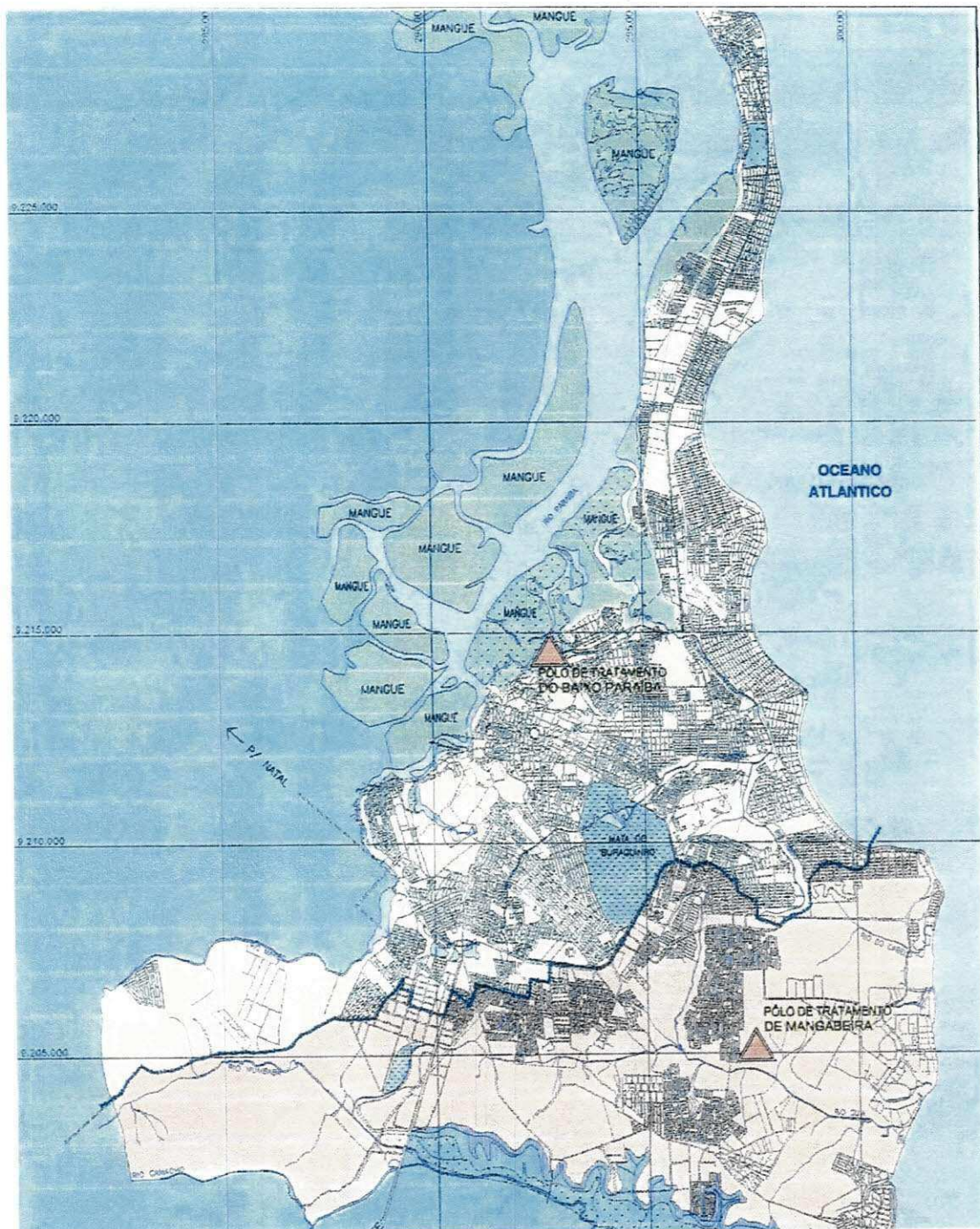


Figura 2.4 – Mapa de localização dos Pólos de Tratamento da cidade de João Pessoa.

3. Materiais e Métodos

3.1-Local e período do estudo

O estudo foi realizado num sistema, em escala real, tratando esgotos domésticos da cidade de João Pessoa ($7^{\circ} 10''$ Sul; $34^{\circ} 49''$ Oeste), estado da Paraíba, nordeste do Brasil, representado esquematicamente na Figura 3.1. O clima se caracteriza por temperaturas diárias de 24 a 31°C , com isoterma de $26,5^{\circ}\text{C}$. O período de chuvas se concentra entre março e agosto.

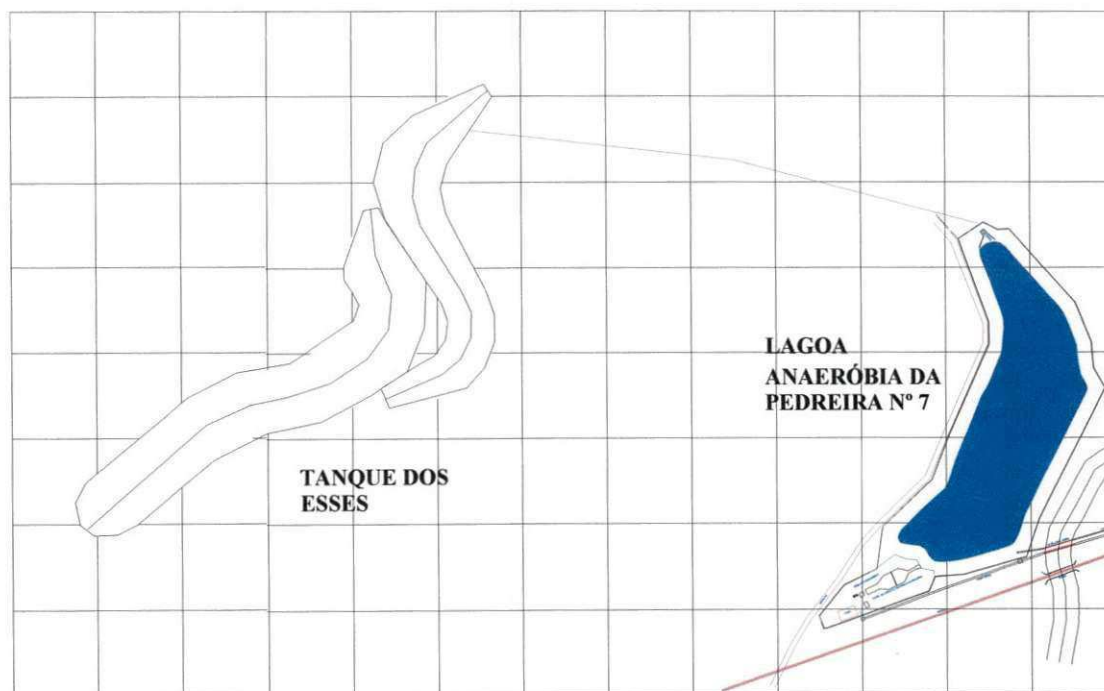


Figura 3.1 – Representação esquemática da Lagoa do Róger.

3.2 – Análises realizadas

Os dados dos parâmetros físicos, químicos e biológicos analisados neste trabalho são referentes ao período de fevereiro a outubro de 2003. Foram realizadas as análises de DBO₅, DQO, alcalinidade total, temperatura, condutividade elétrica, pH, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos fixos e voláteis e a variável biológica coliformes Termotolerantes. As coletas das amostras de esgoto bruto e do efluente do sistema foram realizadas semanalmente, entre 7 h 30 min e 8 h 30 min da manhã, totalizando 30 coletas, todas realizadas com amostras em triplicata.

Foram realizados dois estudos do ciclo diário, com análise de amostras de esgoto bruto e do efluente coletadas a cada 4 horas, entre as 8 horas da manhã do primeiro dia e as 4 horas da manhã do dia seguinte. O primeiro estudo foi realizado no mês de julho e o segundo no mês de novembro. Foram analisadas as variáveis DBO₅, DQO, pH, alcalinidade total, condutividade, temperatura, Coliformes Termotolerantes e sólidos suspensos totais, fixos e voláteis. Todas as amostras foram analisadas em triplicata, exceto a DBO₅ que foi realizada em duplicata. As amostras coletadas as 8,12 e 16 h eram analisadas imediatamente após a coleta e, as amostras coletadas as 20, 00 e 04 h foram armazenadas em uma geladeira, sendo somente analisadas no dia seguinte.

3.3 - Descrição do sistema

3.3.1 – Esgotamento sanitário da cidade de João Pessoa

A cidade de João Pessoa possui cerca de 50% dos seus esgotos coletados. Dentre esses 50% , 10% são diluídos, sendo encaminhados para os Tanques dos Esses e, em seguida descarregados no Rio Paraíba e os 90% restantes são tratados. Dos 90% , 30% vão para a Estação de Tratamento de Mangabeira e os 70% restantes são tratados na Estação de Tratamento do Roger (Figura 3.2).

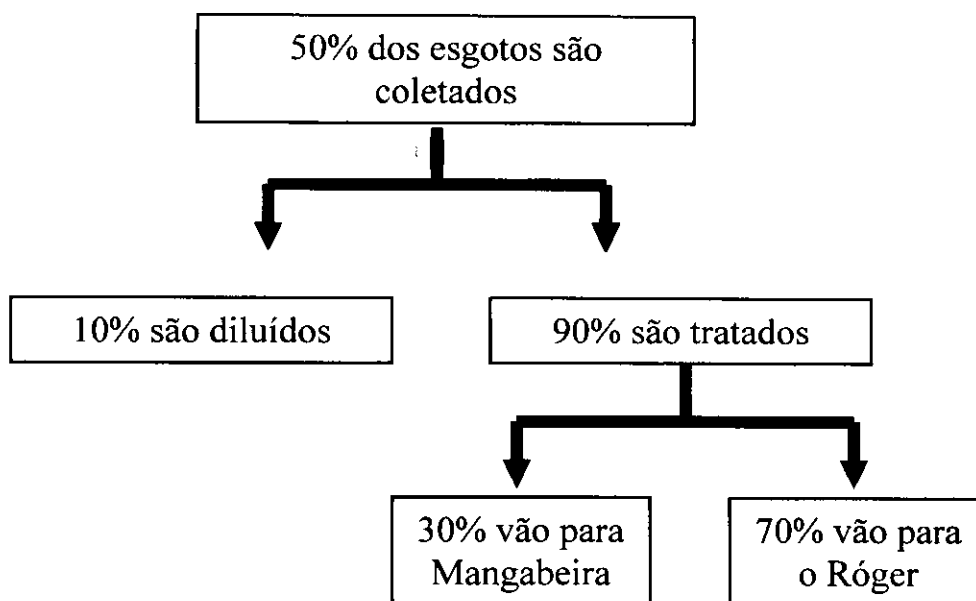


Figura 3.2 – Representação esquemática do esgotamento sanitário da cidade de João Pessoa.

3.2.2 – Características do sistema

Este sistema conta com calha Parshall, com garganta de 45 cm e tratamento preliminar através de grade mecanizada e caixa de areia, conforme a Figura 3.3, além de uma lagoa anaeróbia com 8 metros de profundidade desenvolvida a partir de uma pedreira de exploração de calcário desativada (Pedreira nº 7) na área sudoeste da cidade de João Pessoa (Figura 3.4). O efluente tratado é descarregado nos “Tanques dos Esses”, que são tanques de acumulação e descarga de esgotos, conforme descrito anteriormente. Enquanto a maré está seca, o efluente da lagoa anaeróbia se acumula nos tanques e é descarregado no estuário do Rio Paraíba quando a maré está cheia.

A lagoa possui uma área de 10590,63 m² e um volume aproximado de 84725 m³. Possui capacidade de tratar 67313 m³/dia com um tempo médio de detenção hidráulica de aproximadamente 1,26 dias. O esgoto que chega à estação de tratamento é descarregado na lagoa através de três tubos de ferro de 600 mm de diâmetro, a uma altura de 1,2 m do fundo do reator (Figura 3.5), possibilitando, assim, uma maior mistura do esgoto bruto com a massa líquida da lagoa, numa região próxima à camada de lodo. O efluente é coletado de camada próxima à superfície da massa líquida e deixa a lagoa através de um vertedor (Figura 3.6).



Figura 3.3 – Caixa de areia e grade de barras mecanizadas.

A investigação do desempenho dessa lagoa reveste-se de grande importância na prática da utilização de lagoas de estabilização no tratamento de esgotos predominantemente domésticos, em vista das características bem originais desse reator, isto é, a lagoa foi desenvolvida a partir de uma cavidade já existente, tendo sido projetada para operar com uma profundidade muito superior à faixa convencional de profundidades citada na literatura. A Figura 3.4 mostra a situação da lagoa antes de sua entrada em operação e as Figuras 3.7 e 3.8 mostram, respectivamente, o aspecto geral da superfície da lagoa e da região de entrada do afluente podendo, nessa última, ser observada a formação de espuma na superfície da massa líquida.



Figura 3.4 – Vista da lagoa antes do funcionamento.



Figura 3.5 – Detalhe do dispositivo de entrada da lagoa anaeróbia.

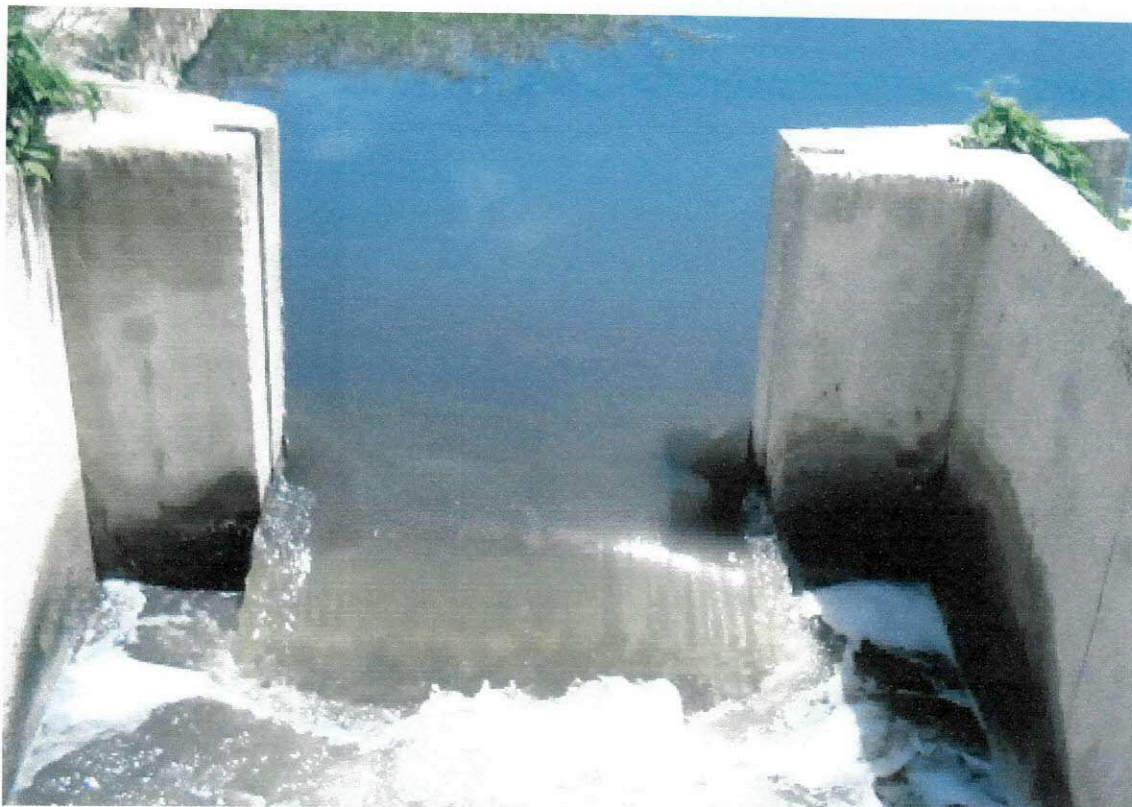


Figura 3.6-Vertedor de saída da lagoa anaeróbia.



Figura 3.7 – Vista geral da lagoa.



Figura 3.8 – Vista da superfície da lagoa anaeróbia próximo à entrada.

3.4 – Procedimento para coleta e preservação das amostras

Os pontos escolhidos para a coleta das amostras foram o tanque que antecede a grade mecanizada para a amostra de esgoto bruto e o vertedor de saída da lagoa anaeróbia para as amostras efluentes. Os procedimentos de coleta e preservação das amostras seguiram as recomendações de APHA *et al.* (1995). Para as análises físico-químicas, as amostras eram coletadas com o auxílio de um balde e transferidas para garrafas plásticas limpas, com capacidade de 2,5 litros. As temperaturas das amostras eram medidas no campo, no momento da coleta, diretamente no balde.

Para as análises microbiológicas, a coleta foi feita em garrafas de vidro de boca larga, com capacidade de 1 litro, cor âmbar, esterilizadas na estufa a 105 °C, durante a noite, com o gargalo protegido com papel laminado. Os frascos eram abertos no momento da coleta, sendo enchidos até, aproximadamente, dois terços do seu volume, para facilitar a homogeneização posterior da amostra.

As amostras, devidamente identificadas, eram transportadas para o Laboratório de Monitoramento de Efluentes Sanitários da CAGEPA, localizado na Estação de Tratamento de Mangabeira, onde eram imediatamente submetidas à análise.

3.5 – Variáveis analisadas

As análises físico-químicas e bacteriológicas foram feitas de acordo com os procedimentos descritos em APHA *et al.* (1995).

Tabela 3.1 – Parâmetros físicos, químicos e biológicos analisados nas amostras.

PARÂMETROS FÍSICO, QUÍMICOS E BIOLÓGICO	MÉTODOS ANALÍTICOS
DBO (mg/l)	Método da diluição em frascos padrões de DBO ₅ , com incubação a 20°C por 5 dias.
DQO (mg/l)	Método da refluxação fechada do dicromato de potássio com determinação titulométrica
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 7 e 9.
CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (µmho/cm)	Conduvímeter da marca Analyser, modelo 600.
ALCALINIDADE (mgCaCO ₃ /l)	Método titulométrico, com solução de ácido sulfúrico a 0,02N.
TEMPERATURA (°C)	Termômetro de mercúrio marca INCOTERM com escala de 0 a 60°C
SST (mg/l)	Método gravimétrico usando papéis de filtro de fibra de vidro (GF/C Whatman), e balança da marca Bosch modelo S.2000.
SSF (mg/l)	Método gravimétrico usando papéis de filtro de fibra de vidro (GF/C Whatman) a 500° C e balança da marca Bosch modelo S.2000.
SSV (mg/l)	Método gravimétrico usando papéis de filtro de fibra de vidro (GF/C Whatman) a 500° C e balança da marca Bosch modelo S.2000.
COLIFORMES TERMOTOLERANTES (UFC/100ml)	Técnica de membrana de filtração, meio de cultura m-FC e incubação a 44,5°C ± 0,5, durante 24h.

3.6 - Medição de vazões

Os dados de vazão analisados neste trabalho são referentes ao período de 15 de outubro a 15 de novembro de 2003. Foi utilizado um medidor de vazão do tipo ultrassônico compacto modelo ECHOTREK – SE/SG – 300 da marca NIVETEC acoplado a um Data Logger (Acumulador de dados) da NIVETEC. Foi necessário adquirir o Data Logger, uma vez que o medidor de vazão não tinha capacidade para armazenar os dados. Sua função era apenas de fornecer a vazão instantânea e a vazão acumulada. Através de um computador conectado ao Data Logger foi possível configurar a monitoração das vazões. As leituras foram programadas para serem feitas de 10 em 10 minutos, e a média aritmética de seis leituras gerava uma aquisição horária. Na data prevista para o término das aquisições o computador foi novamente conectado ao Data Logger para coletar os dados armazenados do período de amostragem. O total de aquisições geradas durante essa monitoração foi de 746.

3.7 - Análise estatística

Foi procedida a análise de parâmetros estatísticos descritivos das amostras de variáveis físico-químicas e biológicas da lagoa e de amostras de vazão. O critério de Kolmogorov-Smirnov foi aplicado a todas as amostras para a verificação do ajuste dos dados à distribuição normal. Para a realização dessas análises foi utilizado o programa de estatística SPSS. As variáveis físico-químicas e biológicas foram submetidas à análise de correlação, para medir a intensidade da associação observada entre qualquer par de variáveis (Sokal e Rohlf, 1981, 1995), ou seja, estimar em que grau, duas variáveis se relacionam conjuntamente.

Os dados de vazão foram, ainda, submetidos à análise de variância (ANOVA-fator único), com nível de significância de 5%, para comparar os valores médios de cada conjunto de dados.

Os cálculos, as transformações matemáticas e o estudo de análise de variância foram realizados através da utilização da planilha eletrônica do Microsoft Excel 98, instalados em um PC com sistema operacional Microsoft Windows 98, com a seguinte configuração:

Placa mãe: On board Chip 7 CHI

Processador: AMD Duron 950 MHZ

Mem. Ram: 128 MB

Mem. Vídeo: 8MB

Placa de vídeo: Sis 630

Disco Rígido: 40GB

Multimídia: CD- ROM Max 56x

Drives de Mídia:CD -RW Sony 52x

Drive de disco flexível 3 ½

Monitor: Samsung 15"

4. Apresentação e Análise dos Resultados

Inicialmente faz-se necessário estabelecer que é importante verificar o grau de ajuste dos dados amostrais à distribuição normal, pois, para esta existe um maior conjunto de métodos estatísticos aplicáveis do que para as outras distribuições (Heath, 1981). Quando os dados brutos de uma variável não se ajustam à distribuição normal, artifícios matemáticos, como a aplicação de transformações aos dados, podem ser levados a efeito, para normalizar a variável. Neste trabalho foi aplicado o critério de Kolmogorov-Smirnov (Sokal & Rohlf, 1985) para a avaliação do ajuste dos dados amostrais das variáveis estudadas à distribuição normal.

4.1 – Dados de vazão

Os dados de vazão foram submetidos à avaliação da distribuição de frequência e à determinação de parâmetros estatísticos descritivos. Os dados apresentaram distribuição normal para todas as amostras consideradas, isto é, o conjunto das 720 aquisições, e para os conjuntos de dados utilizados no estudo de variação média diária, variação média horária e variação média da vazão para cada dia particular da semana.

A Tabela 4.1 mostra os valores obtidos na monitoração horária da vazão afluyente da Lagoa nº 7, do Roger, no período de 16/10 a 14/11/2003.

Tabela 4.1 – Monitoração de vazão afluyente (l/s) da ETE do Róger, entre 16/10 e 14/11/2003.

HORA	QUINTA 16/10/03	SEXTA 17/10/03	SÁBADO 18/10/03	DOMINGO 19/10/03	SEGUNDA 20/10/03	TERÇA 21/10/03	QUARTA 22/10/03	QUINTA 23/10/03	SEXTA 24/10/03	SÁBADO 25/10/03
00:00	138	129	133	98	50	208	186	191	184	208
01:00	129	134	106	50	44	140	179	113	192	160
02:00	121	116	97	49	40	170	166	130	147	162
03:00	113	129	79	36	35	38	52	100	128	93
04:00	52	137	48	45	34	44	30	103	53	52
05:00	43	142	34	30	31	39	67	76	85	93
06:00	37	172	33	36	29	65	36	79	39	38
07:00	37	134	40	35	31	72	106	64	107	69
08:00	45	277	56	37	168	200	190	206	165	123
09:00	277	371	110	46	275	305	259	266	279	232
10:00	335	461	157	64	314	330	343	389	350	291
11:00	320	558	186	87	368	358	365	390	358	376
12:00	383	500	173	118	373	348	341	354	336	311
13:00	356	449	162	117	349	377	368	342	382	371
14:00	365	441	162	108	341	331	330	345	331	338
15:00	357	440	143	106	320	326	366	349	322	328
16:00	325	439	143	98	309	-	319	341	357	294
17:00	294	380	139	64	327	-	311	313	330	301
18:00	315	313	141	60	272	-	268	295	304	271
19:00	242	246	119	63	274	267	288	284	290	264
20:00	247	183	125	61	274	259	280	275	260	263
21:00	218	195	119	59	280	202	264	274	284	240
22:00	191	170	108	56	248	264	260	260	223	236
23:00	164	125	110	53	201	260	224	229	201	218

(CONTINUA)

(CONTINUAÇÃO)

Tabela 4.1 – Monitoração de vazão afluyente (l/s) da ETE do Roger, entre 16/10 e 14/11/2003.

HORA	DOMINGO 26/10/03	SEGUNDA 27/10/03	TERÇA 28/10/03	QUARTA 29/10/03	QUINTA 30/10/03	SEXTA 31/10/03	SÁBADO 01/11/03	DOMINGO 02/11/03	SEGUNDA 03/11/03	TERÇA 04/11/03
00:00	113	173	207	195	178	103	192	201	188	205
01:00	175	127	167	167	174	97	180	173	104	142
02:00	161	106	153	142	155	94	116	96	75	36
03:00	58	89	65	115	64	69	89	72	89	150
04:00	118	67	99	56	69	45	113	63	54	52
05:00	61	36	65	83	23	35	-	39	24	26
06:00	57	159	53	45	52	33	65	52	56	73
07:00	89	195	110	66	62	33	92	86	67	69
08:00	108	260	165	194	171	78	135	111	166	197
09:00	171	319	280	312	239	126	232	135	290	180
10:00	256	374	359	333	276	174	284	232	323	328
11:00	269	379	340	348	233	166	344	298	386	342
12:00	296	367	387	360	260	164	362	332	362	368
13:00	299	359	365	339	256	154	327	289	385	379
14:00	234	341	345	356	251	150	361	275	334	321
15:00	269	338	317	352	214	134	341	286	368	349
16:00	195	277	269	332	215	239	290	256	340	336
17:00	224	293	275	265	146	317	290	221	309	274
18:00	238	-	276	307	157	294	305	233	294	274
19:00	198	-	241	233	128	301	247	246	281	264
20:00	209	291	264	282	177	250	299	258	275	282
21:00	240	276	271	273	175	273	213	212	298	285
22:00	188	253	259	214	126	258	277	240	245	254
23:00	194	223	208	188	119	238	199	224	262	259

(CONTINUA)

(CONCLUSÃO)

Tabela 4.1 – Monitoração de vazão afluyente (l/s) da ETE do Roger, entre 16/10 e 14/11/2003.

HORA	QUARTA 05/11/03	QUINTA 06/11/03	SEXTA 07/11/03	SÁBADO 08/11/03	DOMINGO 09/11/03	SEGUNDA 10/11/03	TERÇA 11/11/03	QUARTA 12/11/03	QUINTA 13/11/03	SEXTA 14/11/03
00:00	234	143	232	223	254	194	206	200	196	200
01:00	142	223	171	196	140	144	186	116	175	198
02:00	173	81	157	159	157	132	168	29	158	145
03:00	119	96	142	54	137	154	153	140	125	151
04:00	83	87	39	25	33	61	97	126	138	30
05:00	45	66	33	33	33	101	65	72	62	48
06:00	45	65	26	33	35	57	74	59	53	67
07:00	80	101	125	87	93	90	120	74	105	106
08:00	194	181	177	147	127	175	198	204	249	196
09:00	288	307	280	222	131	242	305	282	279	288
10:00	327	356	339	329	253	363	349	365	344	300
11:00	376	374	353	376	260	349	366	371	358	387
12:00	377	336	312	371	-	365	354	365	374	363
13:00	388	381	321	347	-	373	365	357	357	312
14:00	355	358	333	308	-	342	359	361	368	335
15:00	357	352	373	346	-	333	382	326	395	336
16:00	334	293	333	320	385	311	330	307	423	384
17:00	277	307	341	291	238	299	285	303	398	360
18:00	263	272	284	300	244	219	292	254	346	271
19:00	279	265	269	276	250	278	287	242	306	307
20:00	269	284	285	273	286	279	296	141	295	315
21:00	254	282	265	278	226	277	256	295	284	288
22:00	286	282	251	246	252	274	258	289	293	285
23:00	247	190	238	190	188	231	261	229	242	239

4.1.1 – Vazão média diária para a totalidade do período estudado.

Para o conjunto de trinta dias de monitoração, o valor médio das 720 aquisições foi 215,93 l/s, valor que se encontra abaixo da capacidade máxima atribuída à lagoa, que é 780 l/s (Projeto do Tratamento dos Esgotos da Bacia do Baixo Paraíba na Cidade de João Pessoa - PB). O desvio padrão observado foi de 110,45 l/s com vazão máxima de 558 l/s, registrada às 11 h do dia 17/10 e vazão mínima de 23 l/s, registrada às 5 h do dia 30/10. A Figura 4.1 mostra o comportamento da vazão horária do esgoto afluyente à lagoa anaeróbia, durante os trinta dias de monitoração. De um modo geral, os valores máximos horários de vazão ficaram abaixo de 400 l/s. Alguns picos de vazão podem ser observados na Figura 4.1. A vazão máxima observada no dia 17/10/03 foi registrada num contexto de flutuações acima desse limite, no período de 10 às 16 horas, elevação que pode estar associada à precipitação pluviométrica total diária de 14 mm (Tabela 4.2), a maior registrada durante o período de monitoração. A elevação (423 l/s) ocorrida no dia 13/11/2003 é somente ligeiramente superior a 400 l/s, mas ocorreu num contexto de flutuação em torno desse limite podendo, no entanto, estar associada a precipitação pluviométrica nas áreas de contribuição, as quais se estendem em um raio de até um pouco mais de 14 km.

A ETE do Róger beneficia grande parte da cidade de João Pessoa, incluindo os pontos mais distantes da ETE (bairros Esplanada e Cabo Branco) que correspondem, respectivamente, a uma distância de 13 161 m e 14 430 m. Outros dados sobre a estação de tratamento foram necessários para a realização de uma análise acerca da vazão, entre os quais a população contribuinte de 170 000 habitantes e a contribuição *per capita* de 150 l/hab.dia. Utilizando os dados de população e quota *per capita* e, considerando o coeficiente de retorno de 0,80, pode ser estimado um valor de 236 l/s para a vazão afluyente da estação, sendo um valor muito próximo (9,3 % superior) do valor médio observado no período de monitoração.

O valor do tempo médio de detenção hidráulica de projeto é de 1,26 dias para uma vazão de 780 l/s. No entanto, com a realização da monitoração das vazões do afluyente da lagoa anaeróbia da Pedreira Nº 7, foi verificado que a lagoa não está operando com sua capacidade máxima e que o tempo de detenção hidráulica real para esse reator, atualmente, é de 4,5 dias.

4.1.2 – Variação das vazões médias diárias no período de monitoração do afluente

Os dados horários de vazão adquiridos no período de monitoração foram analisados, através das médias para cada um dos 30 dias de estudo. As médias diárias foram, também, analisadas juntamente com os dados de precipitação pluviométrica diária, obtidos durante o período de monitoração de vazões afluentes na ETE do Róger. Estes dados foram cedidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia – INMET (posto meteorológico situado na Delegacia Federal de Agricultura, localizado a 7 km da ETE). Na Tabela 4.3 são apresentados os valores médios diários da vazão e a precipitação total diária entre 16/10/2003 e 14/11/2003. A Tabela 4.4 apresenta a média, desvio padrão, mediana, valor máximo e valor mínimo horário para cada dia de monitoração da vazão afluente.

De todos os valores médios horários de vazão, o maior deles foi observado no dia 17/10/2003 e foi de 276,71 l/s correspondendo, também, ao valor máximo da precipitação total diária de 14 mm. O valor mínimo da vazão média diária durante os 30 dias de monitoração foi de 65,67 l/s, ocorreu no dia 19/10/2003 com uma precipitação pluviométrica de 0 mm. No entanto, não pode ser afirmado que a precipitação pluviométrica influenciou diretamente na variação de vazão. Por exemplo, nos dias 3, 4, 5, 6, 7 e 8 de novembro, nos quais a precipitação foi nula, foram observados valores de vazão média diária superiores à vazão média das 720 aquisições (215,93 l/s), observadas durante todo o período de monitoração.

Outro fator que pode ser considerado é a água armazenada no solo que aflui ao sistema de esgotamento sanitário. Como a área em que se localiza a bacia de contribuição da estação de tratamento encontra-se em uma região onde o lençol freático é muito superficial, pode ser presumida a influência desse fator nas variações de vazão.

De acordo com a Tabela 4.2 pode ser concluído que houve diferença significativa ($F > F_{cr}$) entre as médias diárias de vazões no período estudado.

Tabela 4.2 – Resumo da análise de variância ANOVA (fator único) para todos os dados de vazões analisados no período de 16/10/2004 a 14/11/2004.

<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	1326107,4	29	45727,842	4,207046	4,281E-12	1,4842207
Dentro dos grupos	7402025,1	681	10869,347			
Total	8728132,5	710				

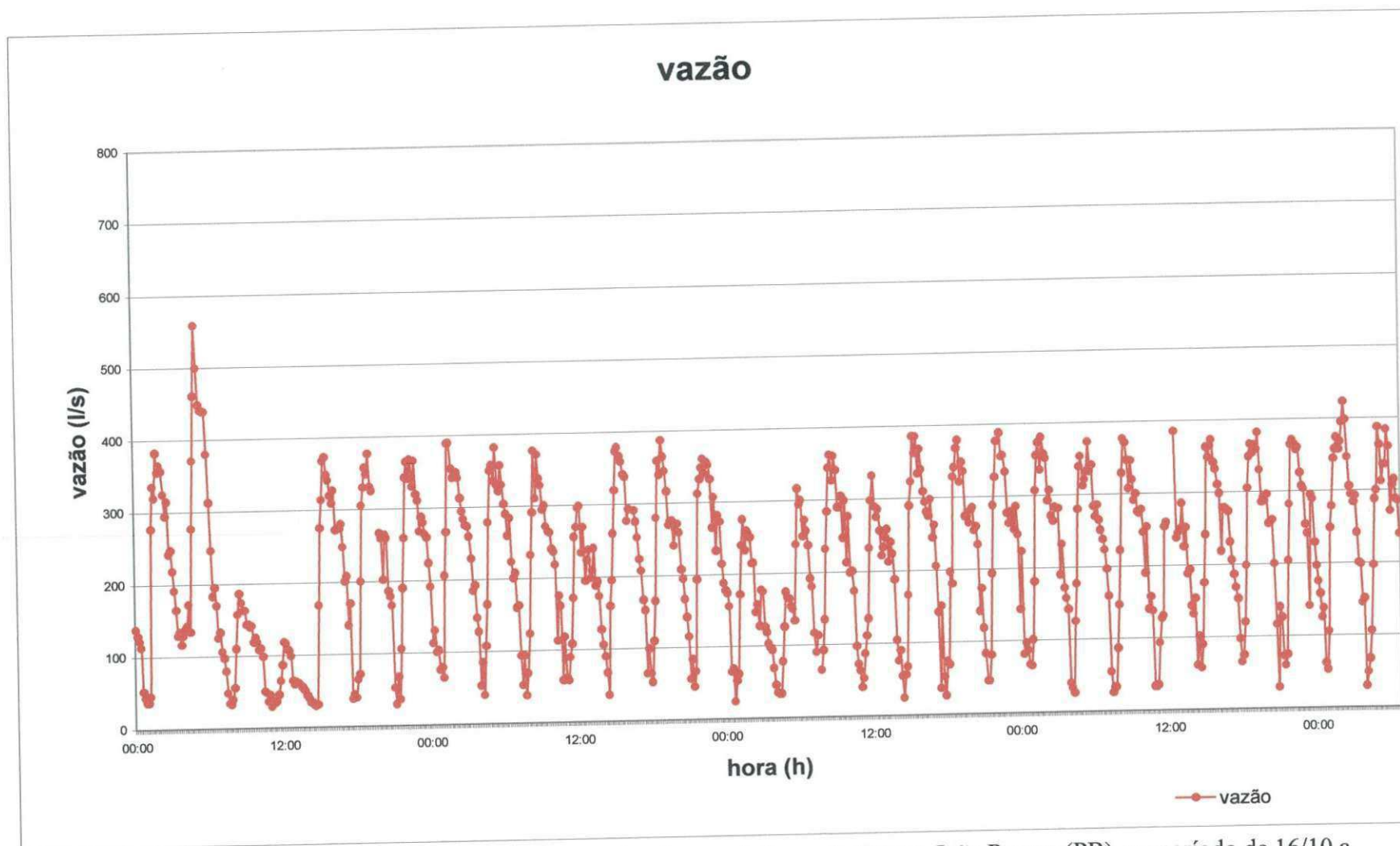


Figura 4.1- Variação de vazão observada na monitoração do afluente da lagoa do Róger, João Pessoa (PB), no período de 16/10 a 14/11/2003.

Tabela 4.3 – Dados médios diários de vazão e dados de precipitação total diária observados na ETE do Róger, no período da monitoração (16/10 a 14/11/2003).

Data	Vazão média diária (l/s)	Precipitação (mm)
16/10/2003	212,67	0,5
17/10/2003	276,71	14,0
18/10/2003	113,46	13,0
19/10/2003	65,67	0,0
20/10/2003	207,79	0,0
21/10/2003	219,19	0,0
22/10/2003	233,25	0,0
23/10/2003	240,33	1,0
24/10/2003	237,79	0,1
25/10/2003	222,17	1,8
26/10/2003	184,17	0,1
27/10/2003	241,00	5,2
28/10/2003	230,83	0,1
29/10/2003	231,54	0,0
30/10/2003	163,33	0,0
31/10/2003	159,38	0,0
01/11/2003	243,71	0,0
02/11/2003	192,92	0,0
03/11/2003	232,29	0,0
04/11/2003	226,88	0,0
05/11/2003	241,33	0,0
06/11/2003	236,75	0,0
07/11/2003	236,63	0,0
08/11/2003	226,25	0,0
09/11/2003	186,1	0,0
10/11/2003	235,13	0,0
11/11/2003	250,5	2,4
12/11/2003	229,46	0,2
13/11/2003	263,46	0,1
14/11/2003	246,29	7,4

Tabela 4.4 – Parâmetros estatísticos descritivos para cada dia de monitoração.

DATA	MÉDIA (l/s)	MEDIANA (l/s)	DESVIO PADRÃO (l/s)	MÍNIMO (l/s)	MÁXIMO (l/s)
16/10/03	212,67	230,0	120,54	37	383
17/10/03	276,71	220,5	147,90	116	558
18/10/03	113,46	119,0	44,96	33	186
19/10/03	65,67	59,5	27,85	30	118
20/10/03	207,79	273,0	131,75	29	373
21/10/03	219,19	259,0	114,62	38	377
22/10/03	233,25	262,0	109,71	30	368
23/10/03	240,33	270,0	108,15	64	390
24/10/03	237,79	269,5	105,02	39	382
25/10/03	222,17	238,0	101,74	38	376
26/10/03	184,17	194,5	74,81	57	299
27/10/03	241,00	268,0	107,05	36	379
28/10/03	230,83	261,5	101,47	53	387
29/10/03	231,54	249,0	105,37	45	360
30/10/03	163,33	172,5	72,53	23	276
31/10/03	159,38	152,0	92,12	33	317
01/11/03	232,74	247,0	95,15	65	362
02/11/03	192,92	222,5	88,45	39	332
03/11/03	232,29	278,0	120,97	24	386
04/11/03	226,88	261,5	112,07	26	379
05/11/03	241,33	266,0	108,06	45	388
06/11/03	236,75	277,0	108,54	65	381
07/11/03	236,63	267,0	105,08	26	373
08/11/03	226,25	259,5	112,87	25	376
09/11/03	186,10	207,0	94,71	33	385
10/11/03	235,13	258,0	101,15	57	373
11/11/03	250,50	273,0	98,49	65	382
12/11/03	229,46	248,0	110,64	29	371
13/11/03	263,46	288,5	111,98	53	423
14/11/03	246,29	286,5	107,69	30	387

4.1.3- Vazão média horária

O conjunto de dados amostrais de vazão, também, foi descrito através de parâmetros estatísticos horários (vazão média, desvio padrão, mediana, valor máximo e valor mínimo para cada hora do dia) ao longo do ciclo diário, conforme demonstrado na Tabela 4.5.

Tipicamente, entre 1 h e 7 h da manhã, ocorre um decréscimo de vazão que é reduzida a valores inferiores a 100 l/s. A partir das 8h da manhã, a vazão começa a aumentar até atingir o seu valor máximo às 12 h e, em seguida, começa lentamente a decrescer. Entre 10 h e 24 h, os valores médios de vazão encontram-se acima de 200 l/s. A curva média de variação horária de vazão ao longo do dia está representada na Figura 4.2.

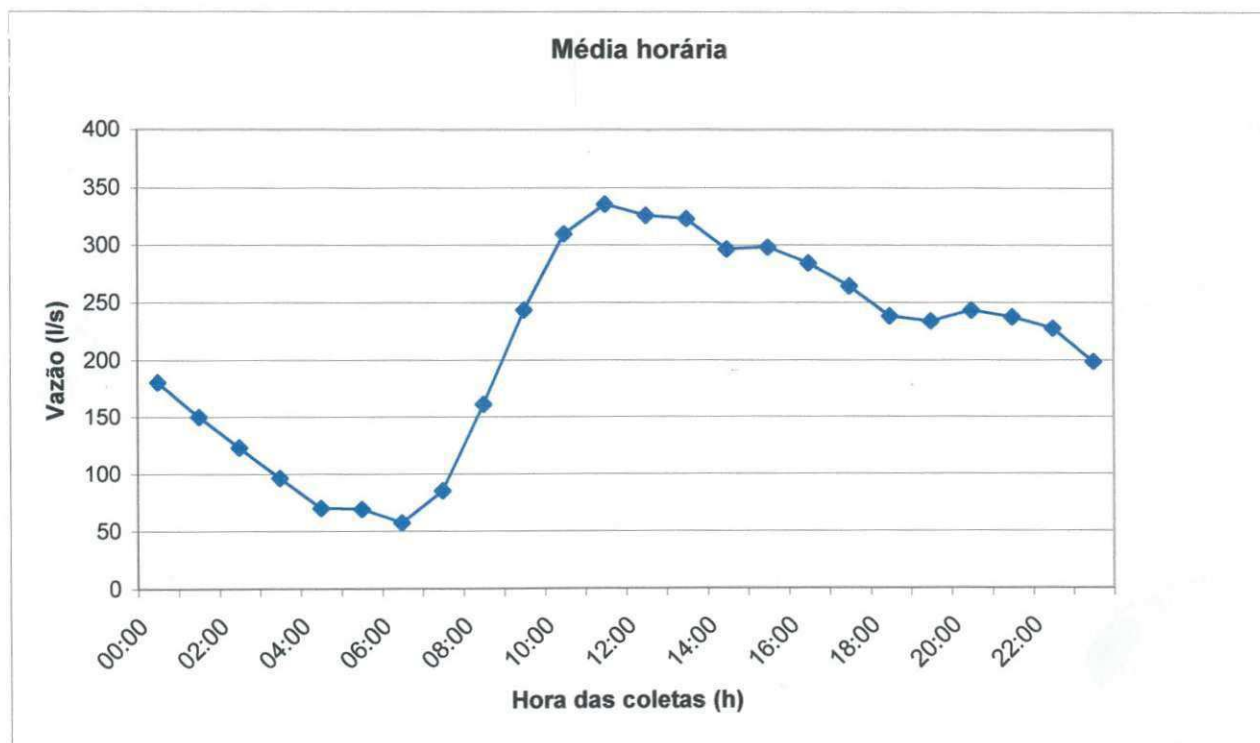


Figura 4.2 - Variação horária de vazão no afluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger.

Tabela 4.5 – Parâmetros estatísticos descritivos das vazões horárias (l/s) no ciclo diário.

HORA	MÉDIA (l/s)	MEDIANA (l/s)	DESVIO PADRÃO(l/s)	MÍNIMO (l/s)	MÁXIMO (l/s)
00:00	178,73	193,00	45,80	50	254
01:00	148,13	152,00	41,58	44	223
02:00	123,03	137,00	43,68	29	173
03:00	97,80	94,50	38,01	35	154
04:00	68,43	55,00	33,51	25	138
05:00	54,83	45,00	27,76	23	142
06:00	57,43	52,50	32,82	26	172
07:00	84,83	86,50	34,77	31	195
08:00	163,33	173,00	58,64	37	277
09:00	244,27	276,00	74,04	46	371
10:00	309,93	329,50	76,42	64	461
11:00	334,70	358,00	84,58	87	558
12:00	334,90	360,00	74,83	118	500
13:00	331,93	357,00	74,34	117	449
14:00	316,52	338,00	71,83	108	441
15:00	318,10	338,00	77,04	106	440
16:00	303,24	319,00	73,94	98	439
17:00	281,79	294,00	70,40	64	398
18:00	362,93	273,00	59,29	60	346
19:00	249,48	265,00	56,67	63	307
20:00	251,23	273,50	58,11	61	315
21:00	245,20	268,00	53,98	59	298
22:00	234,87	252,50	56,09	56	293
23:00	205,13	220,50	49,36	53	262

A Tabela 4.6 mostra que houve diferença ao nível de significância de 5 % entre as horas de coleta durante os trinta dias de monitoramento, isto é, o valor do F calculado foi mais elevado que o valor do F crítico.

Tabela 4.6 – Resumo da análise de variância ANOVA (fator único) para todas as vazões horárias analisadas no período de 16/10/2004 a 14/11/2004.

<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	1416519	23	61587,78	44,79635	3,66E-54	1,604555
Dentro dos grupos	197976,9	144	1374,839			
Total	1614496	167				

4.1.4 – Comportamento da vazão para cada dia particular da semana

Um fator de grande importância e que tem bastante influência na variação das vazões médias diárias é o dia da semana (domingo a sábado). Dependendo do dia da semana, o valor médio tende a mudar em decorrência da alteração de atividades da população ao longo da semana. Observando a Tabela 4.4, é possível perceber como a vazão tende a diminuir nos dias de domingo, que correspondem às datas: 19/10/03, 26/10/03, 02/11/03 e 09/11/03. Com exceção do dia 19, em que foi estimada uma vazão média correspondente a 30,41 % da vazão média das 720 aquisições (215,93 l/s), nos outros domingos essas vazões encontraram-se entre 10 e 15 % abaixo desse valor médio. Os conjuntos de dados de vazão, de cada dia particular da semana, foram submetidos à avaliação da distribuição de frequência e à determinação de parâmetros estatísticos descritivos. A Tabela 4.7 apresenta os valores médios de vazão horária, determinados para cada dia particular da semana.

O valor médio das vazões horárias da segunda-feira foi de 229,50 l/s, com desvio padrão de 115,23. É interessante observar que, entre as 10 h da manhã e as 17 h, ocorrem os maiores valores da vazão (valores maiores que 300 l/s). No dia 27/10/2003 ocorreu falta de energia na estação de tratamento, o que levou à falta de dados de vazão nos horários das 18 h e 19 horas. Na Figura 4.3 estão representados os valores médios das vazões.

O valor médio da vazão horária da terça-feira foi 231,85 l/s com desvio padrão de 106,66. Na Figura 4.4 está representado o valor médio das vazões nas terças. No dia 21/10/03, terça-feira, das 16 às 18 horas houve falta de energia ocasionando perda de dados de vazão. O valor mínimo de vazão foi registrado numa quinta feira, dia 30/10/03, às 05 horas. Durante estes dias da semana foi possível perceber que os valores de vazão excediam 300 l/s, a partir das 10 horas da manhã até às 16 horas.

O valor médio das vazões horárias da quarta-feira e quinta-feira foram, respectivamente, 233,90 l/s e 223,31 l/s, com correspondentes desvios padrões de 108,44 e

104,35 l/s. Nas Figuras 4.5 e 4.6 estão representados os valores médios das vazões nas terças, quartas e quintas-feiras, respectivamente.

A sexta-feira teve como valor médio de vazão 231,36 l/s e um desvio padrão de 111,56 l/s. Na sexta-feira, 17/10/03, foi registrado o valor máximo de vazão de 558 l/s. Neste dia, das 10 às 16 horas, os valores da vazão foram superiores a todos os outros dias estudados. Os valores de vazão estiveram acima de 400 l/s nesse intervalo de tempo. A variação de vazões observada nas sextas-feiras é ilustrada na Figura 4.7.

Nos dias de sábado e domingo, como era previsível, os valores médios de vazão diminuíram, principalmente no domingo. Esses valores corresponderam a 198,65 l/s e 157,21 l/s, respectivamente. Nos sábados, os valores de vazão só ultrapassam 300 l/s das 11 às 13 horas e nos domingos não foram registrados valores de vazão acima de 300 l/s. As Figuras 4.8 e 4.9 ilustram as variações de vazão observadas, respectivamente, nesses dias da semana.

No dia 09/11/03 houve uma falta de energia ocasionando a perda de dados de 12 às 15 h e às 16 h ocorreu um valor elevado de vazão para um dia de domingo nesse horário. É provável que a falta de energia não tenha sido somente na estação de tratamento, mas também em outros bairros próximos, fazendo com que as estações elevatórias não bombeassem esgoto. Quando a energia foi religada muitas elevatórias passaram a bombear os esgotos no mesmo momento, justificando, desta forma, o valor elevado da vazão às 16h.

Para cada dia particular da semana a curva média de variação de vazões horárias foi diferente, especialmente com relação às magnitudes. A Figura 4.10 mostra que as curvas de variação de vazão da segunda, terça, quarta, quinta e sexta feiras se situam em posições superiores às do sábado e do domingo, embora apresentando praticamente as mesmas variações horárias, ou seja, ocorre semelhança de aspecto para todas as curvas médias, o que representa importante contribuição para o estabelecimento de rotinas de monitoração da ETE.

TABELA 4.7 – Vazão média horária para cada dia particular da semana em l/s.

Hora	Segunda	Terça	Quarta	Quinta	Sexta	Sábado	Domingo	Média
00:00	151	207	204	169	170	189	167	180
01:00	105	159	151	163	158	161	135	147
02:00	88	132	128	129	132	134	116	123
03:00	92	102	107	100	124	79	76	97
04:00	54	73	74	90	61	60	65	68
05:00	48	49	67	54	69	164	41	70
06:00	75	66	46	57	67	42	45	57
07:00	96	93	82	74	101	72	76	85
08:00	192	190	196	170	179	115	96	163
09:00	282	268	285	274	269	199	121	243
10:00	344	342	342	340	325	265	201	308
11:00	371	352	365	335	364	321	229	334
12:00	367	364	361	341	335	304	249	332
13:00	367	372	363	338	324	302	235	329
14:00	340	339	351	337	318	292	206	312
15:00	340	344	350	333	321	290	220	314
16:00	309	312	323	319	350	262	234	301
17:00	307	278	289	292	346	255	187	279
18:00	262	281	273	277	293	254	194	262
19:00	278	265	261	245	283	227	189	250
20:00	280	275	243	256	259	240	204	251
21:00	283	254	272	247	261	213	184	245
22:00	255	259	262	230	237	217	184	235
23:00	229	247	222	189	208	179	165	206

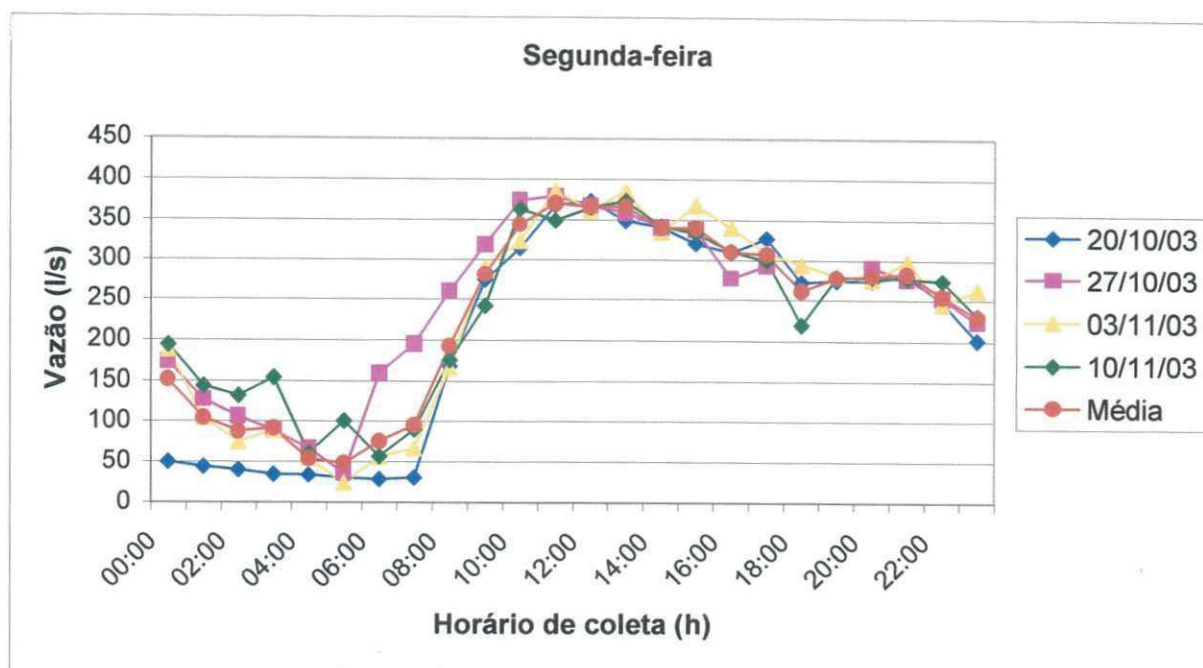


Figura 4.3 – Variação de vazão observada na monitoração do afluente da Lagoa do Róger, João Pessoa (PB), nas segundas-feiras, no período de 20/10/03 a 10/11/03.



Figura 4.4 – Variação de vazão observada no afluente da Lagoa do Róger, João Pessoa (PB), nas terças-feiras, no período de 21/10/03 a 11/11/03.

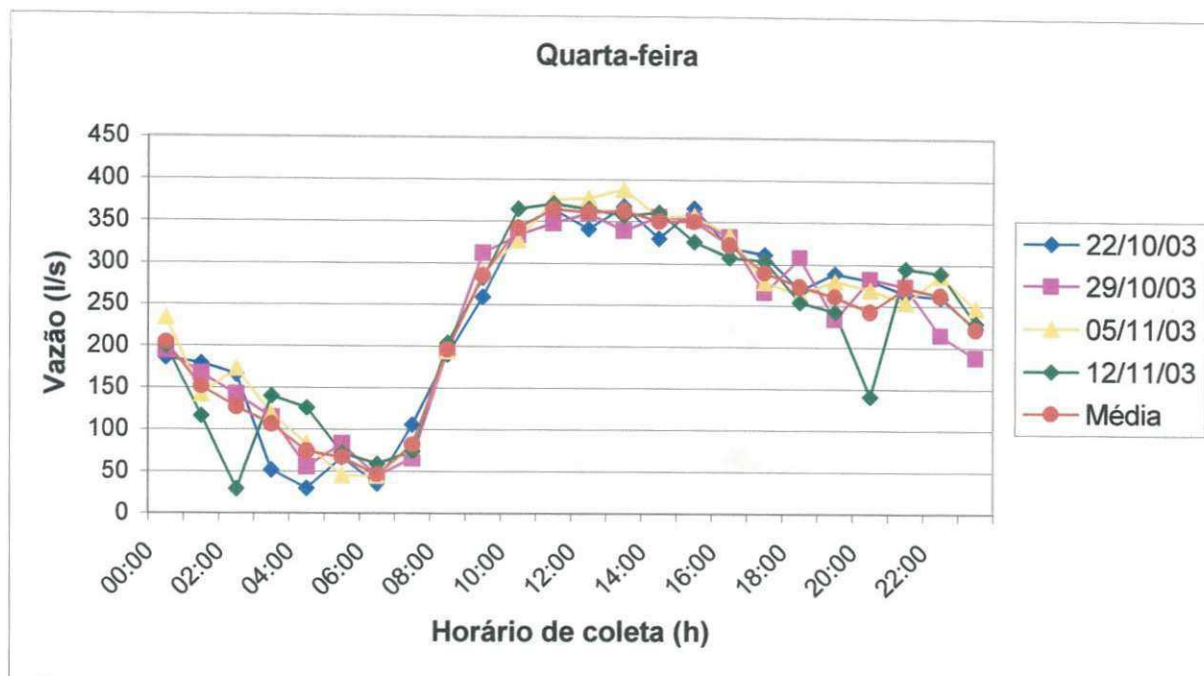


Figura 4.5 – Variação de vazão observada no monitoramento do afluente da Lagoa do Róger, João Pessoa (PB), nas quartas-feiras, no período de 22/10/03 a 12/11/03.

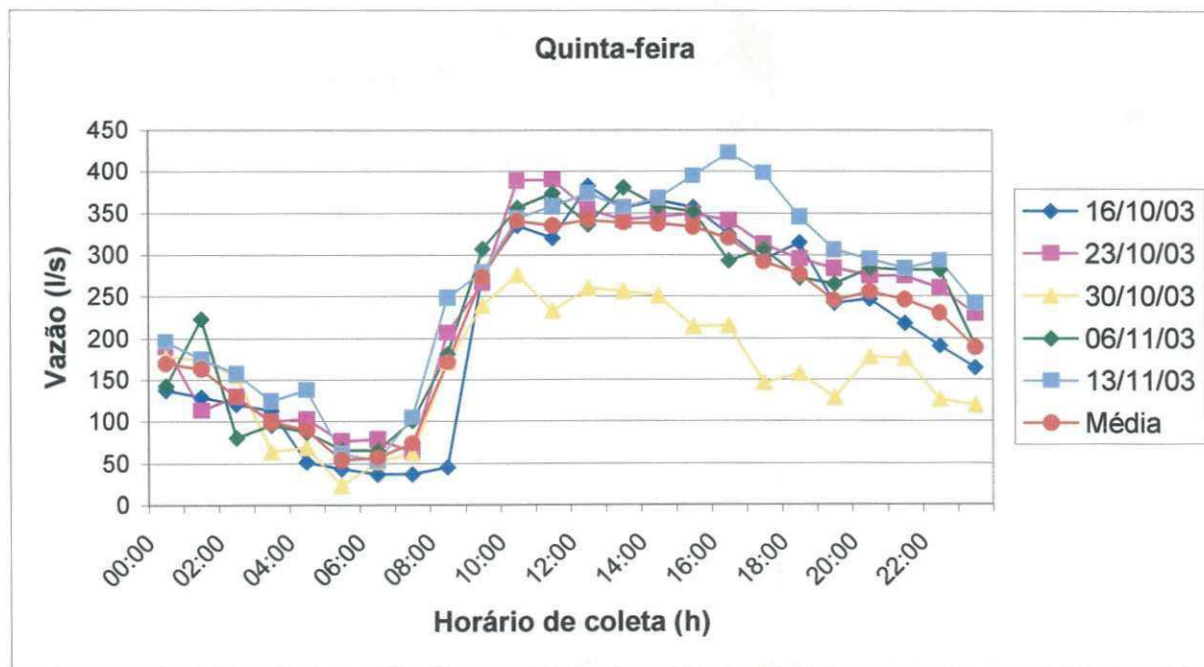


Figura 4.6 – Variação de vazão observada no monitoramento do afluente da Lagoa do Roger, João Pessoa (PB), nas quintas-feiras, no período de 16/10/03 a 13/11/03.

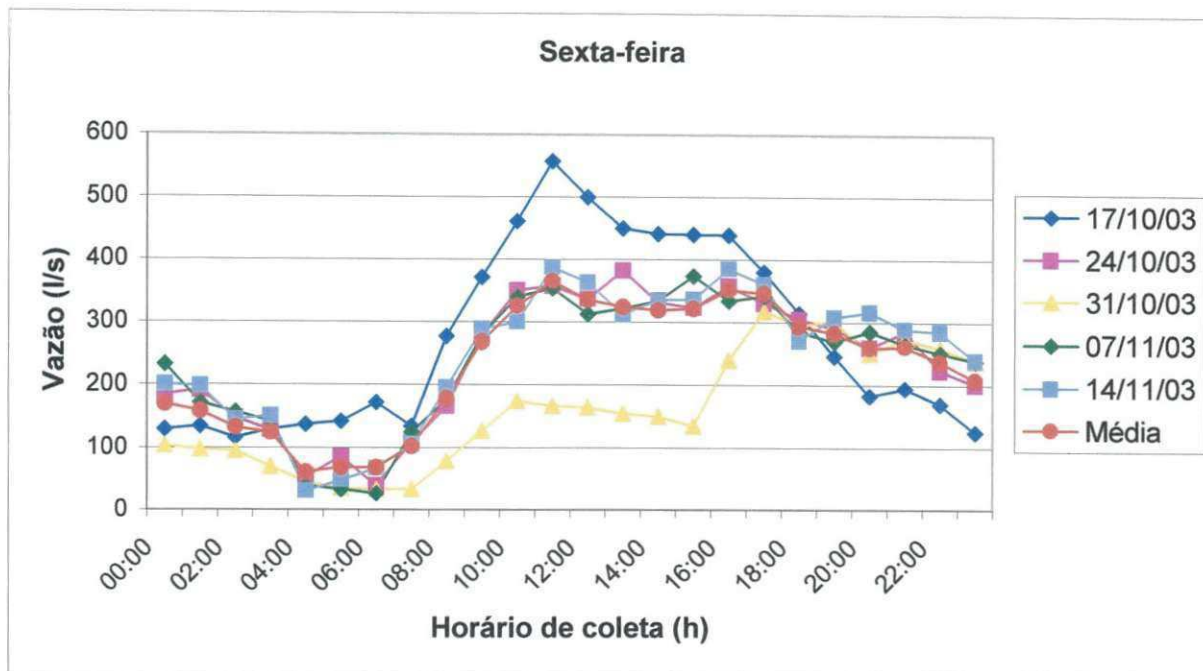


Figura 4.7 – Variação de vazão observada no monitoramento do afluente da Lagoa do Roger, João Pessoa (PB), nas sextas-feiras, no período de 17/10/03 a 14/11/03.

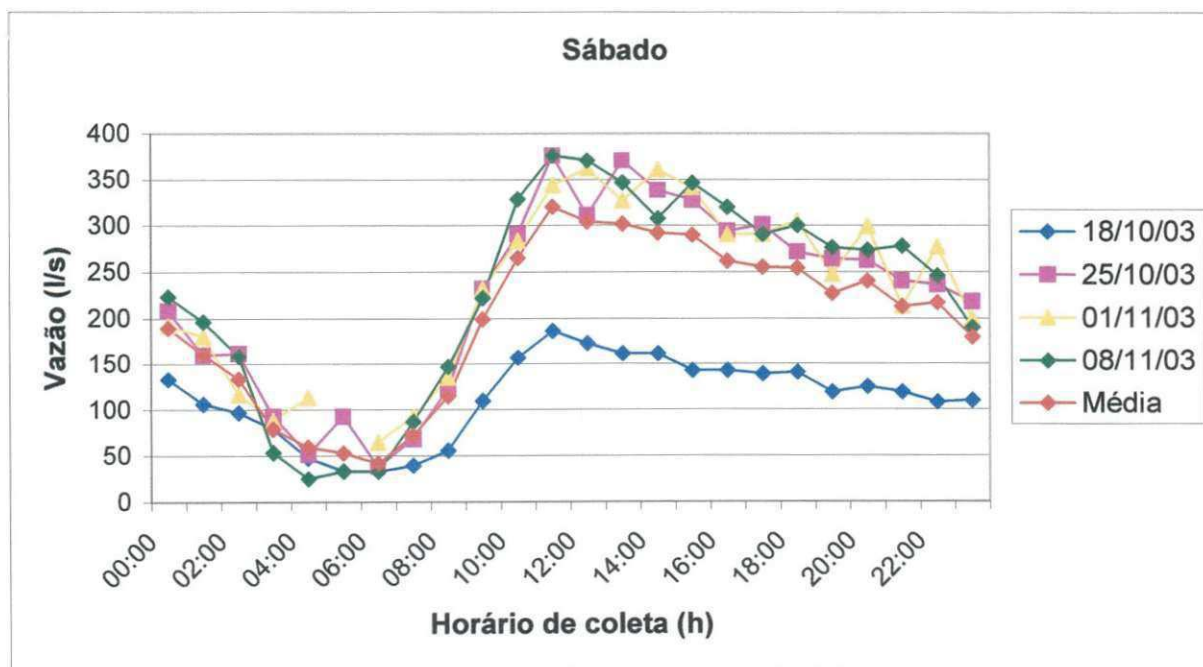


Figura 4.8 – Variação de vazão observada no monitoramento do afluente da Lagoa do Roger, João Pessoa (PB), nos sábados, no período de 18/10/03 a 08/11/03.

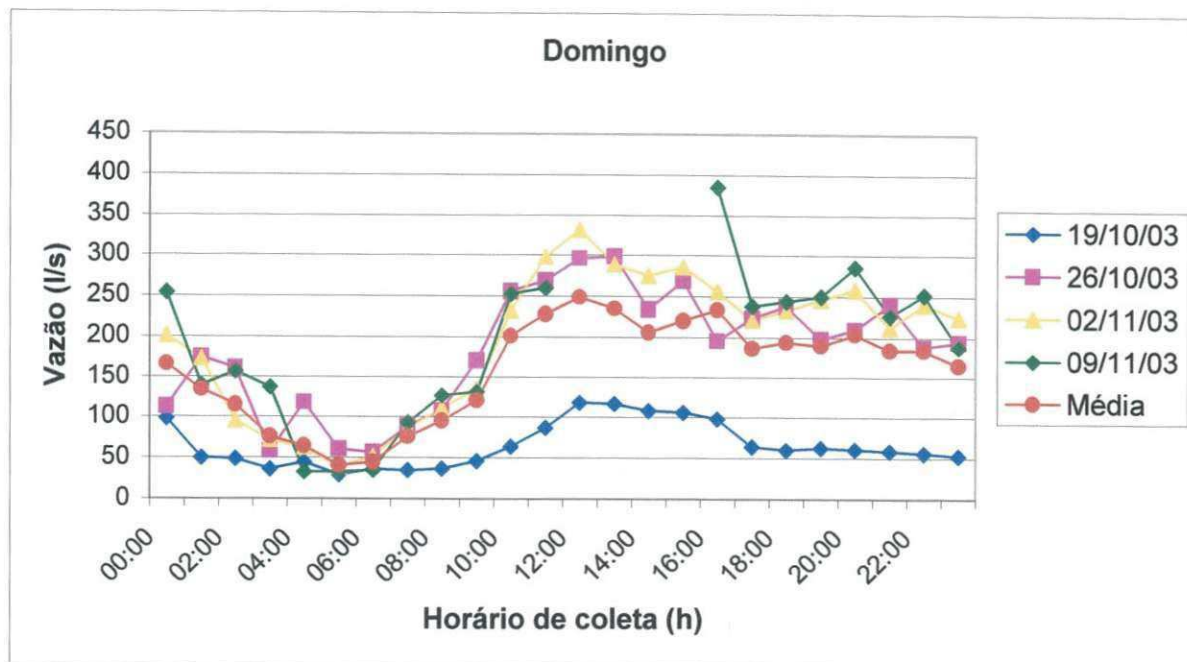


Figura 4.9 – Variação de vazão observada no monitoramento do afluente da Lagoa do Roger, João Pessoa (PB), nos domingos, no período de 19/10/03 a 09/11/03.

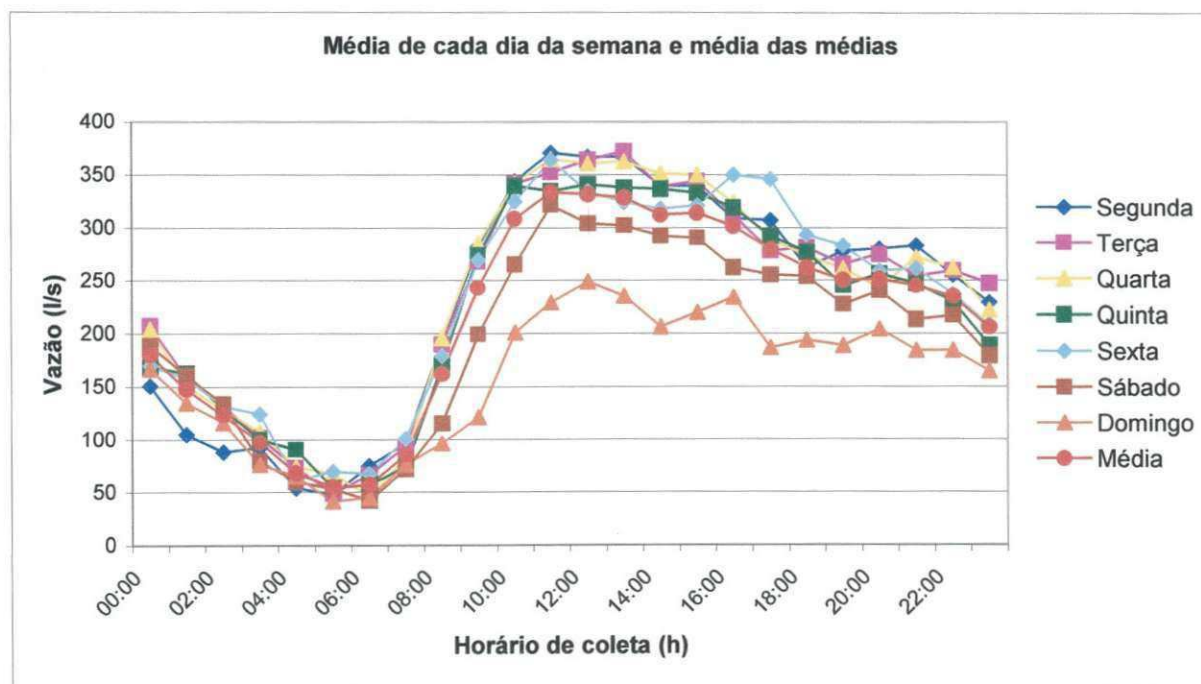


Figura 4.10 – Curva da variação de vazão média horária de cada dia da semana e a média das variações observadas no período de monitoração do afluente da Lagoa do Róger em João Pessoa (PB), no período de 16/10/03 a 14/11/03.

LPCO1BNE16039

Com os valores médios de vazão de cada dia da semana (Tabela 4.5), foi calculada uma nova média horária, obtendo-se uma curva que representa o comportamento da vazão do esgoto afluente da lagoa anaeróbia, ao longo do dia (Figura 4.11). Sobrepondo a curva da vazão média horária da Figura 4.3 à curva da Figura 4.11, foi obtida a Figura 4.12. A curva da vazão média horária foi praticamente igual à curva da média da vazão média de cada dia particular da semana.

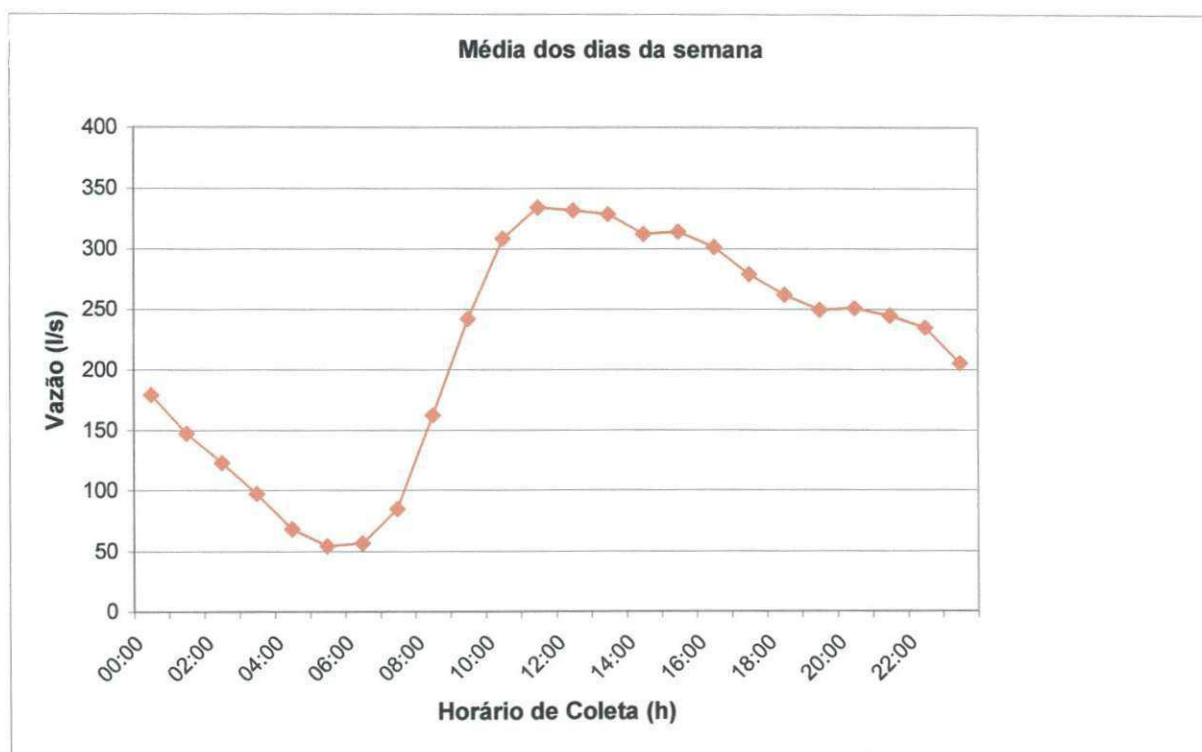


Figura 4.11 – Média das vazões médias de cada dia particular da semana observada na monitoração do afluente da Lagoa do Róger, João Pessoa (PB), no período de 16/10/03 a 14/11/03.

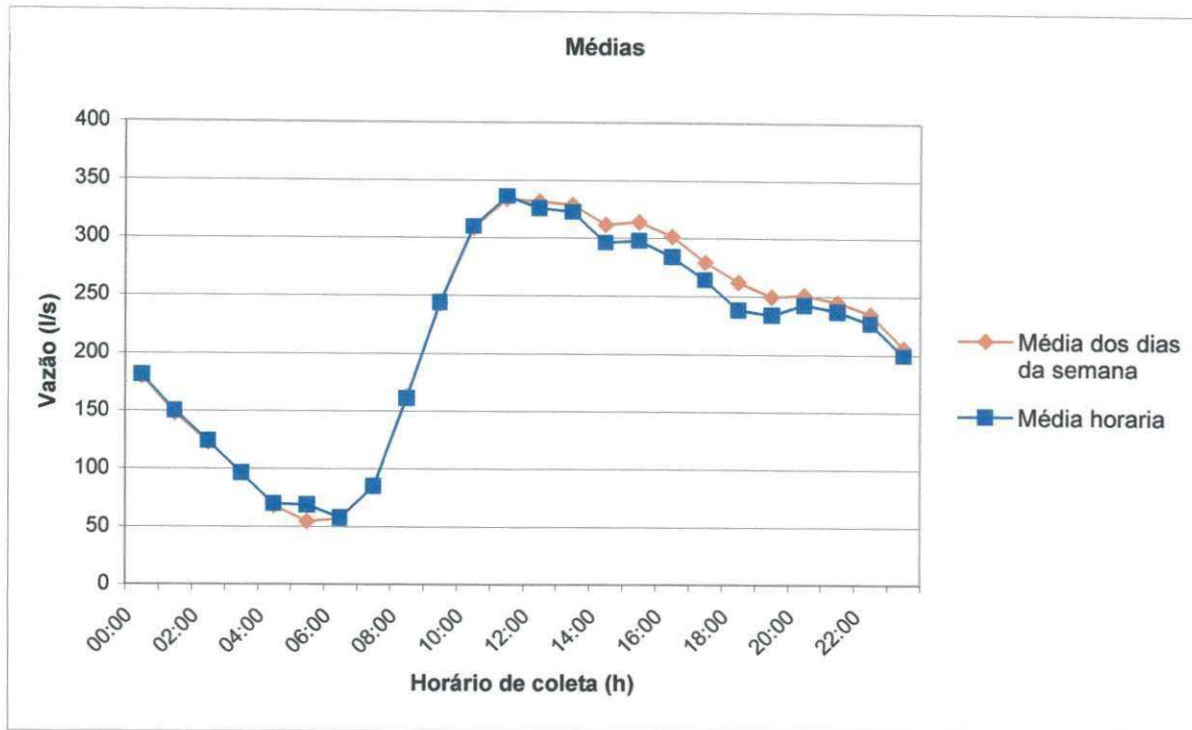


Figura 4.12 - Curva das médias das vazões médias horárias de cada dia particular da semana e curva das vazões médias horárias no afluente da ETE do Róger.

De acordo com a Tabela 4.8 foi verificado através da análise de variância ANOVA (fator único) que não houve diferença significativa ($F > F_{cr}$) entre os diferentes dias da semana.

Tabela 4.8 – Resumo da análise de variância ANOVA (fator único) para as vazões analisadas para cada dia particular da semana.

<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	110060,4	6	18343,4	1,963054	0,07391	2,155303
Dentro dos grupos	1504435	161	9344,319			
Total	1614496	167				

4.2 – Análise estatística descritiva das variáveis físico-químicas e biológicas das amostras analisadas

A Tabela 4.9 mostra a média, o desvio padrão, o valor máximo e o mínimo de todas as variáveis estudadas durante as 30 coletas realizadas no esgoto bruto e no efluente da lagoa anaeróbia, entre fevereiro e outubro de 2003. Todos os dados amostrais foram submetidos à análise estatística descritiva e através do critério de Kolmogorov-Smirnov foi verificado o ajuste de sua distribuição à distribuição normal. Para os coliformes termotolerantes foi utilizada uma transformação elevando-se o log ao quadrado para obter a distribuição normal.

4.2.1- pH e Temperatura

As medidas do pH foram bastante próximas à neutralidade. O pH médio do esgoto bruto foi 7,40, sendo observada uma pequena dispersão ($s_{n-1} = 0,29$). O efluente final apresentou valor médio de 7,12, com desvio padrão amostral de 0,21. O valor do pH do esgoto bruto se apresentou, na maioria das vezes, mais elevado que o valor do efluente, com exceção das coletas 9 e 27. As coletas 5 e 9, realizadas nas datas 30/04/03 e 14/05/03, foram marcadas por fortes chuvas na noite anterior e na hora da coleta, respectivamente. Na Figura 4.13 é possível observar que o pH do esgoto bruto teve um decréscimo, apresentando-se, na coleta 9, inferior ao pH do efluente. Esta diminuição do pH deve-se ao fato do esgoto bruto estar mais diluído. No entanto, na coleta 27, realizada na data 29/08/03 observa-se um aumento do pH do efluente, correspondendo ao valor máximo do pH (7,8) entre todas as coletas desse ponto.

Com base nos dados apresentados na Tabela 4.9 foi verificado que as temperaturas médias do esgoto bruto (26,67°C) e do efluente (26,70°C) foram praticamente as mesmas, sendo os desvios padrões de, respectivamente, 1,47 e 1,33°C. O valor mínimo da temperatura para o esgoto bruto foi registrado no mês de maio sendo de 24°C e o valor mínimo do efluente foi de 25°C, no mês de junho. Nos meses de fevereiro, março e outubro foram observados os valores máximos de temperatura. A Figura 4.14 apresenta a variação da temperatura do esgoto bruto e do efluente, entre fevereiro e outubro de 2003.

TABELA 4.9 – Análise estatística descritiva das variáveis físico-químicas e biológicas determinadas no esgoto bruto (EB) e no efluente (EF) da lagoa anaeróbia profunda da ETE do Róger, João Pessoa, PB.

PARÂMETROS		MÉDIA	DESVIO PADRÃO	MÁXIMO	MÍNIMO
DBO (mg/l)	EB	392,62	136,18	632,00	139,00
	EF	126,93	64,02	335,00	55,00
DQO (mg/l)	EB	607,63	146,07	923,00	305,00
	EF	238,23	81,60	441,00	146,00
pH	EB	7,40	0,29	7,93	6,77
	EF	7,12	0,21	7,80	6,86
CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (µmho/cm)	EB	786,77	156,77	980,00	185,00
	EF	842,80	90,17	1021,00	290,00
ALCALINIDADE (mgCaCO ₃ /l)	EB	218,53	50,24	290,00	44,00
	EF	260,70	29,57	303,00	156,00
TEMPERATURA (°C)	EB	26,67	1,47	30,00	24,00
	EF	26,70	1,33	30,00	25,00
SST (mg/l)	EB	231,55	76,14	422,00	99,00
	EF	67,21	50,94	233,00	19,00
SSF (mg/l)	EB	48,41	24,95	126	5
	EF	13,59	13,84	59	2
SSV (mg/l)	EB	183,21	71,78	372	67
	EF	53,62	41,61	177	15
COLIFORMES TERMOTOLERANTES (UFC/100ml)	EB	1,90E+07	6,04E+06	3,27E+07	4,10E+06
	EF	2,13E+06	1,16E+06	7,20E+06	5,50E+05

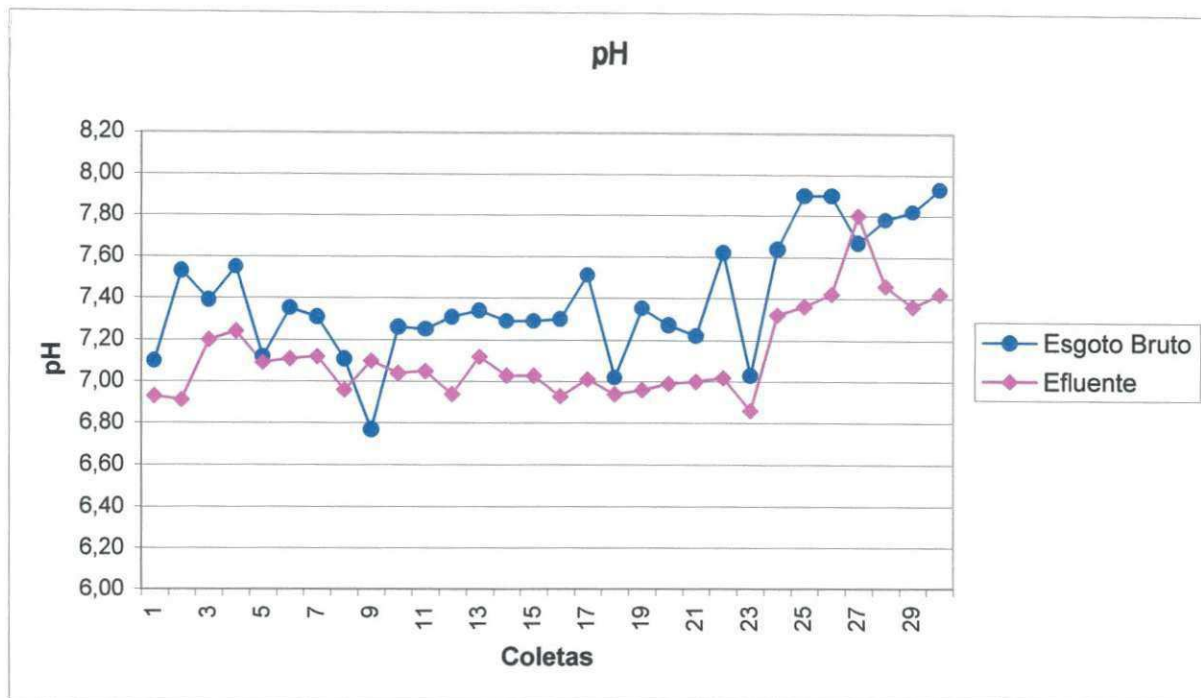


Figura 4.13 – Variação dos valores de pH obtidos na monitoração do esgoto bruto e do efluente da Lagoa do Róger, João Pessoa (PB), no período de fevereiro a outubro de 2003.

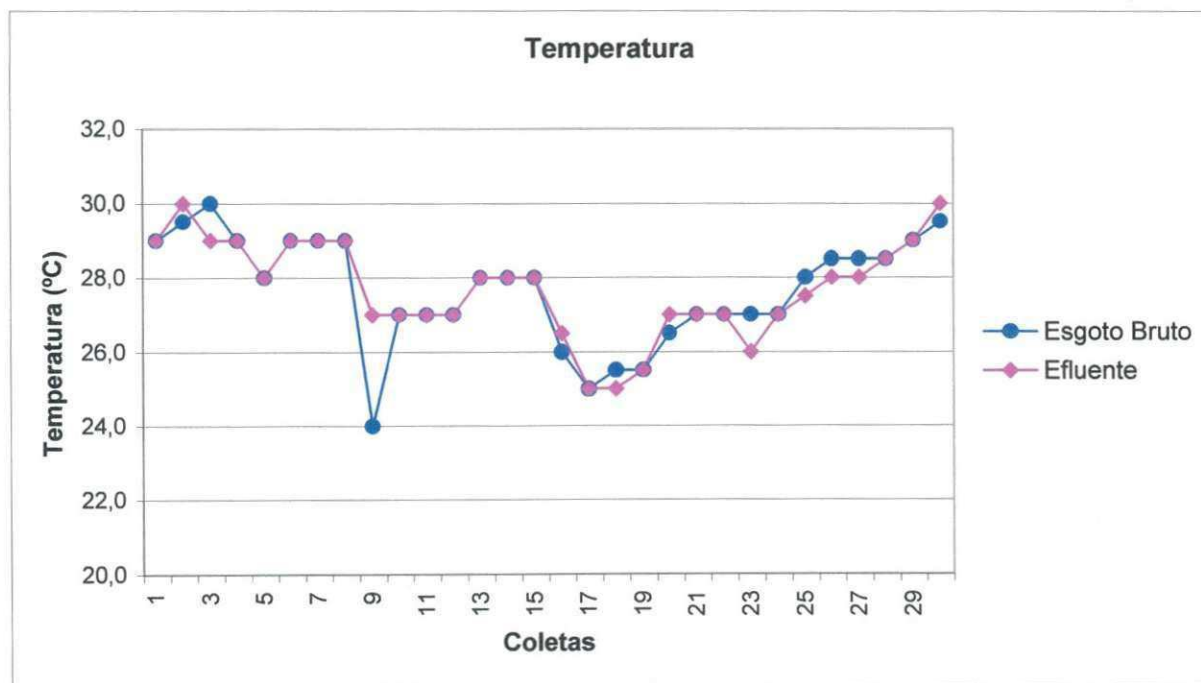


Figura 4.14 – Variação das medidas de temperatura obtidas na monitoração do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbica profunda da ETE do Róger, João Pessoa (PB), no período de fevereiro a outubro de 2003.

4.2.2 – Condutividade Elétrica e Alcalinidade

As condutividades médias do esgoto bruto e do efluente foram, respectivamente, 786,77 e 842,80 $\mu\text{mho/cm}$, com dispersões de 156,77 e 90,17 $\mu\text{mho/cm}$, respectivamente. O valor mínimo de condutividade elétrica no esgoto bruto ocorreu em um dia de forte chuva, tendo sido, também, observados os valores mínimos de alcalinidade, pH e de temperatura. Nas Figuras 4.15 e 4.16, que ilustram as variações de condutividade elétrica e alcalinidade total, podem ser observadas quedas dos valores dessas variáveis nas coletas 5 e 9.

Para a alcalinidade, o valor médio do esgoto bruto foi 218,53 $\text{mg CaCO}_3/\text{l}$ e para o efluente 260,70 mgCaCO_3/l . Esses valores são considerados típicos para águas residuárias domésticas (Silva, 1982; Oliveira, 1990). O aumento observado entre o afluente e o efluente pode ter sido influenciado pela solubilização da rocha calcária.

4.2.3 – DBO₅ e DQO

Os dados de DBO₅ e DQO estão representados nas Figuras 4.17 e 4.18, respectivamente. A DBO₅ média do esgoto bruto foi de 392,62 mg/l e a do efluente final 126,93 mg/l , sendo a eficiência média de remoção de 67,67 %. Em termos de DQO, a remoção média de matéria orgânica do sistema foi de 60,79 %, sendo as médias do afluente e do efluente de 607,63 e 238,23 mg/l , respectivamente. Na décima coleta, realizada no dia 16/05/2003, ocorreu a maior eficiência de remoção de matéria orgânica na lagoa, correspondendo a 85,84% da DBO₅ e 83,32 % DQO.

A razão DQO/DBO₅ variou de 0,67 a 2,35, com valor médio de 1,65, evidenciando a predominância de matéria orgânica biodegradável típica de águas residuárias domésticas.

Com o valor médio da DBO₅ do afluente e o valor da vazão média diária, foi determinada a carga orgânica volumétrica da lagoa igual a 86,45 $\text{g DBO}_5/\text{m}^3\cdot\text{dia}$.

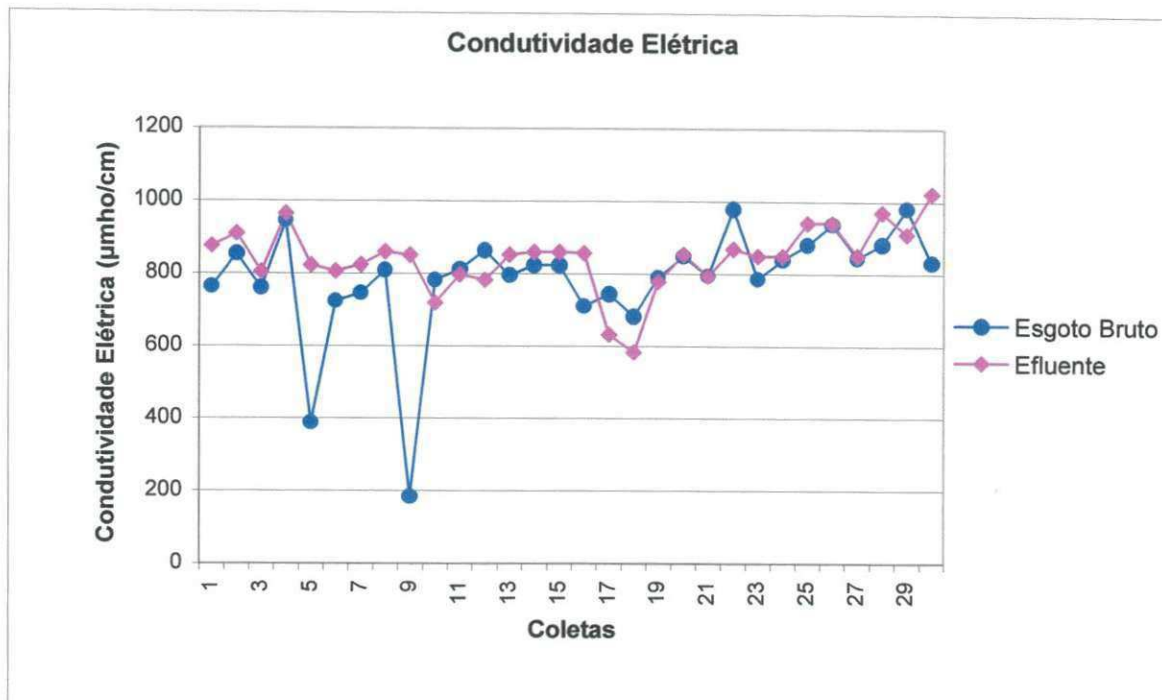


Figura 4.15 – Variação dos valores de condutividade elétrica obtidos na monitoração do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, João Pessoa (PB), no período de fevereiro a outubro de 2003.

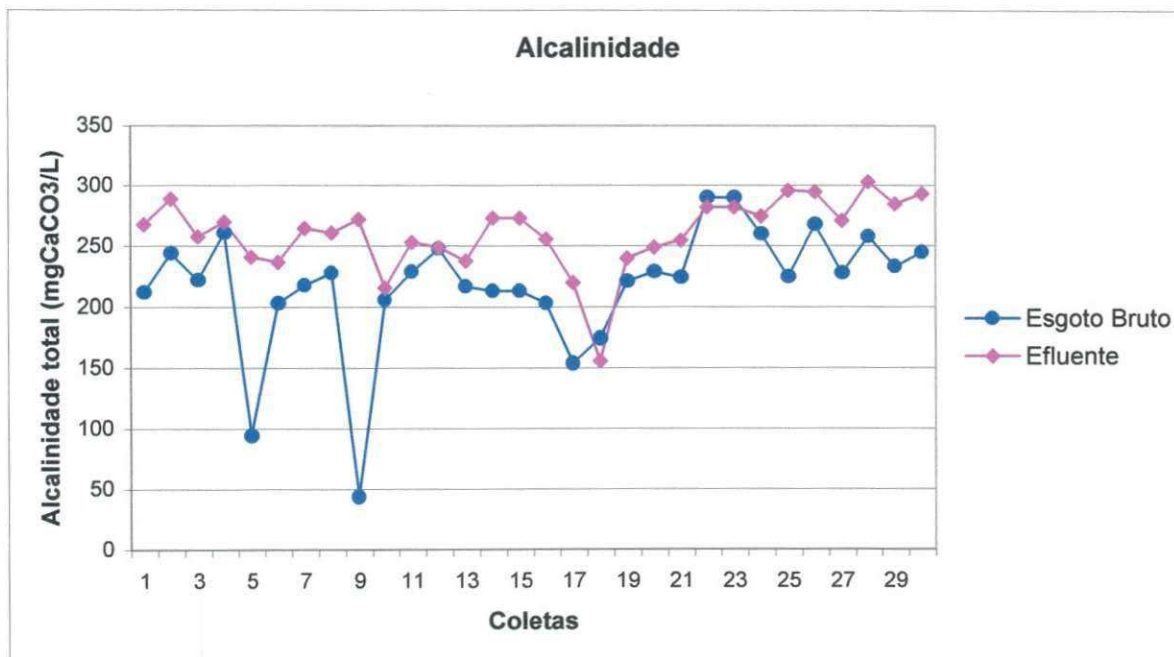


Figura 4.16 – Variação dos valores de alcalinidade total obtidos na monitoração do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Roger, João Pessoa (PB), no período de fevereiro a outubro de 2003.

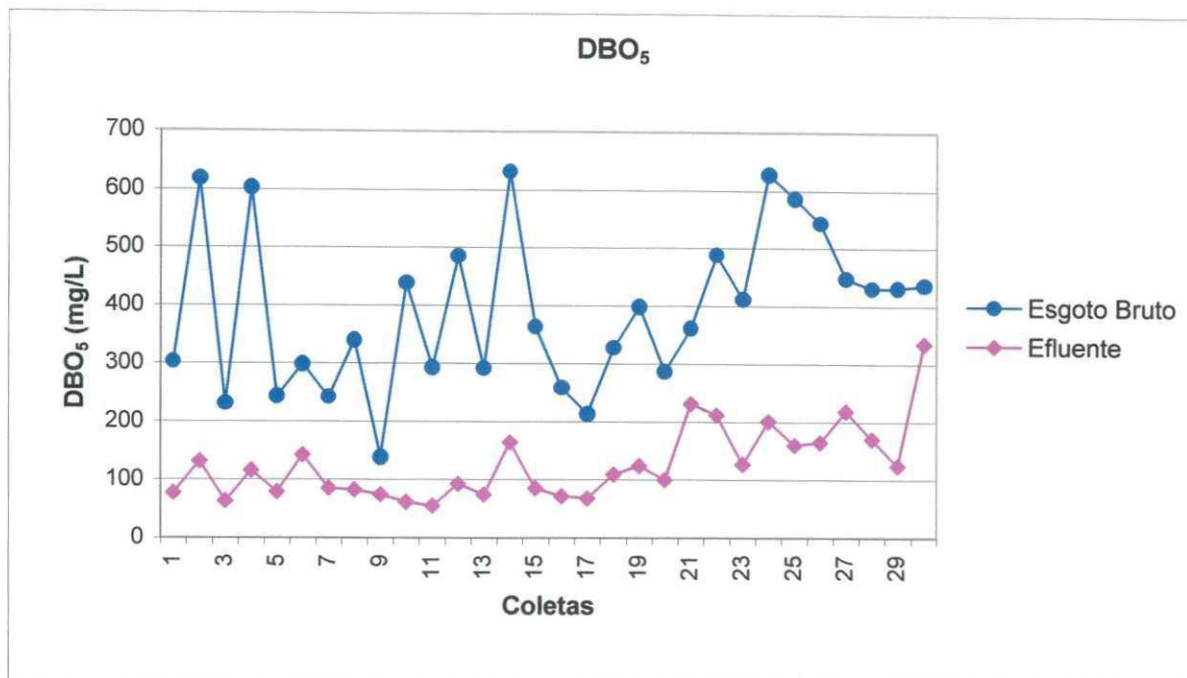


Figura 4.17 – Variação de DBO₅ no esgoto bruto e no efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, João Pessoa (PB), no período de fevereiro a outubro de 2003.

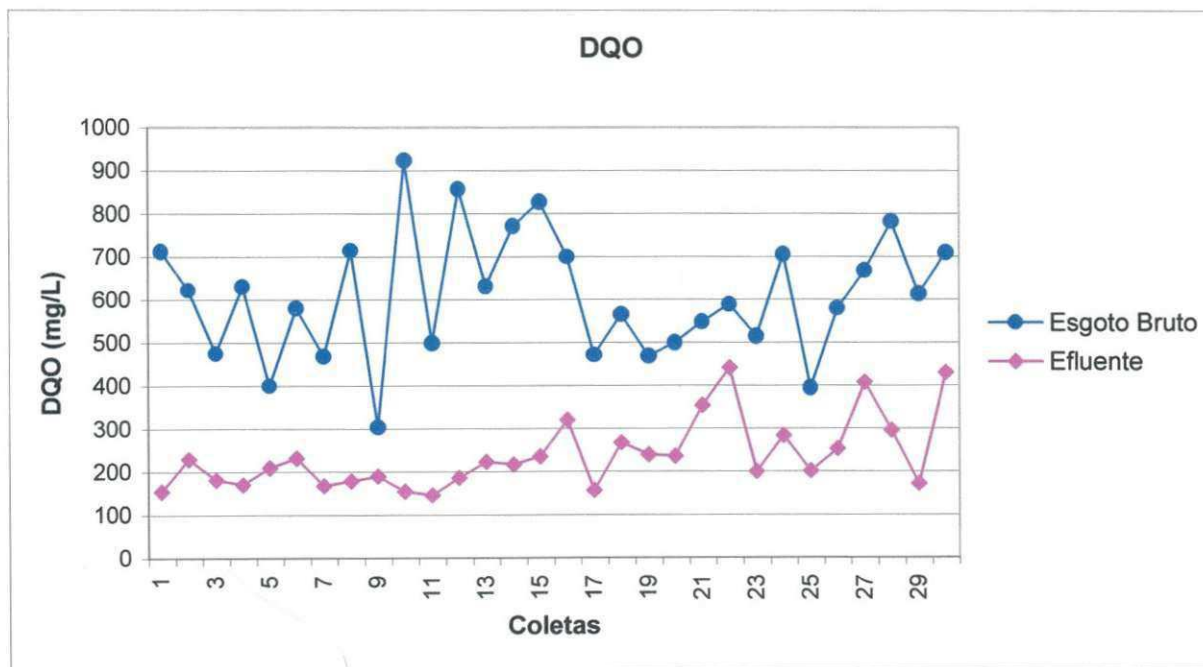


Figura 4.18 – Variação de DQO no esgoto bruto e no efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, João Pessoa (PB), no período de fevereiro a outubro de 2003.

4.2.4 – Sólidos Suspensos

A maior fração dos sólidos suspensos foi constituída por sólidos suspensos voláteis, predominantemente, sólidos de origem orgânica. Os valores de SSV (Figura 4.20) apresentaram praticamente, o mesmo comportamento em termos de variação temporal dos SST (Figura 4.19). Os valores médios dos sólidos suspensos totais, para o esgoto bruto e para o efluente final, foram 231,55 e 67,21 mg/l, correspondendo a uma remoção de 70,98 %. Para os sólidos suspensos fixos esses valores foram 48,41 e 13,59 mg/l, enquanto que para os sólidos suspensos voláteis foram 183,21 e 53,62 mg/l.

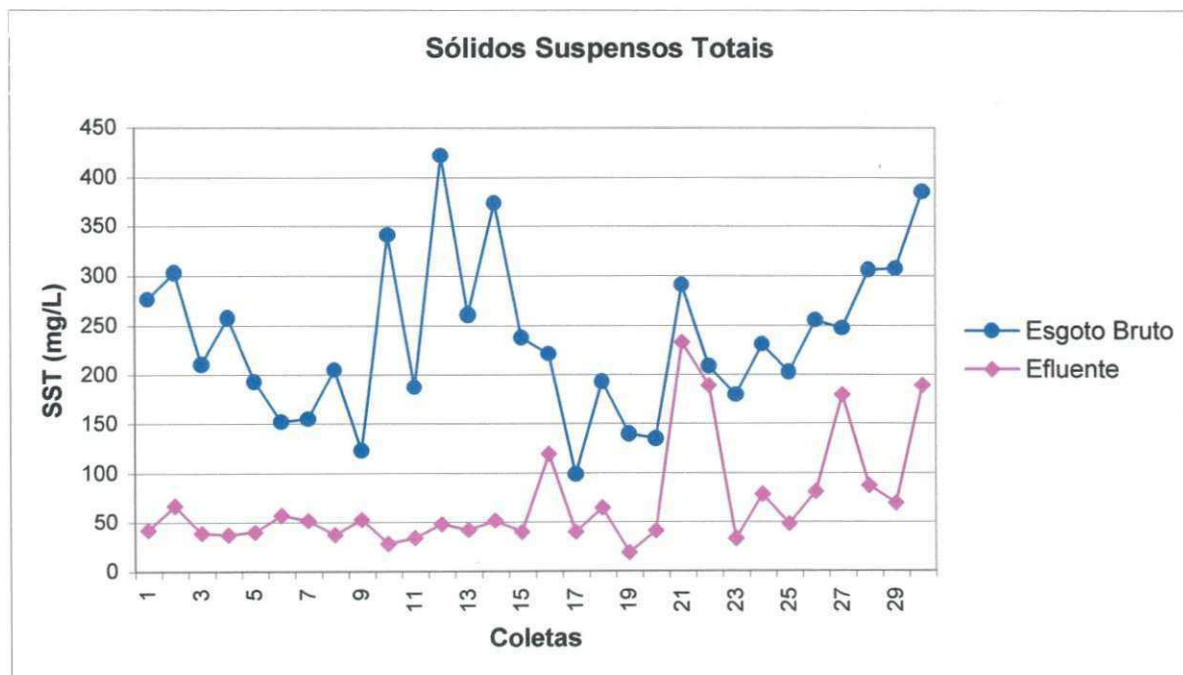


Figura 4.19 – Variação dos sólidos suspensos totais no esgoto bruto e no efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, João Pessoa (PB), de fevereiro a outubro de 2003.

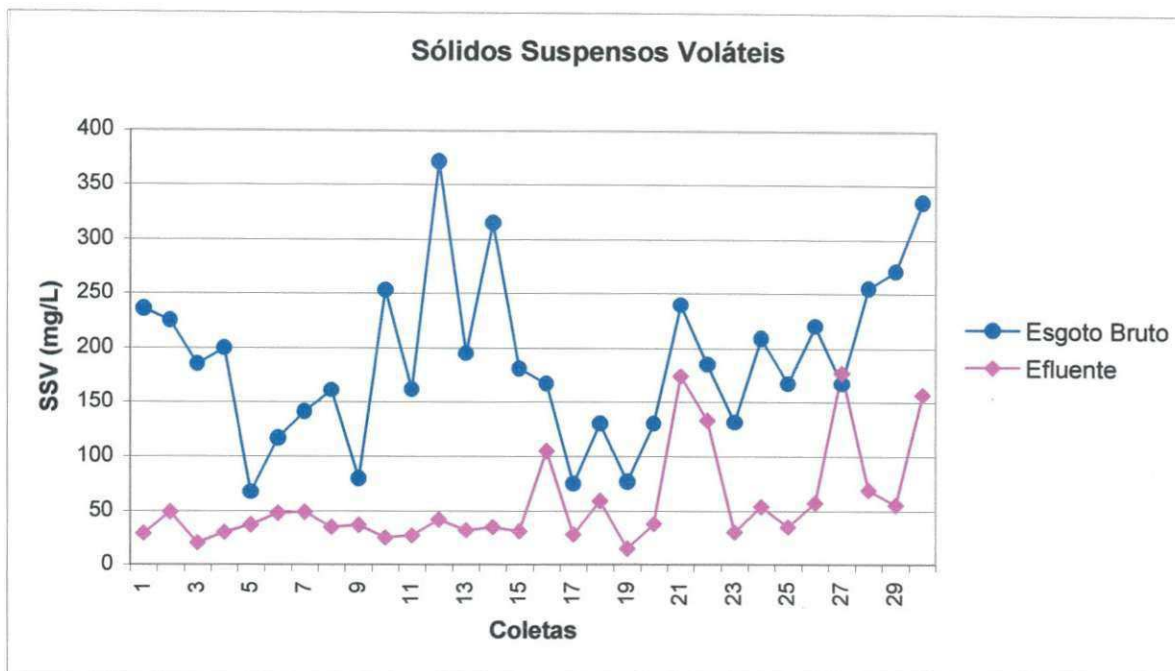


Figura 4.20 – Variação de sólidos suspensos voláteis no esgoto bruto e no efluente na lagoa anaeróbia da ETE do Roger, João Pessoa (PB), no período de fevereiro a outubro de 2003.

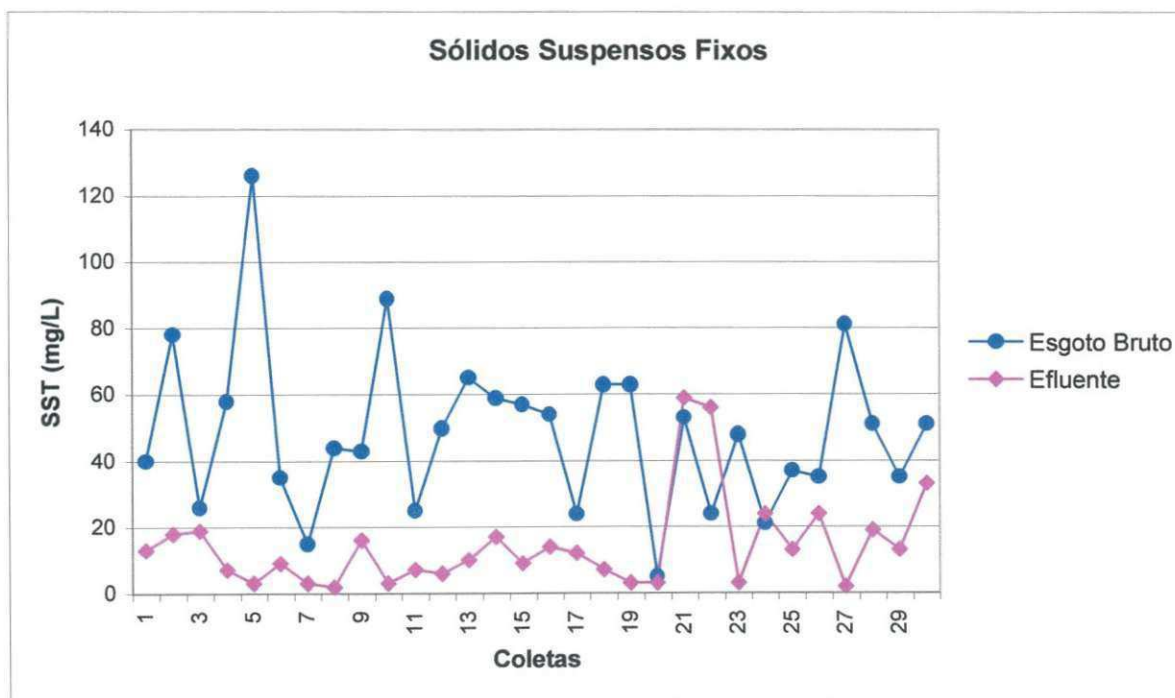


Figura 4.21 – Variação de sólidos suspensos fixos no esgoto bruto e no efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, João Pessoa (PB), no período de fevereiro a outubro de 2003.

4.2.5 – Coliformes Termotolerantes

O esgoto bruto apresentou uma concentração média de Coliformes Termotolerantes de $1,90 \times 10^7$ UFC/100ml e o efluente final uma concentração média de $2,13 \times 10^6$ UFC/100ml, correspondendo a uma remoção em torno de 90%, típica para lagoas anaeróbias. Os valores do desvio padrão foram de $6,04 \times 10^6$ para o esgoto afluente e $1,16 \times 10^6$ para o efluente. O valor máximo de Coliformes Termotolerantes no esgoto bruto foi de $3,27 \times 10^7$ UFC/100ml, obtido na 2ª coleta, e o valor mínimo foi $4,10 \times 10^6$ UFC/100ml, na coleta 9. A Figura 4.22 ilustra o conjunto de dados relativos às concentrações de Coliformes Termotolerantes.

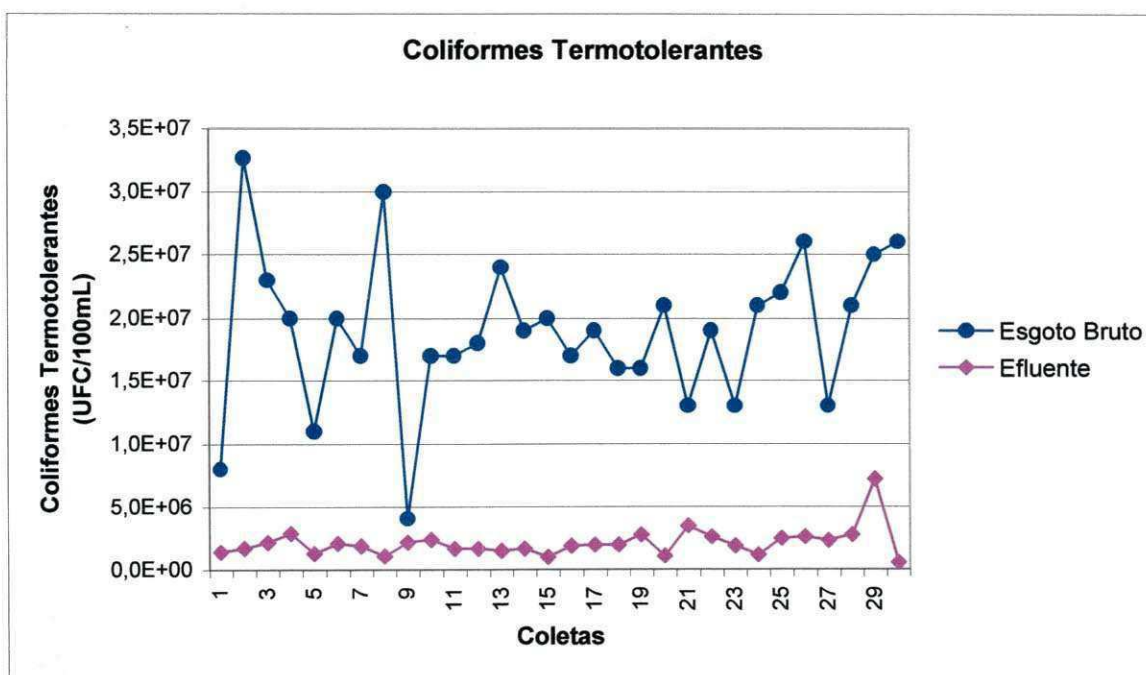


Figura 4.22 – Variação de Coliformes termotolerantes na monitoração do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, João Pessoa (PB), no período de fevereiro a outubro de 2003.

4.3 - Análise de correlação das variáveis físico-químicas e biológicas das amostras analisadas.

O estudo da matriz de correlação teve como objetivo determinar a existência de correlações estatisticamente significantes, entre as variáveis medidas no esgoto bruto afluente e no efluente da lagoa anaeróbia. Nas Tabelas 4.10 e 4.11 são apresentadas as matrizes de correlação entre as variáveis pH, alcalinidade, temperatura, DBO₅, DQO, condutividade elétrica, sólidos suspensos totais, fixos e voláteis e Coliformes Termotolerantes para o esgoto bruto e para o efluente, respectivamente. Os coeficientes de correlação assinalados, (**) e (*), são significativos nos níveis de significância $\alpha = 0,01$ e $\alpha = 0,05$, respectivamente.

As Tabelas 4.10 e 4.11 permitem observar que todas as correlações significativas foram positivas, refletindo as concentrações do esgoto bruto e do efluente analisados. O esgoto bruto apresentou mais relações estatisticamente significativas entre as variáveis que o efluente.

No esgoto bruto, a concentração de matéria orgânica tendeu a variar positivamente com a concentração de sólidos suspensos e a poluição fecal, mas também com pH e as variáveis indicadoras da concentração de sais, como condutividade elétrica e alcalinidade total. A DBO₅ apresentou correlação positiva com todas as outras variáveis analisadas, embora os coeficientes entre ela e a temperatura e sólidos suspensos fixos não tenham sido significantes; as correlações com pH, condutividade elétrica, alcalinidade e sólidos suspensos totais foram significantes no nível $\alpha = 0,01$ e com DQO, SSF[✓] e Coliformes Termotolerantes a significância foi no nível $\alpha = 0,05$. Embora em níveis de significância diferentes, a DQO apresentou correlações, com as outras variáveis idênticas às apresentadas pela DBO₅.

De modo similar ao que ocorreu na análise do esgoto bruto, a concentração de matéria orgânica no efluente mostrou relações significantes com as mesmas variáveis, acrescentando a variável SSF e com exceção da variável Coliformes Termotolerantes, que não apresentou correlação significativa.

A variável Coliformes Termotolerantes apresentou mais relações significantes no esgoto bruto que no efluente, correlacionando-se com as variáveis DBO₅, pH, condutividade elétrica, alcalinidade, temperatura e SSV, sendo que no efluente essas correlações significativas só permaneceram para as variáveis condutividade e alcalinidade.

No caso do pH, em ambos os tipos de amostras, os coeficientes de correlação com a alcalinidade e com a condutividade foram significantes, diferindo apenas no nível de

significância ($\alpha = 0,01$, no efluente, e, $\alpha = 0,05$, no esgoto bruto). No esgoto bruto, o pH apresentou correlação positiva, com $\alpha = 0,01$, com as variáveis DBO₅, condutividade, alcalinidade, temperatura e Coliformes Termotolerantes e no nível $\alpha = 0,05$ com SST. No efluente da lagoa anaeróbia o pH se apresentou fortemente correlacionado ($\alpha = 0,01$) com DBO₅, alcalinidade e condutividade e correlacionado, no nível $\alpha = 0,05$, com SSV.

É compreensível que haja essa diferença de correlações entre as variáveis analisadas do esgoto bruto e do efluente, uma vez que foi observado, na análise das variáveis físico-químicas e biológica, que o grau de remoção foi diferente para cada variável.

TABELA 4.10 - Matriz de correlação das variáveis analisadas para o esgoto bruto.

	<i>DBO5</i>	<i>DQO</i>	<i>pH</i>	<i>CONDUTIVIDADE</i>	<i>ALCALINIDADE</i>	<i>TEMPERATURA</i>	<i>SST</i>	<i>SSF</i>	<i>SSV</i>	<i>COLIFORMES</i>
<i>DBO5</i>	1									
<i>DQO</i>	0,400*	1								
<i>pH</i>	0,559**	0,097	1							
<i>CONDUTIVIDADE</i>	0,633**	0,417*	0,674**	1						
<i>ALCALINIDADE</i>	0,622**	0,382*	0,549**	0,910	1					
<i>TEMPERATURA</i>	0,315	0,246	0,456**	0,457**	0,460**	1				
<i>SST</i>	0,557**	0,718**	0,319*	0,400*	0,372*	0,425*	1			
<i>SSF</i>	0,104	0,186	-0,146	-0,297	-0,300	0,059	0,318*	1		
<i>SSV</i>	0,554**	0,697**	0,384	0,518**	0,489**	0,429*	0,952**	0,012	1	
<i>COLIFORMES</i>	0,437*	0,256	0,570**	0,614**	0,519**	0,531**	0,273	-0,163	0,339*	1

TABELA 4.11 - Matriz de correlação das variáveis analisadas para o efluente.

	<i>DBO</i>	<i>DQO</i>	<i>PH</i>	<i>CONDUTIVIDADE</i>	<i>ALCALINIDADE</i>	<i>TEMPERATURA</i>	<i>SST</i>	<i>SSF</i>	<i>SSV</i>	<i>COLIFORMES</i>
DBO	1									
DQO	0,783**	1								
PH	0,528**	0,334	1							
CONDUTIVIDADE	0,465**	0,201	0,528**	1						
ALCALINIDADE	0,448*	0,179	0,484**	0,900**	1					
TEMPERATURA	0,222	0,003	0,352	0,635**	0,535**	1				
SST	0,754**	0,886**	0,314	0,168	0,204	0,088	1			
SSF	0,587**	0,625**	0,023	0,132	0,241	0,055	0,768**	1		
SSV	0,737**	0,886**	0,377*	0,164	0,172	0,091	0,979**	0,623**	1	
COLIFORMES	0,145	-0,089	0,352	0,443*	0,357*	0,044	-0,038	-0,077	-0,023	1

4.4 – Perfil de 24 horas

No intuito de analisar as variações e as características médias das variáveis físicas, químicas e microbiológicas do esgoto afluyente e do efluente da lagoa anaeróbia, bem como as diferenças entre as características noturnas e diurnas, foram realizados dois experimentos (perfis) de 24 horas, um no mês de julho (10-11) e outro no mês de novembro (19-20). As coletas foram feitas a cada 4 horas, sendo iniciadas às 8 h da manhã e encerradas às 4 h da manhã do dia seguinte. Neste trabalho, foram avaliadas as variáveis DBO₅, DQO, alcalinidade, temperatura, condutividade elétrica, pH, Coliformes Termotolerantes e sólidos suspensos. As Tabelas 4.12 e 4.13 apresentam os resultados desses perfis.

No primeiro perfil, o valor médio do pH do esgoto bruto foi 6,96 e do efluente foi 6,84. No segundo perfil, os valores médios do pH foram 7,32 e 7,16 para o esgoto bruto e efluente, respectivamente. As Figuras 4.23 e 4.24 apresentam as variações do pH ao longo do dia, nos perfis realizados.

Os valores médios da alcalinidade do esgoto bruto no 1º e no 2º perfis foram, respectivamente, 200,17 e 205,67 mg CaCO₃/l. Para o efluente, esses valores foram de 241,00 e 280,67 mg CaCO₃/l. Em novembro, a variação da alcalinidade do efluente ao longo do dia foi maior que a variação da alcalinidade no mês de julho. Isto pode ser verificado nas Figuras 4.25 e 4.26. Essa variação se deve ao fato do mês de julho ser um período em que se concentram as chuvas e, geralmente, nessa fase, os esgotos encontram-se mais diluídos.

A condutividade elétrica nos dois perfis apresentou valores máximos às 12 h da manhã, tanto para o esgoto bruto como para o efluente. Os valores médios da condutividade elétrica ao longo do dia para o afluyente e o efluente no primeiro perfil foram, respectivamente, 773 e 831 µmho/cm; no 2º perfil, os respectivos valores foram 732 e 859 µmho/cm, representando uma variação muito pequena entre os dois perfis (Figuras 4.27 e 4.28).

Na DQO foi observada uma diferença nos valores horários entre os dois perfis e nos seus valores médios (ver Figuras 4.29 e 4.30). No 1º experimento, a DQO média foi de 540 e 225 mg/l para o esgoto bruto e efluente, respectivamente, com uma eficiência média de 58,33 % . No 2º perfil, a eficiência foi de 49,59 % com valores médios de 732 e 369 mg/l, para o esgoto bruto e efluente, respectivamente. A diferença desses valores médios de DQO pode ter relação com o período do ano, sendo os esgotos comumente mais diluídos no mês de julho do que em novembro.

O 1º perfil apresentou valor máximo de DBO₅ às 12 h, diferentemente do 2º perfil, que teve seu valor máximo à 0 h. Os valores médios, para o esgoto bruto e para o efluente, respectivamente, no mês de julho, foram 362 e 104 mg/l, e no mês de novembro, esses valores foram 556 e 257 mg/l. A eficiência média de remoção ao longo do dia foi 71,27 % para o 1º perfil e 53,78 % para o segundo. O efluente, no 1º perfil, se manteve quase que constante em torno de 100 mg/l e no 2º experimento variou de 140 a 338 mg/l ao longo do dia. As Figuras 4.31 e 4.32 mostram essas variações da DBO₅.

A variação das concentrações de Coliformes Termotolerantes foi diferente nos dois perfis. No 1º, às 20 h, foi observado o valor máximo (Figura 4.33), enquanto que no 2º perfil esse máximo ocorreu às 12 h (Figura 4.34). Os valores médios variaram pouco de um perfil para outro: $3,7 \times 10^7$ UFC/100ml - $2,37 \times 10^6$ UFC/100ml, no 1º e, $2,29 \times 10^7$ UFC/100ml - $3,53 \times 10^6$ UFC/100ml, no 2º perfil, para o esgoto bruto e efluente, respectivamente.

Com relação à temperatura, era previsível que ocorressem mudanças, conforme as Figuras 4.35 e 4.36. No mês de julho, o valor médio foi 26°C e no mês de novembro esse valor foi 30°C, para os dois pontos.

Os sólidos suspensos totais apresentaram valores médios bem próximos nos dois perfis (Figuras 4.37 e 4.38). No 1º, valores de 281 e 52 mg/l para o esgoto bruto e efluente, respectivamente, e no 2º perfil, esses valores para os referidos pontos foram de 245 e 75 mg/l.

A comparação dos resultados dos dois experimentos de variação das características físicas, químicas e biológicas do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia profunda com os resultados médios da monitoração de rotina permitiu identificar que as médias das variáveis na monitoração de rotina se situaram, de um modo geral, nas faixas definidas pelas concentrações observadas às 8h da manhã, nos dois perfis, indicando a representatividade de ambos os esquemas de amostragem.

TABELA 4.12 - Medidas das variáveis obtidas no perfil realizado no esgoto bruto (EB) e no efluente da lagoa anaeróbia (EF) em julho de 2003 na ETE do Róger, João Pessoa, PB.

PARÂMETROS		08:00	12:00	16:00	20:00	00:00	04:00
DBO (mg/l)	EB	288	452	366	367	346	352
	EF	97	118	104	107	102	97
DQO (mg/l)	EB	500	650	686	620	391	391
	EF	236	264	229	229	199	192
pH	EB	7,27	7,13	6,64	6,71	7,02	6,97
	EF	6,99	6,93	6,68	6,63	6,89	6,93
CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (µmho/cm)	EB	847	870	737	746	756	682
	EF	853	910	806	802	808	807
ALCALINIDADE (mgCaCO ₃ /l)	EB	229	217	177	198	201	179
	EF	249	236	236	246	243	236
TEMPERATURA (°C)	EB	26,5	27	27	27	25	25
	EF	27	26,5	26,5	27	25	25
SST (mg/l)	EB	135	231	215	189	139	779
	EF	43	58	47	51	65	50
SSF (mg/l)	EB	5	40	40	15	18	25
	EF	3	3	3	3	5	2
SSV (mg/l)	EB	130	190	175	174	121	754
	EF	40	55	44	48	60	48
COLIFORMES TERMOTOLERANTES (UFC/100ml)	EB	2,1E+7	1,8E+7	6,3E+7	6,6E+7	2,8E+7	2,6E+7
	EF	1,1E+6	1,7E+6	3,1E+6	2,3E+6	3,9E+6	2,1E+5

TABELA 4.13 - Medidas das variáveis obtidas no perfil realizado no esgoto bruto (EB) e no efluente da lagoa anaeróbia (EF), em novembro de 2003, na ETE do Róger, João Pessoa, PB.

PARÂMETROS		08:00	12:00	16:00	20:00	00:00	04:00
DBO (mg/l)	EB	362	454	626	652	724	338
	EF	172	140	292	293	338	306
DQO (mg/l)	EB	706	729	772	794	794	596
	EF	412	329	324	280	427	441
pH	EB	7,76	7,48	6,98	7,04	7,21	7,44
	EF	7,38	7,78	7,09	6,96	6,94	7,12
CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (µmho/cm)	EB	840	846	654	723	707	620
	EF	917	929	780	833	840	854
ALCALINIDADE (mgCaCO ₃ /l)	EB	248	217	167	199	214	189
	EF	300	286	267	260	283	288
TEMPERATURA (°C)	EB	30	30,5	30,5	29	28,5	28,5
	EF	29	31	30	29	29	28,5
SST (mg/l)	EB	216	324	413	174	212	130
	EF	95	62	60	65	94	76
SSF (mg/l)	EB	24	73	182	23	30	28
	EF	20	10	21	17	29	12
SSV (mg/l)	EB	192	251	231	151	182	108
	EF	75	52	78	48	65	54
COLIFORMES TERMOTOLERANTES (UFC/100ml)	EB	1,6E+7	4,2E+7	3,8E+7	2,6E+7	2,2E+7	1,7E+7
	EF	3,1E+6	3,8E+6	4,5E+6	2,8E+6	3,3E+6	3,7E+5

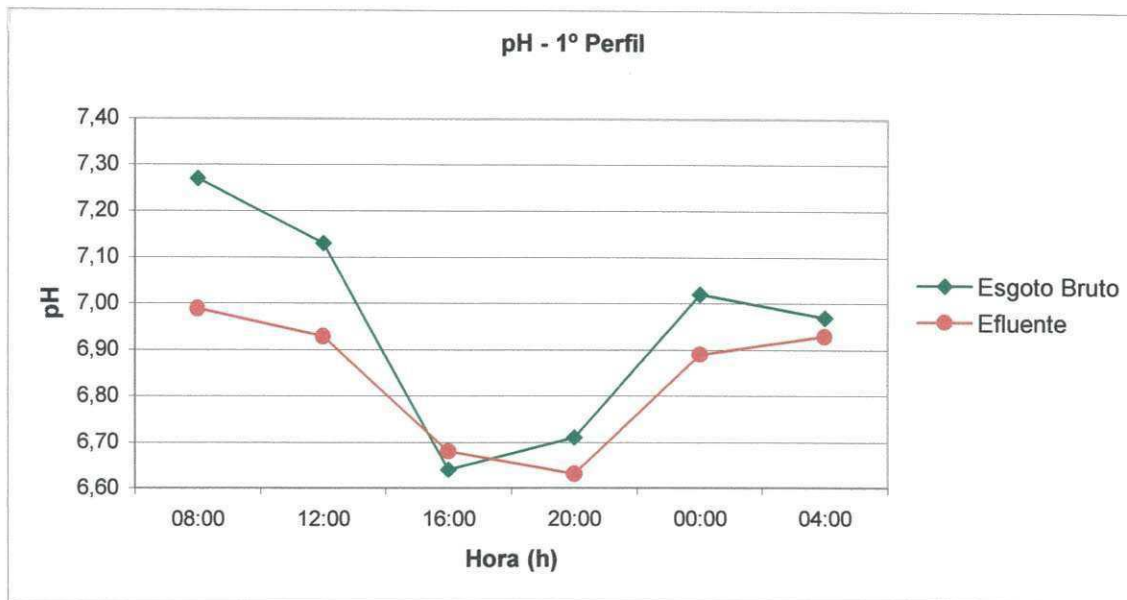


Figura 4.23 – Variação no ciclo diário de pH do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, João Pessoa (PB), em julho de 2003.

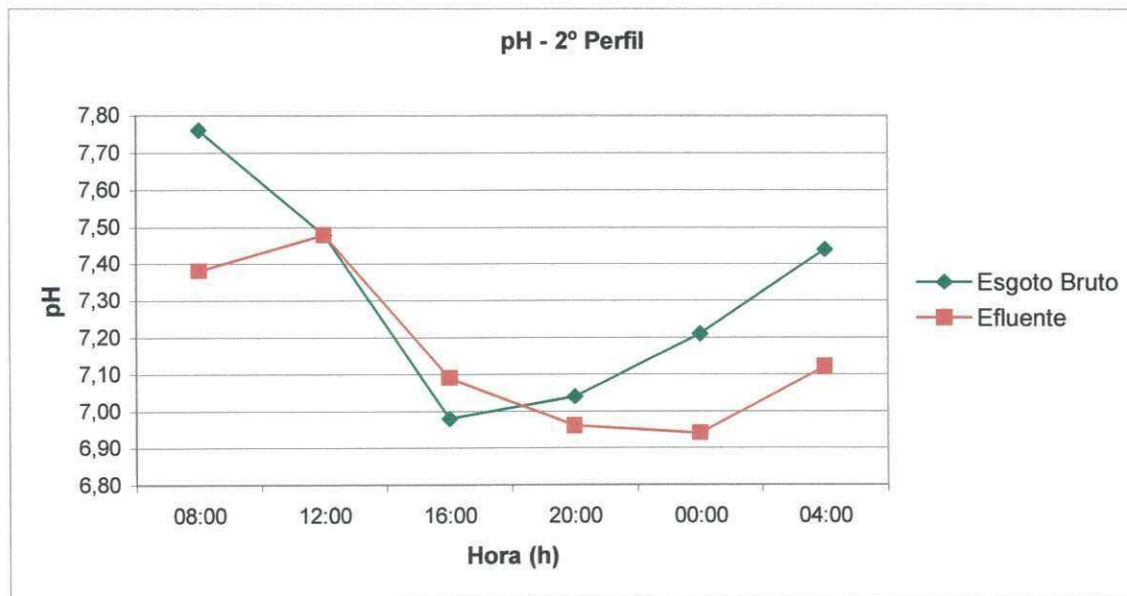


Figura 4.24 – Variação no ciclo diário de pH do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, João Pessoa (PB), em novembro de 2003.

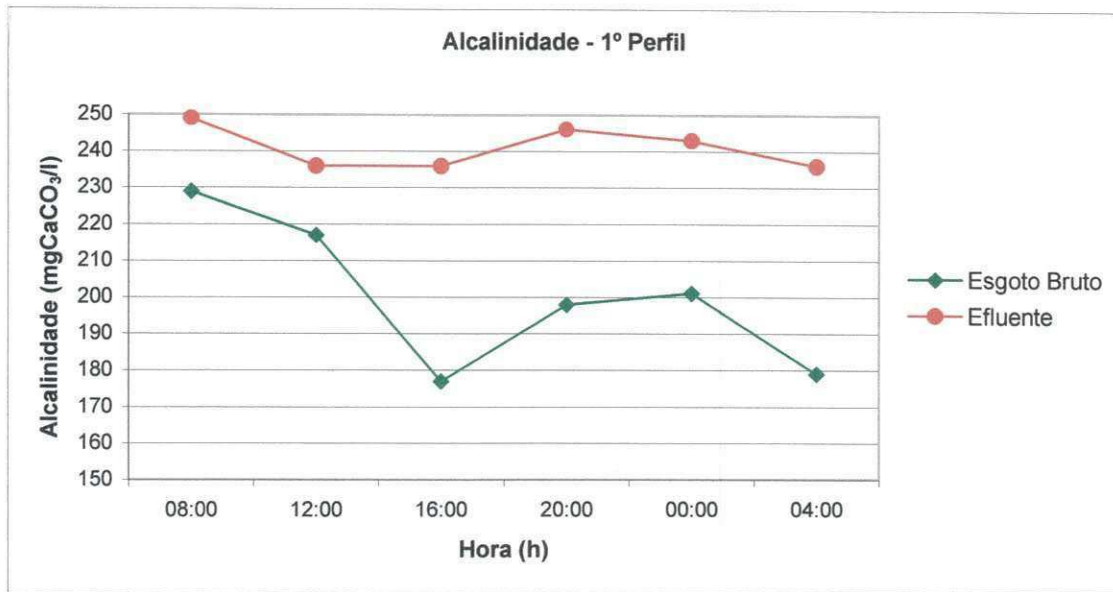


Figura 4.25 – Variação no ciclo diário de alcalinidade total do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, João Pessoa (PB), em julho de 2003.

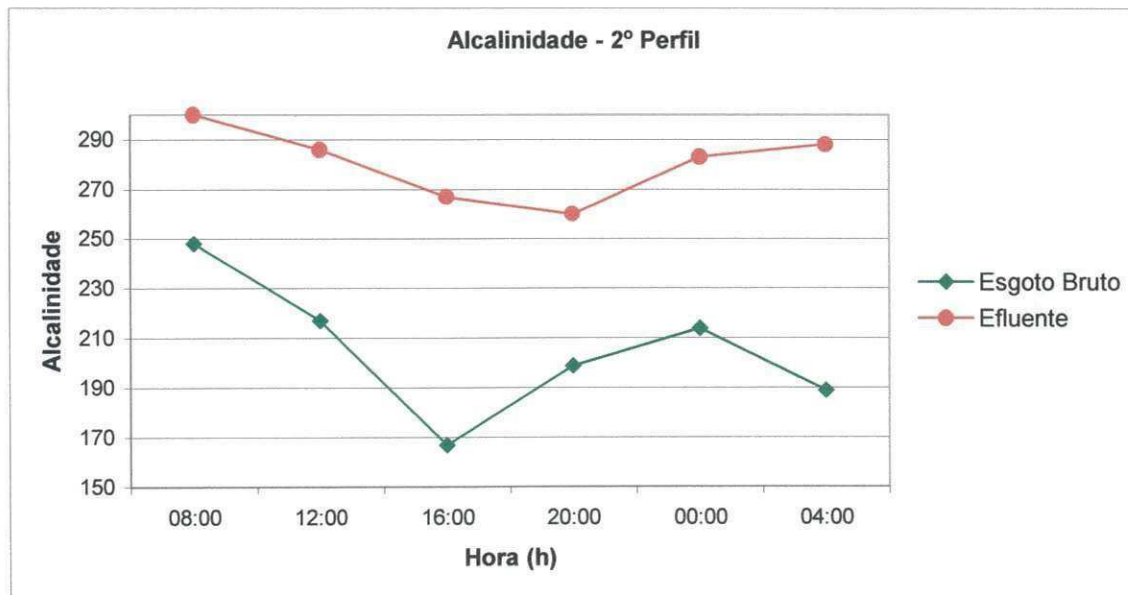


Figura 4.26 – Variação no ciclo diário de alcalinidade total do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, João Pessoa (PB), em novembro de 2003.

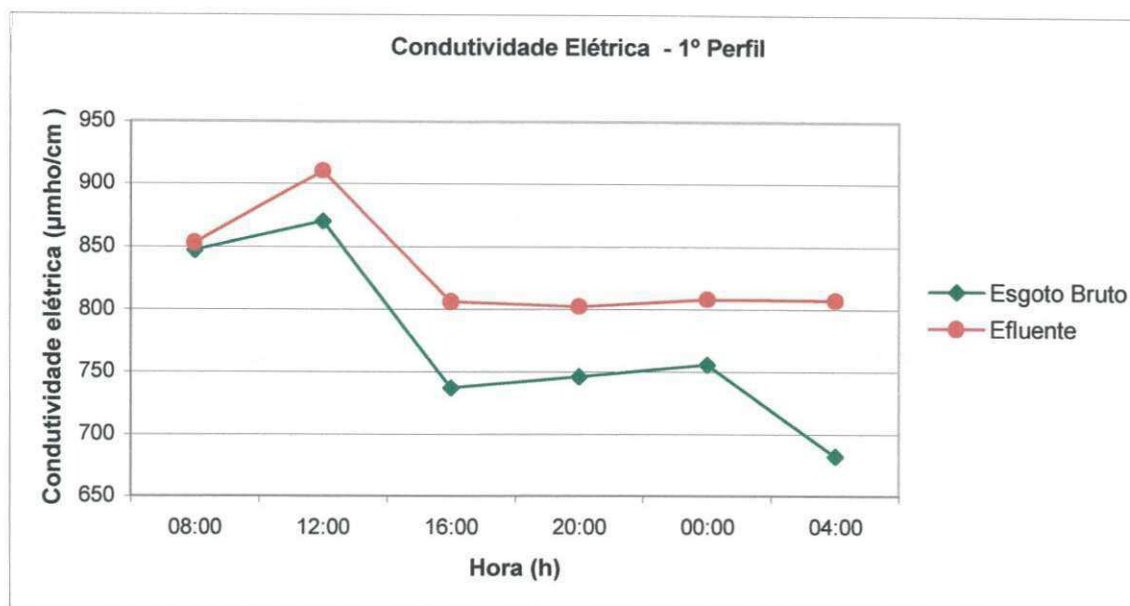


Figura 4.27 – Variação diária de condutividade elétrica do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, João Pessoa (PB), em julho de 2003.

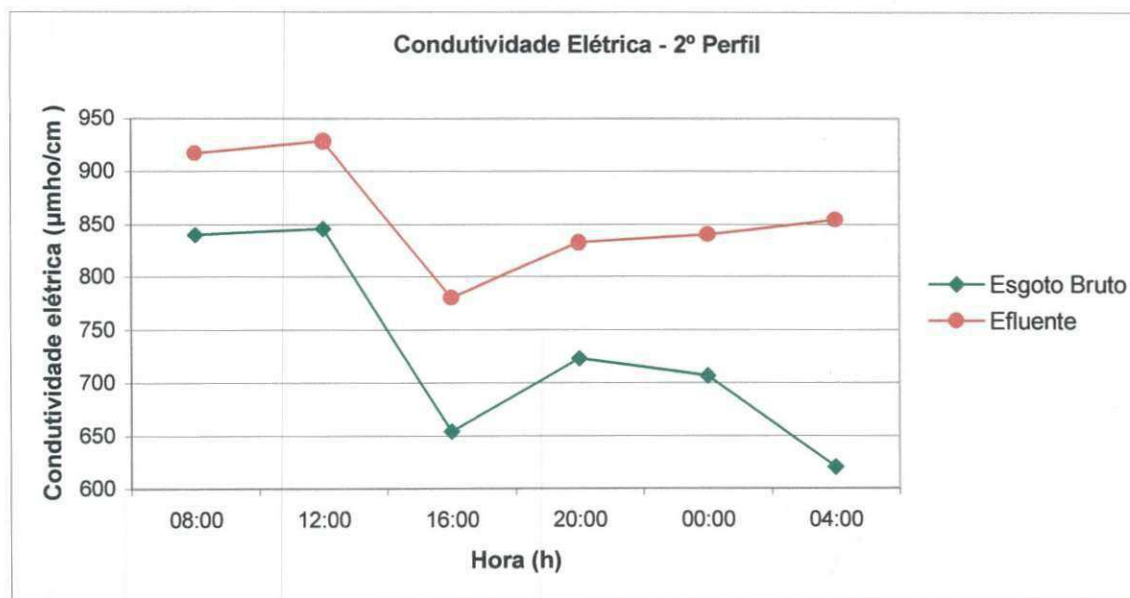


Figura 4.28 – Variação diária de condutividade elétrica do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, João Pessoa (PB), em novembro de 2003.

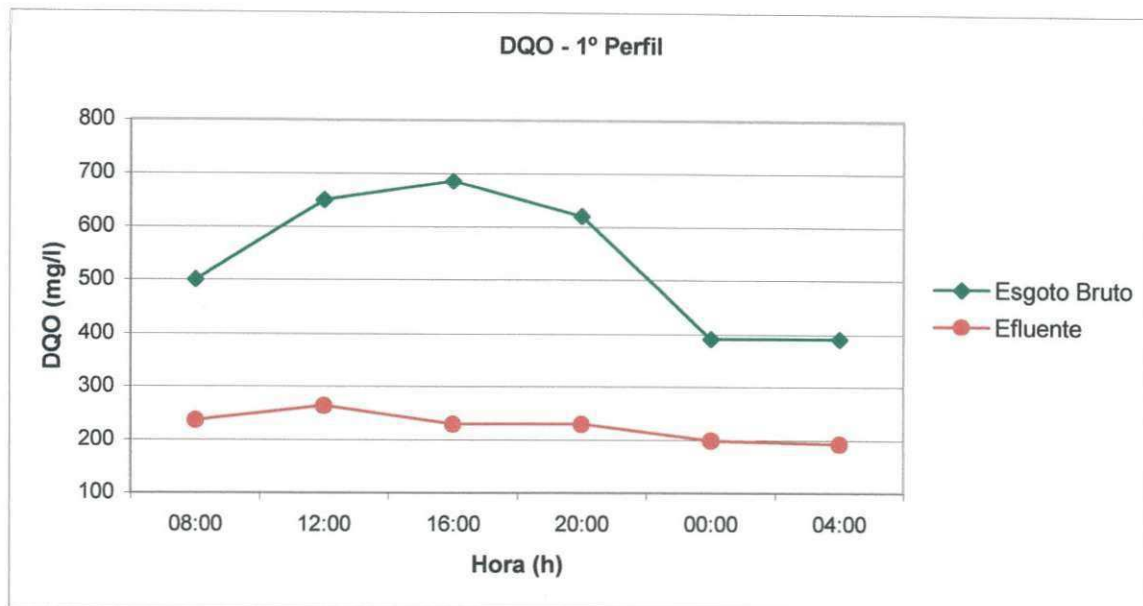


Figura 4.29 – Variação diária de DQO do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, João Pessoa (PB), em julho de 2003.

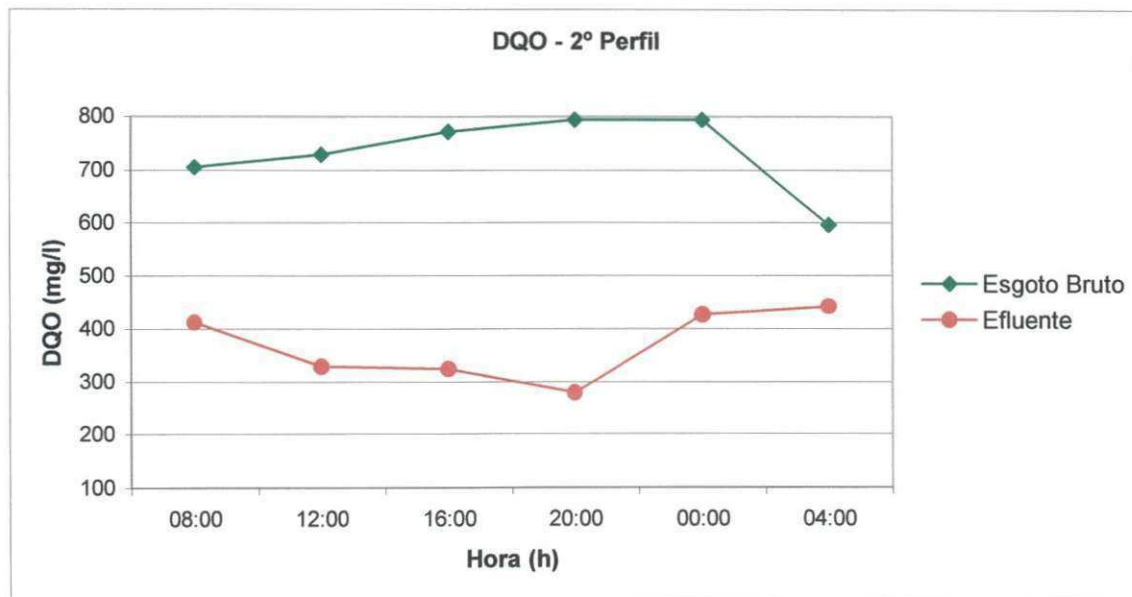


Figura 4.30 – Variação diária de DQO do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, João Pessoa (PB), em novembro de 2003.

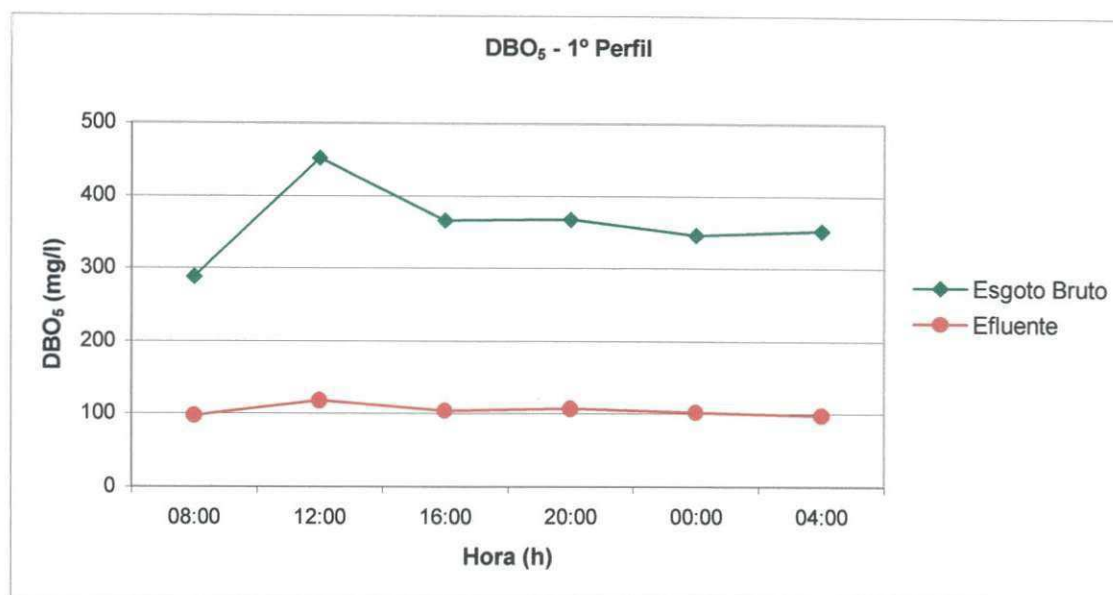


Figura 4.31 – Variação diária de DBO₅ do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, João Pessoa (PB), em julho de 2003.

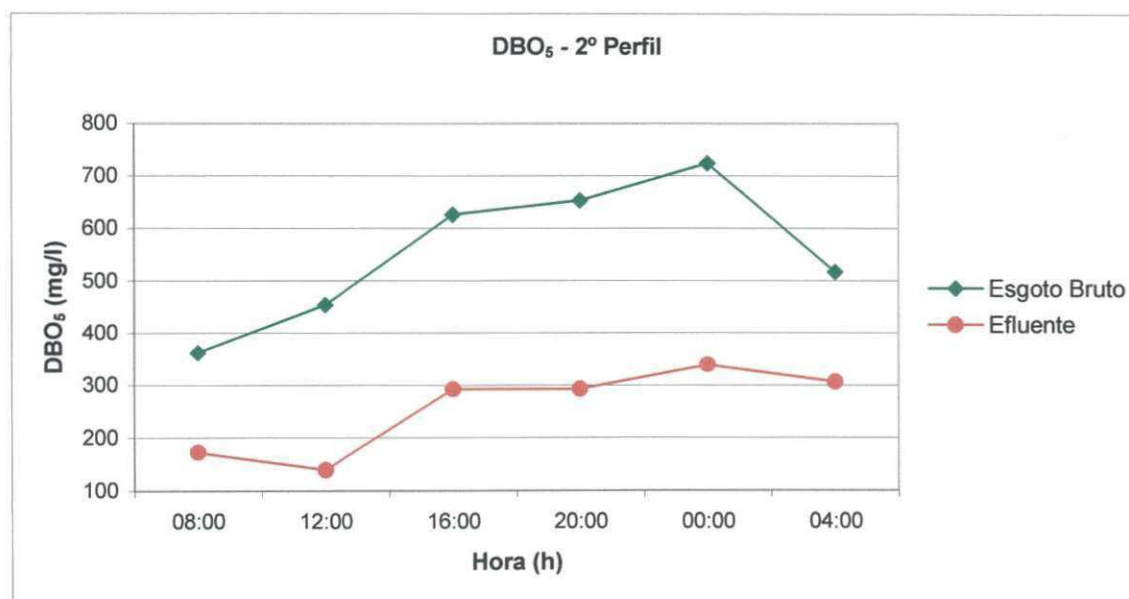


Figura 4.32 – Variação diária de DBO₅ do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, João Pessoa (PB), em novembro de 2003.

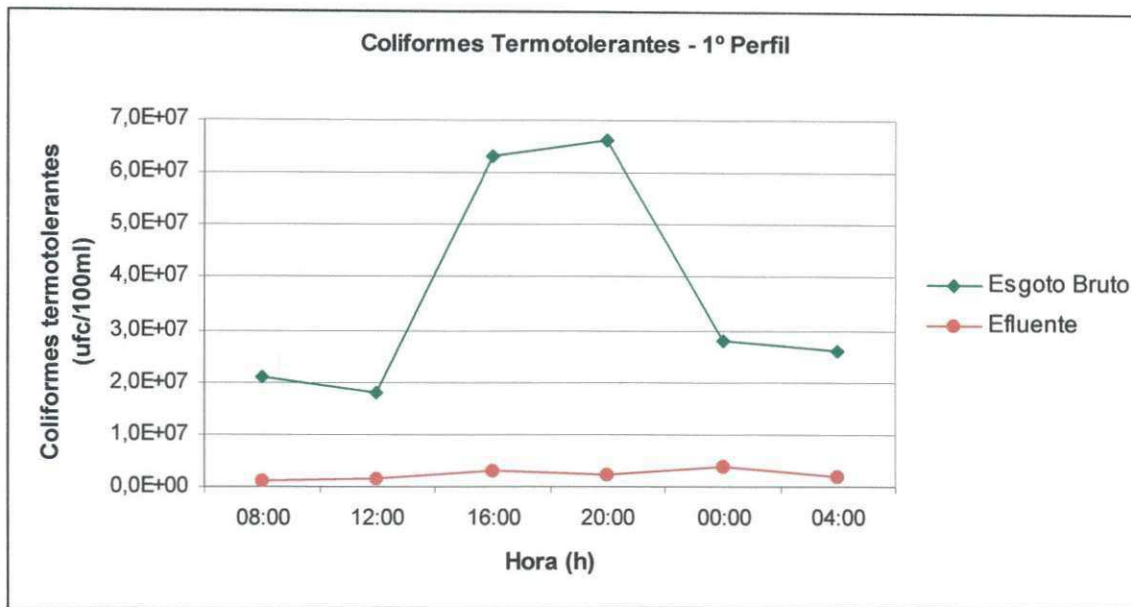


Figura 4.33 – Variação no ciclo diário de coliformes termotolerantes do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, João Pessoa (PB), em julho de 2003.

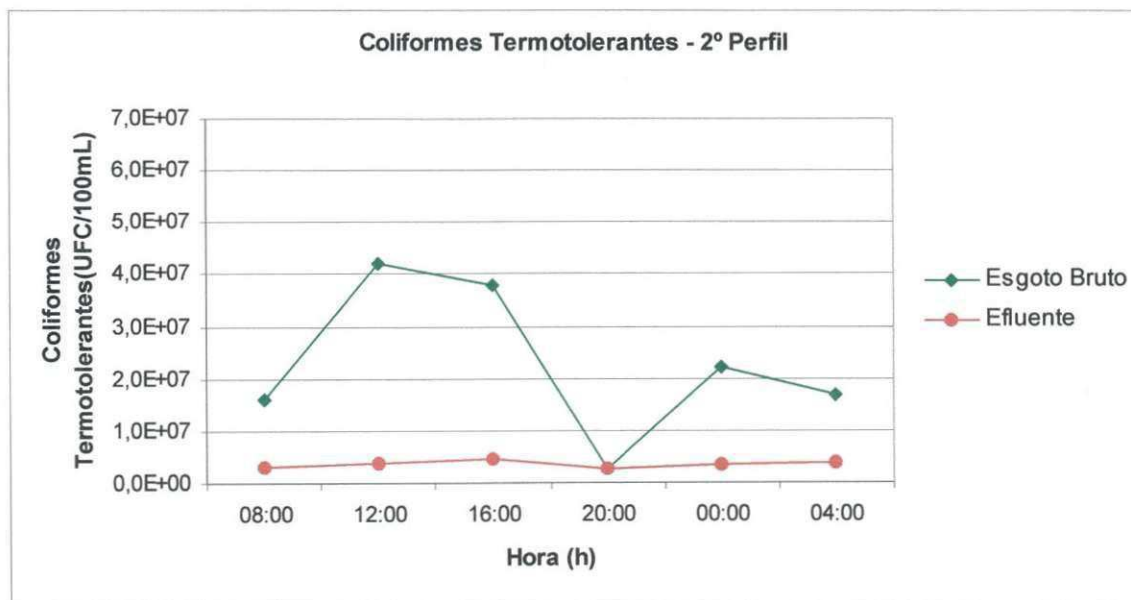


Figura 4.34 – Variação no ciclo diário de coliformes termotolerantes do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, João Pessoa (PB), em novembro de 2003.

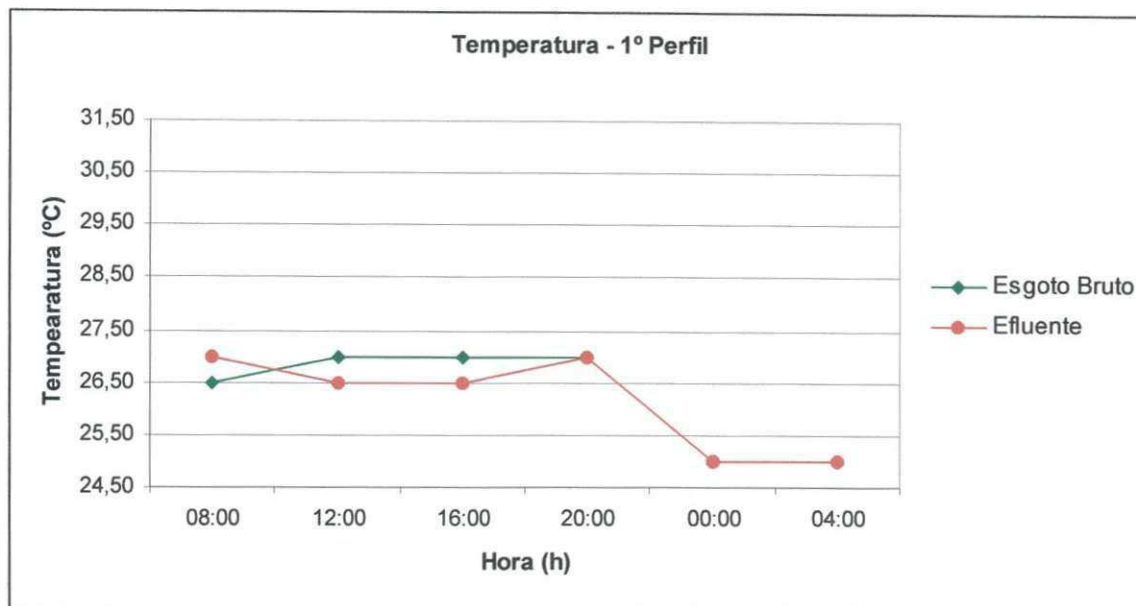


Figura 4.35 – Variação no ciclo diário de temperatura do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, João Pessoa (PB), em julho de 2003.

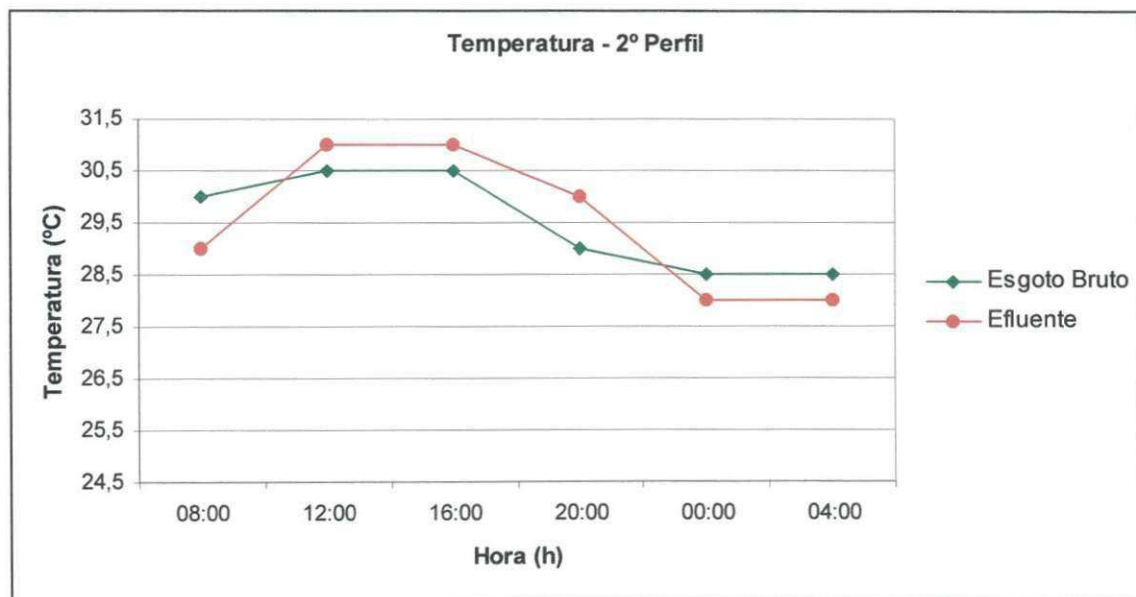


Figura 4.36 – Variação no ciclo diário de temperatura do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, João Pessoa (PB), em novembro de 2003.

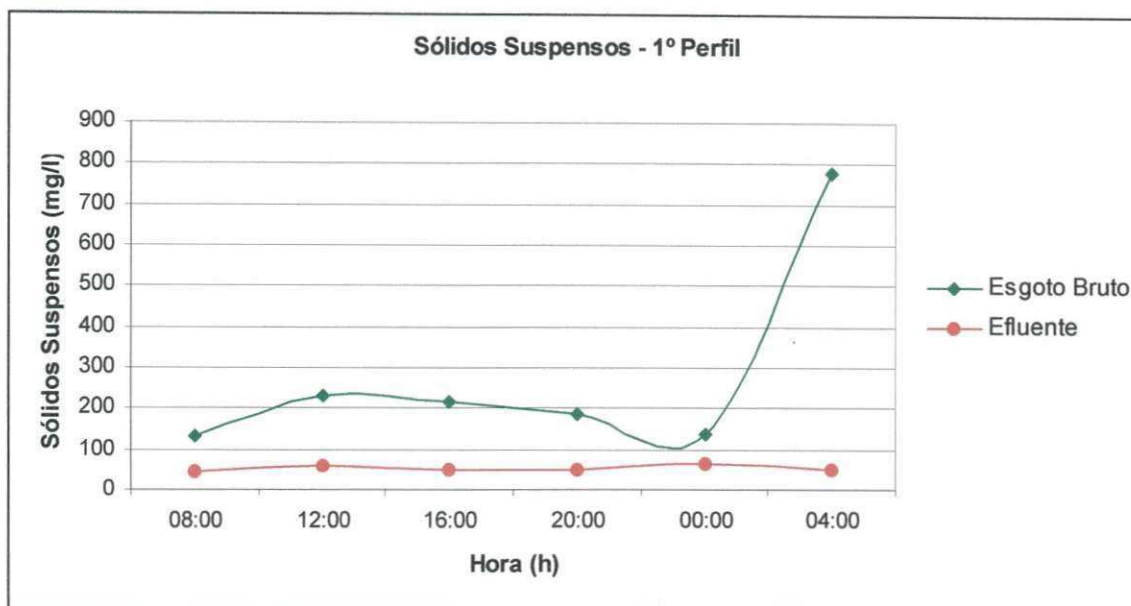


Figura 4.37 – Variação diária de sólidos suspensos totais do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, João Pessoa (PB), em julho de 2003.

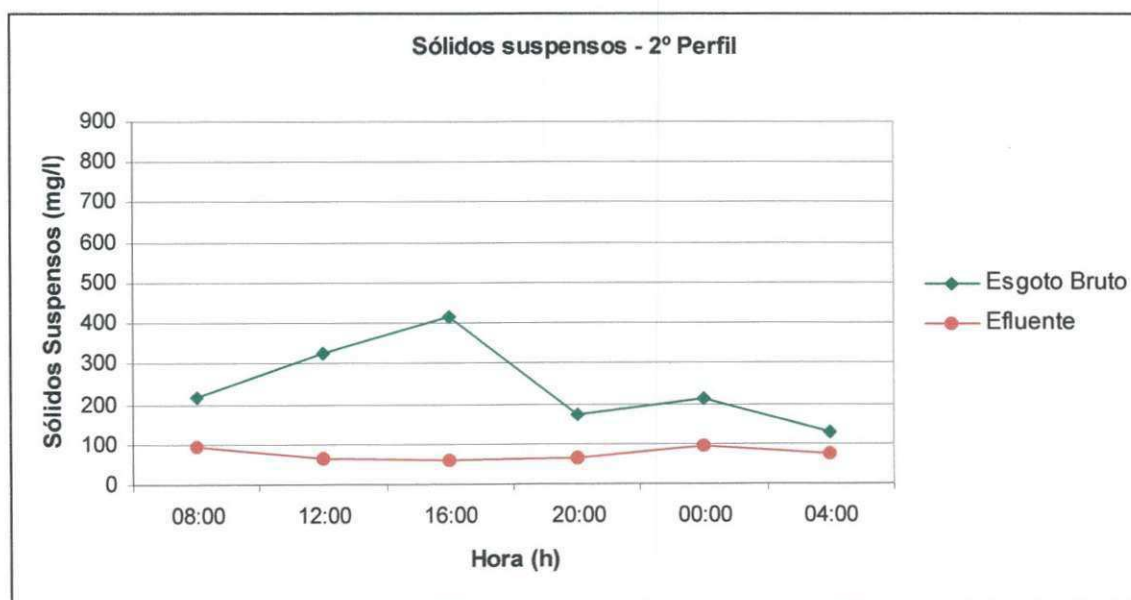


Figura 4.38 – Variação diária de sólidos suspensos totais do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, João Pessoa (PB), em novembro de 2003.

5. Discussão

5.1 - Sobre a profundidade da lagoa anaeróbia da Pedreira nº 7

A profundidade é um dos principais fatores envolvidos no desempenho de ecossistemas naturais e construídos, particularmente no caso de sistemas cujo funcionamento depende da penetração de luz. Não existe limite teórico para a profundidade de sistemas anaeróbios porque o processo de tratamento, baseado na digestão anaeróbia, não parece ser afetado por esse fator. Portanto, a profundidade elevada não teria necessariamente que causar alterações no desempenho operacional da lagoa da Pedreira nº 7 a não ser que suas estruturas de entrada e saída e outros fatores geométricos viessem a comprometer o funcionamento do reator. Aparentemente, todos esses fatores foram bem enquadrados no projeto permitindo um bom desempenho hidráulico.

Há, no entanto, uma limitação máxima prática da profundidade (5 m) na construção de lagoas anaeróbias, de modo que, normalmente, as profundidades desses reatores, em escala real, não ultrapassem esse limite.

Em Israel, “lagoas extra-profundas”, normalmente facultativas, têm profundidades entre 2,5 e 5,0 m, sendo que as que se encontram acima dessa faixa já são típicas de reservatórios de estabilização profundos (podem ser aeróbios, facultativos ou anaeróbios) com a finalidade de armazenar efluentes de sistemas de lagoas de estabilização para reuso na agricultura (Shelef et al., 1987). Na Espanha, relatos sobre a utilização de lagoas profundas têm aparecido em paralelo com os de reservatórios de estabilização. No início da década de

oitenta, foram estudados alguns reservatórios profundos de acumulação de água residuária, do sistema de esgotamento sanitário da cidade de Cartagena (Andrés et al., 1981, 1982), com profundidades máximas entre 4,5 e 14m (Moreno-Grau et al., 1984a, 1984b). Del Riquelme (1989) descreveu uma investigação do desempenho de uma lagoa facultativa profunda com 8 m de profundidade e 105 dias de detenção hidráulica projetada e instalada em Espinardo, Murcia, Espanha, em 1979. Uma investigação preliminar sobre o desempenho de lagoas profundas, em escala-piloto, foi levada a efeito (Soares, 1985), entre 1984 e 1985, na EXTRABES-UFCG (Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários da Universidade Federal de Campina Grande), nordeste do Brasil. A série de lagoas analisada era iniciada por uma lagoa anaeróbia com 3,4 m de profundidade operando com tempo de detenção hidráulica de 1 dia e carga orgânica de 217 gDBO₅/ m³.d (7365 kgDBO₅/ ha.d).

A profundidade útil de 8 m da Lagoa da Pedreira nº 7 foi decorrente da adaptação feita numa pedra desativada para integrá-la no projeto de recuperação de uma área degradada. Além das vantagens ambientais do projeto, convém enfatizar as facilidades de implantação do sistema de tratamento que, de outro modo, demandaria uma execução complexa, especialmente num terreno rochoso como é o solo daquela área, implicando numa elevação significativa de custos. Assim, a criatividade empregada na adaptação da pedra como lagoa anaeróbia profunda contribuiu para a economia de área de terreno, redução de custos e para a redução dos impactos ambientais no estuário do Rio Paraíba em decorrência do esgotamento sanitário de cerca de 170 000 pessoas. A adaptação da pedra desativada para funcionar como uma lagoa anaeróbia representou, de fato, um grande desenvolvimento no aproveitamento da área degradada pela exploração de calcário e, embora uma única lagoa anaeróbia não represente a melhor solução para o tratamento de esgotos sanitários a sua instalação melhorou, sem dúvida, o esquema de tratamento/disposição dessas águas residuárias. Anteriormente, os Tanques dos Esses funcionavam apenas como dispositivos que permitiam a acumulação dos esgotos para posterior diluição no estuário do Rio Paraíba.

Também, convém ressaltar que a profundidade excessiva representa um elemento complicador da manutenção do reator, especialmente com relação à remoção de lodo. Essa remoção, obviamente, não deveria ser realizada somente quando a camada de lodo atingisse a metade da altura útil da lagoa, em conformidade com o critério para remoção de lodo descrito na literatura (Mara, 1976), uma vez que isto implicaria na utilização de maquinário e pessoal

especializados, necessidade de espaço para acumulação, tratamento e disposição final desse lodo (um volume aproximado de 42 363m³) e paralisação da operação da lagoa.

Este último aspecto evidencia uma grande desvantagem pela opção por esse tipo de remoção de lodo, uma vez que o esgoto será desviado e encaminhado diretamente para o estuário do Rio Paraíba, sem nenhum tratamento.

Uma alternativa aparentemente mais racional, mas que implicaria em uma elevação nos custos operacionais, seria a remoção contínua do lodo com a utilização de equipamento flutuante, draga (dredger), capaz de executar a remoção, lentamente, sem acarretar a paralisação no funcionamento da lagoa ou outra qualquer grave perturbação em seu funcionamento.

5.2 - Sobre o desempenho da lagoa anaeróbia profunda da Pedreira nº 7

A experiência da adaptação de uma pedreira desativada como lagoa anaeróbia é muito boa do ponto de vista do planejamento e execução de soluções para a destinação de águas residuárias urbanas, tipicamente domésticas. Com relação ao Projeto de Tratamento dos Esgotos da Bacia do Baixo Paraíba na Cidade de João Pessoa, representa mais ainda, tendo em vista a existência, na área em que está localizada a lagoa em questão, de outras pedreiras que estão sendo desativadas e a possibilidade de planejar a sua adaptação como unidades de tratamento posteriores à lagoa anaeróbia, com vistas à melhoria do seu efluente. Este, ainda apresenta elevados níveis médios de matéria orgânica (DBO₅ = 127 mg/l e DQO = 238 mg/l), sólidos em suspensão (67,2 mg/l) e coliformes termotolerantes (2,13 x 10⁶ ufc/100ml) que o tornam inadequado ao lançamento no estuário do Rio Paraíba, em torno do qual são desenvolvidas muitas atividades econômicas e recreativas.

Também, o desempenho operacional da lagoa anaeróbia profunda é típico do desempenho de lagoas anaeróbias convencionais como o demonstram as remoções de DBO₅ (68%; WHO, 1987 cita remoções entre 40 e 60% e Pearson, 1987 cita a faixa entre 40 e 70%. Oliveira, 1990 observou remoções em torno de 50% em dois experimentos numa lagoa anaeróbia com 2,2 m, tempos de detenção hidráulica de, respectivamente, 5 e 8 dias e cargas orgânicas de 30,8 e 14,9 gDBO₅/ m³.d enquanto Silva, 1982 relatou remoções entre 68 e 80 por cento em lagoas anaeróbias com profundidades entre 1,25 e 1,75 m, tempos de detenção hidráulica entre 0,8 e 6,8 dias e cargas orgânicas entre 45 e 380 gDBO₅/ m³.d), DQO (61%; em seus já citados trabalhos Silva, 1982 e Oliveira, 1990 citam remoções entre 62 e 74% e

48,3 e 50,4%, respectivamente), sólidos suspensos (71%; Silva, 1982 observou a faixa de 74 a 82% e Oliveira, 1990 as remoções de 83,5 e 75%, respectivamente) e coliformes termotolerantes (88,8%; Silva, 1982 observou a faixa entre 83 e 94% enquanto Oliveira, 1990 obteve 87,8% em seus dois experimentos).

5.3 – Sobre o lançamento do efluente no Estuário do Rio Paraíba

O estuário representa uma das mais importantes áreas entre as que o Rio Paraíba percorre em seu trajeto, vindo do interior e arrastando-se rumo à planície litorânea que leva ao mar. O interesse específico no estudo do estuário se deve ao fato de se encontrar nele localizado o sistema de tratamento de esgotos do qual faz parte a lagoa anaeróbia a que se dedica o presente trabalho acadêmico.

É nessa área estuarina que os nutrientes trazidos pela corrente fluvial revelam com mais força os seus efeitos positivos, permitindo que a vida da fauna e da flora sejam fortalecidas. Este estuário é formado por uma planície composta de águas flúvio-marinhas, propícias à concentração e desenvolvimento de berçários de crustáceos, peixes e moluscos, entre outras espécies, que ali vivem por nela encontrarem as condições necessárias à sua reprodução.

Além da fauna marinha, o Estuário do Rio Paraíba possibilita o desenvolvimento de atividades sócio-econômicas ligadas à pesca, criação de camarão, ostras e mariscos e esportes náuticos. No seu entorno ocorre o desenvolvimento de lavouras de subsistência, cultivo de frutas e criação de animais. A produção citada constitui-se em fonte de alimentação local e em um excedente a ser comercializado nos municípios próximos, que são áreas de turismo.

Portanto, seria desejável que as águas salobras do estuário do Rio Paraíba fossem enquadradas na CLASSE 7, conforme os padrões ambientais estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 20, de 18 de junho de 1986. As águas dessa classe destinam-se a recreação de contato primário, proteção das comunidades aquáticas e criação natural e/ou intensiva (aqüicultura) de espécies destinadas à alimentação. Assim, em conformidade com a Resolução 20/86, entre outros aspectos, a DBO_5 não deveria exceder o limite de 5 mg/l, o OD, em qualquer amostra, não deveria ser inferior a 5 mg/l, o pH deveria se situar entre 6,5 e 8,5. Os coliformes termotolerantes não deveriam exceder a 250, 500 e 1000 UFC/100ml em 80% ou mais de um conjunto de amostras analisadas durante 5 semanas para que as águas do estuário pudessem ser enquadradas, respectivamente, como excelentes, muito boas e satisfatórias para

a recreação de contato primário. Para uso em criação natural e/ou intensiva de espécies destinadas à alimentação humana que não serão ingeridas cruas a Resolução estabelece um número médio máximo de 1000 UFC/100ml em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais coletadas em qualquer mês do ano.

Recentemente, Machado et al. (2004) publicaram importante artigo sobre a qualidade das águas do estuário do Rio Paraíba, entre 1998 e 2002, com base na análise de dados fornecidos pela Superintendência de Desenvolvimento do Meio Ambiente da Paraíba (SUDEMA). Os resultados mostraram que, de uma maneira geral, a qualidade das águas na região do estuário do Rio Paraíba apresentou sérios indicativos de degradação ambiental evidenciada, sobretudo, pela baixa oxigenação e elevadas concentrações de DBO e coliformes termotolerantes. O trabalho referido faz referência a inúmeras fontes poluidoras das águas do estuário, entre as quais o depósito de lixo do Róger, dois cemitérios e os lançamentos de esgotos. Vários pontos do estuário foram analisados, entre os quais o da Camboa de Tambiá Grande nas imediações do ponto de lançamento do efluente da ETE do Róger tendo sido evidenciada, nesse ponto, uma variação da DBO₅ média entre 7,7 mg/l, em 1998, e 4,4 mg/l, em 2001. A concentração de OD esteve sempre abaixo do limite estabelecido, mesmo para águas salobras de CLASSE 8 (3 mg/l), oscilando entre 1,3 mg/l (2000) e 2,6 mg/l (2001). A concentração de coliformes termotolerantes se manteve extremamente elevada atingindo um máximo de $1,060 \times 10^6$ UFC /100ml (2000) e um mínimo de $1,66 \times 10^5$ UFC /100ml (2001). Pontos localizados a jusante da ETE apresentaram níveis de DBO₅ dentro dos limites estabelecidos pelo CONAMA para a classe 7, mas as concentrações de coliformes termotolerantes não diminuíram.

É importante observar que a lagoa anaeróbia profunda só entrou em funcionamento em outubro de 2000 e que, todo o esgoto que hoje nela é tratado, chegava ao estuário sem nenhum tratamento. Conforme discutido anteriormente, a construção dessa lagoa constituiu-se em um passo importante com vistas à diminuição do impacto ambiental negativo sofrido pelo estuário com o despejo de esgoto bruto. Atualmente, no entanto, torna-se aparente a necessidade da construção de unidades subsequentes destinadas a aumentar a eficiência de remoção da matéria orgânica, coliformes termotolerantes e outros poluentes remanescentes no efluente da lagoa anaeróbia profunda da Pedreira nº 7.

5.4 – Perspectivas

A lagoa profunda da Pedreira nº 7 foi projetada para tratar uma vazão média diária de 67 313 m³/d com um tempo de detenção hidráulica de 1,26 dias e uma carga orgânica volumétrica de 336 gDBO₅/m³.d. Atualmente essas características operacionais são de respectivamente 18.656 m³/d , 4,5 dias e 86,45 gDBO₅/m³.d conferindo à lagoa uma configuração de operação bem aquém do seu limite bem como menores exigências de manutenção. Essas condições tendem a se tornar mais críticas na medida em que novas contribuições forem acrescentadas ao afluente do sistema o que, certamente, irá exigir da Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA) decisões administrativas com relação à ampliação ou outra modificação do sistema de tratamento mesmo que não venha a ocorrer uma diminuição de sua eficiência, bem como com relação à adoção de novos esquemas de operação e manutenção.

6. Conclusão

Inicialmente, é importante destacar que a criatividade empregada no planejamento geral do sistema de esgotamento sanitário da área do Baixo Paraíba, com a adaptação de uma pedra profunda desativada para funcionar como lagoa anaeróbia, propiciou a recuperação de uma área fortemente impactada por atividade extrativa de calcário e evitou maiores investimentos na aquisição de novas áreas para a instalação de uma estação de tratamento de esgotos;

A monitoração da Lagoa anaeróbia profunda da Pedreira nº 7 do Pólo de Tratamento de Esgotos da Bacia do Rio Paraíba, na Grande João Pessoa, mostrou que o seu desempenho é tipicamente o mesmo de lagoas anaeróbias convencionais tratando esgotos domésticos;

A utilização da lagoa anaeróbia no tratamento dos esgotos sanitários da área referida representou uma significativa melhoria na qualidade das águas residuárias lançadas no estuário do Rio Paraíba nas imediações da Camboa do Tambiá Grande;

Essa melhoria, no entanto, não foi suficiente para a manutenção da qualidade das águas do estuário na classe 7 de águas salobras em conformidade com a Resolução CONAMA 20/86 conforme evidenciado pela monitoração realizada pelo órgão ambiental estadual até o ano de 2002;

Dessa forma, faz-se necessário o planejamento de unidades subsequentes de tratamento com vistas à melhoria da qualidade do efluente da lagoa anaeróbia profunda da Pedreira nº 7.

7. Referências Bibliográficas

- ALMEIDA, I. N. (2000). Estudo da distribuição de coliformes fecais na massa líquida de lagoas facultativas primárias profundas providas de chincanas. Campina Grande: Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba, (Dissertação de mestrado em Engenharia Civil).
- ANDRÉS, A.S., MERCADER, J.M., CLAVEL, J., MORENO GRAU, M.D. and GARCIA, L.M.M. (1981). Evolucion de lãs aguas residuales urbanas almacenadas em lagunas profundas. (Evolution of the urban wastewaters stored in deep ponds). *Medio Ambiente (The Environment)*.
- ANDRÉS, A.S., MERCADER, J.M., CLAVEL, J. and MORENO GRAU, M.D. (1982). Experiências em depuracion continua por lagunage de aguas residuales urbanas, para uso agricola em el Campo de Catargena, Espana. (Experience on continuos treatment of urban wastewater by lagooning for use in agriculture in Campo de Cartagena, Spain). *Anales de el Seminario sobre tratamiento y reciclado de aguas residuales de bajos costos economicos y energeticos, OCDE, MOPU. (Proceedings of the Symposium on low-cost treatment and recycling of wastwwaters, OCDE, MOPU)*.

- APHA - (1995). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association, 19th edition, Washington, D.C.
- ARTHUR, J. P. (1983). *Notes on the desing and operation of waste stabilization ponds in warm climates of developing countries. Technical paper number 7. Washington: World Bank.*
- CONAMA (1986) Resolução nº 20 de 18/06/1986. Brasília: CONAMA.
- CURTIS, T. P., MARA, D. D., DIXON, N. G. H., SILVA, S. A. (1992). *The effect of sunlight on faecal coliforms in ponds: implications for research and desing.*
- DEL RIQUELME, M. L. P. (1989). *Depuración y Productividad Primaria en el Lagunaje Profundo de aguas residuales*. Ph. D. Thesis, University of Murcia, Spain.
- DE OLIVEIRA, R. (1990). *The Performance of Deep Waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil*. PhD, Thesis, The University of Leeds, U. K.
- ELLIS, K. V. (1983). *Stabilization ponds: Desing and operation*. Critical Reviews in Environmental. Control, vol 13.
- FERREIRA, I. V. L. (1988). *Contribuição ao estudo do ciclo do enxofre em lagoas de estabilização profundas em série*. Campina Grande: Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba, (Dissertação de mestrado em Engenharia Civil).
- GLOYNA, E.F. and TISCHLER, L.F. (1981). *Recommendations for regulatory modifications: the use of waste stabilization pond systems*. Journal of the Water Pollution Control Federation.

- HEATH, O. V. S. (1981). *A Estatística na Pesquisa Científica*. Coleção Temas de Biologia. Editora da Universidade de São Paulo – SP.
- JAMES, A. (1987). *An alternative approach to the desing of waste stabilization ponds*. Water Science and Technology, 19912).
- JORDÃO, E. P. & PESSÔA, C. A. (1999). *Tratamento de Esgotos Domésticos*. 3ª Edição. ABES.
- LEITE , V. D. (1986). *Estudo do Comportamento de Sólidos em Lagoas Anaeróbias* (A study on the fate of solids in anaerobic ponds). M.Sc. Dissertation, Federal University of Paraíba, Brazil (in Portuguese).
- MACHADO, at allT. T. V. (2004). *A problemática da qualidade das águas no estuário do Rio Paraíba do Norte – PB*. XI SILUBESA, VI-050.
- MARA, D. D. (1976). *Sewage Treatment in Hot Climates*. Chichester: John Wiley & Sons.
- MARA, D.D. e PEARSON, H.W. (1986). *Artificial freshwater environment: waste stabilization ponds*. IN: *Biotechnology – A Comprehensive Treatise*, vol 8 (Ed. H. J Rehm and G. Reed). Weinheim: Verlagsgesellschaft.
- MEDEIROS, C. F. (2000). *Efeito da variação temporal da vazão sobre o desempenho de um reator UASB*. Campina Grande: Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba, (Dissertação de mestrado em Engenharia Civil).
- MOELLER, J. R. and CALKINS, J. (1980). *Bactericidal agents in wastewater lagoons and desing*. Journal of the Water Pollution Control Federation.

- MORENO-GRAU, M.D., SOLER, .A., SAEZ, J. and ROMERA, P. (1984a). *Study on the hydrodynamic behaviour of a deep waste stabilization pond*. Tribune du Cebedeu.
- MORENO-GRAU, M.D., SOLER,.A., SAEZ, A. and MORENO CLAVEL. (1984b). *Thermal simulation of deep stabilization ponds*. Tribune du Cebedeu.
- PARHAD, N. M. and RAO, N.U. (1974). *Effect of pH on survival of Echerichia coli*. Journal of the Water Pollution Control Federation.
- PEARSON, H.W. (1987). *Algae associated with sewage treatment*. In: *Microbial Technology in the Developing World*. (Ed. E.J. da Silva, Y. R. Dommergues, E.J. Nyns and C. Ratledge). New York: Oxford University Press.
- PEARSON, H.W.; MARA, D.D. and MILLS, S.W.(1987). *Rationalizing waste stabilization pond desing: the biological factor*. Water Science and Technology.
- SAWYER, C. N.; McCARTY, P.L.; PARKIN, G F (1994). *Chemistry for Environmental Enginneering*. 4th edition, International Student Edition, McGraw-Hill Book Company.
- SHELEF, G., JUANICO, M. and VIKINSKY, M., (1987). *Reuse os stabilization pond effluent for agricultural irrigation in Israel*. Water Science and Technology.
- SILVA, S.A. e MARA, D.D. (1979). *Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Lagoas de Estabilização*. ABES, Rio de Janeiro.
- SILVA, O. L. C. (1999). *Avaliação de Espécies de Enxofre em Lagoas de Estabilização, Facultativas Primárias, com Chicanas Tratando Esgotos Domésticos*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba.

- SILVA, S. A. (1982). *On the Treatment of Domestic Sewage in Waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil*. PhD Thesis, University of Dundee, U. K.
- SOARES, J. (1985). *Avaliação do Comportamento de um Sistema de Lagoas de Estabilização Profundas em Série*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba.
- SOKAL, R. R. & ROHLF, F. J. (1981). *Biometry – The Principles and Practice of Statistics in Biological Research*. 2nd edition. San Francisco: W. H. Freeman and Company.
- VAN HAANDEL, A. C. & LETTINGA, G. (1994). *Tratamento Anaeróbio de Esgoto em Regiões de Clima Quente*. Campina Grande – PB: Epgraf.
- VAN HAANDEL, A. C. & MARAIS, G. (1999). *O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado: Teoria e Aplicações para Projetos e Operação*. Campina Grande – PB: Epgraf.
- WHO (1987). *Wastewater Stabilization Ponds: Principles of Planning and Practice*. Technical Publication n° 10. Alexandria: Regional Office for the Eastern Mediterranean.