



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE**  
**CENTRO DE TECNOLOGIA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA**

**EWERTON CAMPELO ASSIS DE OLIVEIRA**

**AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE MATÉRIA  
ORGÂNICA NA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE  
ESGOTOS DE PONTA NEGRA/RN.**

**Natal  
2005**

**EWERTON CAMPELO ASSIS DE OLIVEIRA**

**AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE MATÉRIA  
ORGÂNICA NA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE  
ESGOTOS DE PONTA NEGRA/RN.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação,  
em Engenharia Sanitária, da Universidade Federal do  
Rio Grande do Norte, como requisito parcial à obtenção  
do título de Mestre em Engenharia Sanitária.

Orientadores: Prof. Ph.D. André Luis Calado Araújo  
Prof<sup>a</sup>. Dr. Maria Del Pilar Durante Ingunza

Natal  
2005

Divisão de Serviços Técnicos

Catálogo da Publicação na Fonte. UFRN / Biblioteca Central Zila Mamede.

Oliveira, Ewerton Campelo Assis de

Avaliação da Remoção de matéria Orgânica na Estação de Tratamento de Esgotos de Ponta Negra/RN / Ewerton Campelo Assis de Oliveira. – Natal (RN), 2004.

83 f. : il.

Orientador : André Luis Calado Araújo.

Co-Orientadora : Maria Del Pilar Durante Ingunza.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Centro de Tecnologia. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária.

1. Lagoas de Estabilização – Ponta Negra (RN) – Tese 2. Tratamentos de esgotos – Ponta Negra (RN) – Tese. 3. Matéria orgânica – Remoção – Estação de tratamento de esgotos – Ponta Negra (RN) – Tese 4. Monitoramento físico-químico – Lagoas de estabilização – Tese 5. Degradação – Matéria orgânica – Estação de tratamento de esgotos – Ponta Negra (RN) – Tese. I. Araújo, André Luiz Calado. II. Durante Ingunza, Maria Del Pilar. III. Título.

RN/UF/BCZM

CDU 628.32/.35(043.2)

**EWERTON CAMPELO ASSIS DE OLIVEIRA**

**AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE MATÉRIA  
ORGÂNICA NA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE  
ESGOTOS DE PONTA NEGRA/RN.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação, em Engenharia Sanitária, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre Engenharia Sanitária.

Aprovada em: 16 / 03 / 2005

**BANCA EXAMINADORA**

---

Ph.D. André Luis Calado Araújo – Orientador UFRN

---

Dr. Cícero Onofre de Andrade Neto – Examinador UFRN

---

Ph.D. Rui de Oliveira – Examinador Externo UFCG

**Dedico aos meus pais,**

Edson Roberto de Oliveira e

Luciana Campelo Assis de Oliveira (*In memoriam*)

## **AGRADECIMENTOS**

A Deus, senhor todo poderoso, por sua graça, proteção e pela oportunidade de realização de mais um desafio em minha vida.

Ao professor André Luis Calado Araújo pela dedicação, competência e excelente orientação no desenvolvimento do trabalho, toda a minha admiração, amizade e reconhecimento.

Aos meus pais, madrasta e irmãos pelo apoio, paciência e incentivo durante a realização desse trabalho.

À Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN) e aos professores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária (PPgES-UFRN), pela oportunidade e pelos conhecimentos adquiridos.

À Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte (CAERN) pela viabilização ao acesso as suas instalações e facilidades oferecidas à realização dessa pesquisa, através do Engenheiro Marco Antonio Calazans Duarte.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Ensino Superior (CAPES) pelo suporte financeiro.

Aos amigos conquistados ao longo do mestrado e a todos aqueles que, de alguma forma, contribuíram para a realização desse trabalho.

## SÚMARIO

LISTA DE FIGURAS .....	I
LISTA DE TABELAS .....	III
RESUMO .....	IV
ABSTRACT .....	V
<b>1 - INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
<b>2 - OBJETIVOS .....</b>	<b>5</b>
2.1 - Objetivo Geral .....	5
2.2 - Objetivos Específicos .....	5
<b>3 - REVISÃO DA LITERATURA .....</b>	<b>6</b>
3.1 – Lagoas de Estabilização.....	6
3.2 – Aspectos Operacionais e de Manutenção .....	7
3.3 – Classificação das Lagoas de Estabilização .....	9
3.4 – Tipos de Lagoas de Estabilização.....	9
3.4.1 – Lagoas Anaeróbias .....	9
3.4.2 – Lagoas Facultativas .....	10
3.4.3 – Lagoas de Maturação.....	14
3.5 – Influência do Regime Hidráulico nos Sistemas de Lagoas de Estabilização .....	15
3.6 – Remoção da Matéria Orgânica .....	17
3.6.1 – Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) .....	20
3.6.2 – Métodos de Análises de DBO .....	24
3.6.3 – Padrões de Qualidade / Legislação .....	25
3.6.4 – Demanda Última de Oxigênio (DBOu) .....	27
3.6.5 – Demanda Química de Oxigênio (DQO) .....	27
3.6.6 – Carbono Orgânico Total (COT) .....	29
3.6.7 – Outras Determinações .....	29
3.7 – Coeficiente de Degradação da Matéria Orgânica (K) .....	30
<b>4- METODOLOGIA .....</b>	<b>34</b>
4.1 – Descrição do Sistema Operacional .....	34

4.2 – Monitoramento do Sistema Operacional .....	39
4.2.1 – Monitoração de Rotina .....	39
4.2.2 – Variáveis Analisadas e Métodos Analíticos .....	39
4.2.3 – Estudo do Ciclo Diário .....	41
4.2.4 – Determinação das Taxas de Degradação (K) .....	41
4.3 – Tratamento Estatístico .....	43
<b>5 - APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS</b> .....	<b>44</b>
5.1 – Vazões e Cargas Orgânicas Aplicadas Durante as Coletas de Rotina.....	44
5.2 – Monitoração de Rotina .....	47
5.2.1 – Temperatura.....	48
5.2.2 – pH .....	48
5.2.3 – Oxigênio Dissolvido.....	50
5.2.4 – Demanda Bioquímica de Oxigênio .....	50
5.2.5 – Demanda Química de Oxigênio .....	53
5.2.6 – Demanda Bioquímica de Oxigênio Filtrada e Demanda Química de Oxigênio Filtrada.....	54
5.2.7 – Sólidos Suspensos .....	56
5.2.8 – Clorofila “a” .....	58
5.2.9 – Correlações entre as variáveis .....	58
5.3 – Estudo do Ciclo Diário .....	60
5.3.1 – Vazões Estimadas Durante o Ciclo Diário .....	60
5.3.2 – Parâmetros Analisados Durante o Ciclo Diário.....	61
5.4 – Determinação da constante de degradação da matéria orgânica K .....	70
5.5 – Considerações relacionadas ao projeto e operação da ETE Ponta Negra.....	75
<b>6 – CONCLUSÕES</b> .....	<b>78</b>
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>80</b>

## LISTA DE FIGURAS

Figura 3. 1 - Digestão Anaeróbia.....	11
Figura 3. 2 - Simbiose entre algas e bactérias .....	13
Figura 3. 3 - Fórmulas para o cálculo da concentração de DBO solúvel em diferentes regimes hidráulicos. ....	16
Figura 3. 4 - Classificação da matéria orgânica quanto a sua biodegradabilidade.....	18
Figura 3. 5 - Mudanças na matéria orgânica durante a oxidação biológica de águas poluídas em condições aeróbias. ....	22
Figura 3. 6 - Curva de DBO, (a) curva normal para oxidação da matéria orgânica, (b) a interferência da nitrificação.....	23
Figura 3. 7 - Gráfico para estimativa de K e da DBOúltima, pelo método de Thomas. ....	32
Figura 4. 1 - Vista da ETE Ponta Negra. ....	35
Figura 4. 2 - Vista da Lagoa Facultativa. ....	35
Figura 4. 3 - Vista da Lagoa de Maturação 1. ....	35
Figura 4. 4 - Vista da Lagoa de Maturação 2. ....	36
Figura 4. 5 - Vista da Unidade de Tratamento preliminar da ETE Ponta Negra.....	36
Figura 4. 6 - Detalhe do Local de Coletas das Amostras. ....	37
Figura 4. 7 - Desenho esquemático da Estação de Tratamento de Esgotos de Ponta Negra e localização dos pontos de coletas. ....	38
Figura 5.1 – Vazões médias afluente entre as semanas de coleta ao longo da monitoração da ETE Ponta Negra (desconsiderando a vazão de recirculação).....	46
Figura 5. 2 – Médias, desvios padrões, faixas de variações (a) e limites de confiança para comparação entre médias de pH (b) e OD (c) na ETE Ponta Negra. ....	49
Figura 5. 3 - Médias, desvios padrões, faixas de variações (a) e limites de confiança para comparação entre médias de DBO (b) e DQO (c) na ETE Ponta Negra.....	52
Figura 5. 4 – Eficiência de remoção de DBO e DQO na ETE Ponta Negra. ....	53
Figura 5. 5 – Concentrações e eficiência de redução de algas nos parâmetros DBO e DQO após filtração nas amostras da ETE Ponta Negra. ....	55
Figura 5. 6 - Médias, desvios padrões, faixas de variações (a) e limites de confiança para comparação entre médias de DBO <sub>f</sub> (b) e DQO <sub>f</sub> (c) na ETE Ponta Negra. ....	56
Figura 5. 7 - Médias, desvios padrões, faixas de variações (a) e limites de confiança para comparação entre médias de SS (b) e Clorofila “a” (c) na ETE Ponta Negra. ....	57

Figura 5. 8 – Vazões estimadas nos perfis 1 e 2 e comparativo entre os dois perfis.....	62
Figura 5. 9 – Comportamento das variáveis Temperatura, pH, OD e DQO ao longo dos perfis 1 e 2. ....	63
Figura 5. 10 – Comportamento das variáveis sólidos suspensos, Clorofila “a” e DQO filtrada ao longo dos perfis 1 e 2.....	64
Figura 5. 11 – Comportamento da velocidade do vento ao longo do perfil 1. ....	69
Figura 5. 12 – Determinação da constante K através do método de Thomas.....	74

## LISTA DE TABELAS

Tabela 3. 1 - Concentração média de $DBO_5^{20}$ do esgoto bruto em diferentes localidades. ....	21
Tabela 3. 2 – Valores máximos permitidos para o parâmetro DBO segundo a classificação das águas pela Resolução CONAMA 20/86.....	25
Tabela 3. 3 - Limites de lançamento de DBO mais restritivos ou não são cobertos pela Resolução CONAMA 20/86.....	26
Tabela 3. 4 – Limites de lançamento de $DBO_5$ em função da vazão, adotado no estado do Rio Grande do Sul. ....	26
Tabela 3. 5 – Valores da relação $DBO_5/DQO$ para esgotos com classificação média e forte..	28
Tabela 4. 1 – Características Operacionais da ETE Ponta Negra no ano de 2004. ....	36
Tabela 4. 2 – Variáveis analisadas, métodos analíticos e referências utilizadas. ....	40
Tabela 5. 1 – Dados de volume, vazões e situação das coletas semanais. ....	45
Tabela 5. 2 – Características operacionais da ETE Ponta Negra no ano de 2004. ....	47
Tabela 5. 3 – Média e Faixa de variação (mínimo e máximo) dos parâmetros analisados durante a monitoração de rotina na ETE Ponta Negra. ....	48
Tabela 5. 4 – Correlações significativas entre as variáveis na ETE Ponta Negra. ....	59
Tabela 5. 5 – Matrizes de correlações nos perfis diários da ETE Ponta Negra.....	70
Tabela 5. 6 – Resultados de DBO nos diferentes pontos da ETE Ponta Negra.....	71
Tabela 5. 7 – Valores do coeficiente de degradação K na ETE Ponta Negra (Método de Thomas).....	73

## RESUMO

Muitos dos estudos realizados sobre lagoas de estabilização, particularmente no nordeste do Brasil, foram conduzidos em sistemas em escala-piloto, onde os resultados obtidos nem sempre são reproduzidos nos sistemas em escala real, devido a maior interferência de fatores externos. Esse trabalho tem como finalidade avaliar a eficiência de remoção de matéria orgânica da ETE Ponta Negra e estimar parâmetros de projeto mais adequados às condições climáticas e meteorológicas da região. O trabalho foi realizado na estação de tratamento de esgoto (ETE) Ponta Negra, localizada na zona sul da cidade do Natal/RN, com população contribuinte estimada para o ano de 2016 de 33.514 habitantes e vazão de 95L/s. Atualmente atende uma população de aproximadamente 23.150 habitantes, com vazão média de 40,51 L/s. A ETE Ponta Negra é do tipo lagoas de estabilização, em série constituído por três lagoas, sendo uma lagoa facultativa primária (LFP) e duas de maturação (LM1 e LM2). A pesquisa nesse trabalho teve três fases distintas e simultâneas: monitoração de rotina, estudo do ciclo diário e a determinação da constante de degradação da matéria orgânica (K). Foram avaliadas também as correlações entre os diversos parâmetros (pH, temperatura, oxigênio dissolvido, clorofila “a”, DBO e DQO, DBO e DQO filtradas e sólidos suspensos totais). A vazão média afluyente ao sistema foi de 4478 m<sup>3</sup>/dia e somada a vazão de recirculação do sistema (1368 m<sup>3</sup>/dia) acarreta uma taxa de aplicação superficial de 268 KgDBO<sub>5</sub>/ha.dia (LFP), com TDH total no sistema de aproximadamente 33,4 dias. Ao longo da série de lagoas, as eficiências de remoção de DBO e DQO foram respectivamente 60,5 e 40,0% (LFP), 3,5 e 5,4% (LM1), 29,5 e 18,9% (LM2) e 73,1 e 54,2% (todo o sistema). O monitoramento mostrou que a eficiência de remoção de matéria orgânica (DBO) é bem inferior à prevista no projeto (95%), entretanto se enquadra na faixa de remoção descrita na literatura para sistemas de lagoas de estabilização (60 a 80%). Verifica-se ainda que o maior percentual de matéria orgânica ( $\approx 70\%$ ), medida como DBO e DQO, dos efluentes das lagoas é devido à biomassa excessiva de algas nos reatores. As taxas de degradação da matéria orgânica K para o esgoto bruto da ETE Ponta Negra são muito próximas em ambas as temperaturas, com valores de 0,51 dia<sup>-1</sup> (20° C) e 0,58 dia<sup>-1</sup> (27° C). Possivelmente, como foi neste trabalho, a cinética de degradação da matéria orgânica em esgotos já tratados (efluentes das lagoas) não se comporta de acordo com o modelo de cinética de primeira ordem, conforme proposto pelos modelos matemáticos citados na literatura.

## ABSTRACT

Many of waste stabilization ponds studies have been carried out in pilot-scale systems where the results generally are not reproduced in real-scale systems due to the interference of external factors. This work has the purpose of evaluating the efficiency of the Ponta Negra Sewage Treatment Plant on the removal of organic matter, through the characterization of mean flow rate, and monitoring the physico-chemical quality of affluent raw sewage and effluents of the ponds. The work was performed in the treatment plant located in Ponta Negra in the south zone of the city of Natal/RN, designed to attend a population of 33.514 inhabitants, in 2016, with flow rate of 95L/s. The Ponta Negra treatment plant is composed by a series of waste stabilization ponds, being a primary facultative pond (PFP) followed by two maturation ponds (MP<sub>1</sub> and MP<sub>2</sub>). The monitoring was performed in three different and simultaneous phases: routine monitoring, daily cycle studies and determination of degradation rate for organic matter (K). The medium flow rate to the system was of 4478 m<sup>3</sup>/dia, resulting in a total hydraulic detention time of 43,6 days. The rate of superficial application for the primary facultative pond was 269 KgBOD<sub>5</sub>/ha.day. Results demonstrated efficiencies of removal of BOD and COD of 60.5 and 40.0% (PFP), 3.5 and 5.4% (MP<sub>1</sub>), 29.5 and 18.9% (MP<sub>2</sub>), respectively, and total removal of 73.1% of BOD, and 54.2% of COD. Although the total removal of organic matter (BOD) was inferior to that expected but was in the range described in literature for waste stabilization ponds (60 to 80%). The research also verified that the major fraction of organic matter (BOD and COD) measured in effluents of ponds was due to high algae biomass ( $\approx$  70%). The rates of degradation of the organic matter K for the raw sewage were very close for both temperatures, with values of 0.51 day<sup>-1</sup> (20° C) and 0,58 day<sup>-1</sup> (27° C). Possibly the kinetics of degradation of the organic matter in sewage already treated (effluents of the ponds) does not behave as a first order kinetics, as proposed by the mathematical models mentioned in the literature.

## 1 - INTRODUÇÃO

A água é um elemento fundamental à vida de todos os seres vivos, estando presente na alimentação, meio de sobrevivência, constituinte biológico, entre outros. Ao homem se acrescenta como um elemento representativo do nível de desenvolvimento de uma comunidade ou país, fato este que se confirma como sendo a água o principal motivo de inúmeros conflitos ao longo da história da humanidade e ainda nos dias atuais. Sua abundância, ou não, é de suma importância ao desenvolvimento de uma região nos aspectos de consumo, estético, bem-estar social, cultural e produção de bens.

Apesar de dois terços do planeta ser coberto por água, 97% deste total é constituído de oceanos e mares e 2,2% estão nas calotas polares sendo de difícil acesso. De água doce apenas restando 0,8% (97% subterrânea e 3% superficial), devemos considerar ainda a existência de água na neve, no vapor atmosférico, em profundidades não acessíveis, entre outras que não são aproveitáveis (MOTA, 1997).

A água disponível ainda é muito superior ao total consumido pela população. Entretanto, a má distribuição da água no planeta e o grande crescimento populacional nos dias atuais, proporcionam um grande aumento na demanda e na degradação dos corpos aquáticos. Por isso a disponibilidade de água, cada vez mais, não está de acordo com o consumo da população e as necessidades da indústria e agricultura. (VON SPERLING, 1996a; MOTA, 1997).

Tendo em vista a conjuntura acima descrita, surge a necessidade de se tratar o esgoto, seja doméstico ou industrial, partindo do princípio de evitar novas contaminações aos mananciais, lançar cargas orgânicas compatíveis com a capacidade de autodepuração dos corpos receptores, combater a transmissão de doenças infecciosas e parasitárias de veiculação hídrica e converter desperdícios em recursos para reuso.

Hoje se utilizam as mais diversas tecnologias para resolver a problemática do tratamento de águas residuárias, tanto domésticas como industriais. É de conhecimento geral que não existe uma solução universal para se tratar esgoto. Cada caso deve ser analisado em

função fundamental de o quê vai ser tratado, onde vai ser tratado, o recurso disponível para o tratamento e qual destino final do efluente tratado.

O esgoto apresenta diferentes composições físico-químicas e biológicas e essas características têm influência direta na escolha da tecnologia mais adequada para o tratamento. Além disso, as características ambientais também devem ser levadas em consideração, haja vista que, algumas regiões favorecem, por exemplo, o tratamento biológico natural enquanto que outras o mesmo processo pode ser inibido ou retardado.

O custo de implantação, operação e manutenção da solução escolhida deve ser compatíveis com a capacidade de pagamento da comunidade. Ou seja, as soluções de baixo custo são bastante apropriadas para pequenas comunidades enquanto que as mais sofisticadas são aplicadas aos grandes centros urbanos. Finalmente, nos dias atuais, não se pode falar no tratamento de efluentes sem levar em consideração qual será o destino do efluente tratado. Este, sempre que possível, deverá ser reutilizado de forma segura, de modo a garantir uma melhor qualidade ambiental não só pela proteção dos corpos aquáticos quanto a sua qualidade, como também em relação à quantidade de água disponível.

No Nordeste Brasileiro o sistema de lagoas de estabilização é muito difundido, em particular nas pequenas e médias cidades, devido conter uma região de clima semi-árido e ser uma solução para tratamento de esgotos de baixo custo tanto na implantação quanto na operação e manutenção. Quando este sistema é bem operado e monitorado pode alcançar as eficiências pré-estabelecidas de projeto, sendo uma opção para armazenamento e tratamento de águas residuárias domésticas, principalmente quando se deseja reutilizar a água tratada na irrigação de culturas, não representando riscos à saúde. Dessa forma, é possível amenizar o problema da escassez de recursos hídricos da região (SILVA et al., 1999; JORDÃO, 1999).

Inúmeros trabalhos e pesquisas realizados no Nordeste Brasileiro, em especial na EXTRABES (Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários) – Campina Grande/PB, demonstraram uma boa eficiência na remoção de matéria orgânica carbonácea nos sistemas de lagoas de estabilização. Mas, por outro lado, apontaram elevada concentração no efluente final de sólidos suspensos, predominantemente na forma de algas, caracterizando uma DBO particulada.

O conhecimento das características do efluente de um sistema de tratamento de esgoto, no caso os parâmetros DBO e sólidos, apresenta grande importância desde o dimensionamento até a destinação final do efluente. Estes dados proporcionam um melhor planejamento da operação, manutenção, necessidade de um pós-tratamento e possíveis ampliações no sistema.

A capital do estado do Rio Grande do Norte, Natal com seus 750.000 habitantes (aproximadamente) possuía até 2004, cerca de 30% de sua população atendida por um sistema público de coleta e tratamento de esgotos, administrado pela CAERN (Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte), que se caracteriza pelo esgotamento das águas residuárias por tubulações na rede pública até uma estação de tratamento e disposição sanitária segura. É importante destacar que a maior parte do esgoto coletado na cidade é lançada in natura no corpo receptor (Estuário do Rio Potengi). Esse sistema de coleta e tratamento não atende toda a população, que em sua maioria (70%) utiliza as fossas rudimentares e sumidouros.

Atualmente, fala-se na possibilidade (futura) de implantação de um sistema de esgotamento sanitário que atenda cerca de 100% da população da cidade, implicando em instalações de novas ETE's (possivelmente algumas do tipo lagoas de estabilização), ressaltando-se a importância de se realizar estudos detalhados para determinar características dos sistemas (eficiências de projetos, características físicas, fatores ambientais e etc), além de se comprovar o real desempenho e qualidade sanitária do efluente das estações de tratamento de esgoto do tipo lagoas de estabilização, em relação à remoção de contaminantes (matéria orgânica e organismos patogênicos) e de nutrientes.

A Estação de Tratamento de Esgotos de Ponta Negra é o maior sistema de lagoas de estabilização no estado, sendo constituído por uma série de três (03) lagoas, estando em operação desde do ano 2000. Atende hoje a uma população de aproximadamente 23.000 habitantes e sua operação é realizada pela CAERN. Atualmente seu monitoramento se resume à determinação dos parâmetros físico-químicos: temperatura, pH, OD (medidos diariamente), DBO e DQO (medidos mensalmente) em cada reator e no esgoto bruto, sendo a frequência de suas determinações insuficientes para um real acompanhamento e entendimento dos fenômenos físicos, químicos e biológicos que ocorrem no interior dessas lagoas. As pesquisas que tiveram a ETE Ponta Negra como objeto de estudo, não fizeram referências às eficiências

de remoção de matéria orgânica e sólidos; abordaram apenas o comportamento de nutrientes (fósforo e nitrogênio), pós-tratamento e formas de reúso.

Até hoje poucos sistemas de lagoas de estabilização em escala real foram avaliados com o objetivo de se obter dados mais precisos para dimensionamento, bem como de entender o complexo funcionamento destes reatores. Assim, este trabalho tem como finalidade avaliar a eficiência de remoção de matéria orgânica, através da caracterização da vazão média afluyente da ETE, do monitoramento da qualidade físico-química do esgoto bruto afluyente e dos efluentes das lagoas constituintes do sistema. Além disso, o estudo busca propor características de projeto mais adequadas às condições climáticas e meteorológicas da região, em particular para um sistema em série constituído por 1 (uma) lagoa facultativa primária seguida de 2 (duas) lagoas de maturação. Esta configuração é característica da maioria dos sistemas construídos no estado do Rio Grande do Norte.

## **2 - OBJETIVOS**

### **2.1 - Objetivo Geral**

- O presente trabalho tem como objetivo principal avaliar a eficiência da remoção de sólidos e matéria orgânica nas diversas etapas do sistema de lagoas da ETE de Ponta Negra/RN operado pela CAERN.

### **2.2 - Objetivos Específicos**

- Verificar se a eficiência do sistema está dentro das faixas previstas no projeto, e, caso não esteja, identificar quais os fatores que influenciaram a eficiência de remoção de matéria orgânica;
- Avaliar a influência da biomassa de algas nas concentrações de DBO e DQO;
- Avaliar as correlações entre DBO, DQO,  $DBO_f$ ,  $DQO_f$ , Sólidos Suspensos e Clorofila “a” em cada reator;
- Avaliar a DBO exercida em amostras sob temperatura de 20° C (padrão) comparada com a exercida em amostras incubadas à temperatura ambiente (aproximadamente 27° C);
- Caracterizar a cinética de degradação de matéria orgânica na ETE Ponta Negra.

### 3 - REVISÃO DA LITERATURA

#### 3.1 – Lagoas de Estabilização

As lagoas de estabilização são consideradas uma das formas mais simples de tratamento biológico de esgotos, devido ao seu baixo custo de implantação, operação e manutenção. Esse sistema é constituído por reservatórios escavados no solo ou delimitados por taludes (diques), que tenta reproduzir os fenômenos ocorridos na natureza (oxidação aeróbia e/ou digestão anaeróbia) responsáveis pela degradação da matéria orgânica. Para isso não utiliza equipamentos mecânicos ou elétricos.

Segundo Kellner e Pires (1998) as lagoas de estabilização representam um habitat ideal para diversos organismos vivos (algas, bactérias, protozoários, fungos e animais superiores) que se desenvolvem e reproduzem de acordo com as condições ambientais do meio, disponibilidade e competição por alimento.

Os principais objetivos dos sistemas de lagoas de estabilização são: a proteção ambiental, e nesse caso tem-se em vista principalmente a remoção de matéria orgânica carbonácea (DBO) e proteção a saúde pública, e aí se visa à remoção de patogênicos (JORDÃO; PESSOA, 1995).

As lagoas de estabilização são indicadas para as condições brasileiras, devido aos seguintes aspectos (VON SPERLING, 1996c):

- Disponibilidade de áreas em um grande número de localidades;
- Clima favorável (insolação e temperaturas elevadas);
- Operação simples;
- Necessidade de pouco ou nenhum equipamento.

As principais vantagens do sistema de lagoas comparadas a outros sistemas seguem a seguir (MARA; PEARSON, 1988):

- São usualmente as formas mais baratas de tratamento, em termos de construção, operação e manutenção e não necessitam de qualquer entrada externa de energia diferente da energia solar;
- São capazes de reduzir significativamente organismos patogênicos (por exemplo, em relação aos indicadores fecais, os coliformes termotolerantes, que podem chegar facilmente a uma redução de seis unidades log);
- São capazes de absorver choques de cargas hidráulicas e orgânicas;
- Elas podem tolerar altas concentrações de metais pesados (acima de 30 mg/L);
- Sua operação e manutenção são muito simples, resume-se na remoção do sobrenadante, corte regular da vegetação dos taludes (quando não for protegido com placas de concreto) e remoção do lodo em lagoas anaeróbias a cada 3 a 5 anos ou quando a altura do lodo chegar à metade da profundidade da lagoa e em maiores intervalos em lagoas facultativas.

Uma das desvantagens do sistema de lagoas é a grande necessidade de área para sua implantação, isto é decorrência da necessidade de um grande tempo de detenção hidráulica para que os processos naturais de estabilização da matéria orgânica e remoção de patogênicos sejam satisfatórios. Ainda como desvantagem a alta concentração de algas, na forma de sólidos suspensos no efluente das lagoas facultativas e de maturação. Segundo Mara e Pearson (1988) e Pearson (2003) a biodiversidade e quantidade destas algas nestes dois tipos de lagoa diferem principalmente no aspecto mobilidade, que está relacionado com a quantidade de matéria orgânica. Em lagoas facultativas há predominância de algas com características móveis, já em lagoas de maturação existe uma maior variabilidade e predominam as algas não móveis.

### **3.2 – Aspectos Operacionais e de Manutenção**

A eficiência dos sistemas de lagoas de estabilização, caso estejam adequadamente dimensionados, dependerá da operação e manutenção do sistema. Por outro lado, a avaliação do desempenho desses será mais acurada, quanto maior for à representatividade e método de

coleta das amostras, da técnica e método aplicados nas análises de laboratório e da experiência e competência do técnico (SOUZA, 1994).

Segundo Mara (1976) uma recomendação, em países de clima tropical, seria uma lagoa facultativa recebendo esgoto bruto seguida de 2 ou 3 de maturação, ou uma lagoa anaeróbia, seguida de facultativa e 2 ou 3 de maturação.

O trabalho realizado por Araújo et al. (2003b) diagnosticando a eficiência na remoção de matéria orgânica (DBO) de quatro séries de lagoas de estabilização na grande Natal/RN, todas com uma lagoa facultativa primária seguida de duas lagoas de maturação, apontou uma eficiência entre 72 e 85%. Em trabalho realizado na Estação de Tratamento de Esgoto Zona Leste em Terezina/PI (01 lagoa facultativa aerada e 04 lagoas de maturação, sistema do tipo em série e paralelo) as eficiências médias de remoção de matéria orgânica expressas como DBO<sub>5</sub> e DQO foram de 80% e 72%, respectivamente (ROCHA, 2002). Já em trabalhos realizados em um sistema experimental de lagoas de estabilização, em escala-piloto, na Estação de Tratamento da Catingueira – EXTRABES-PB, na cidade de Campina Grande, foram encontradas remoções de DBO<sub>5</sub> em torno de 90 % (SILVA, 1982; SILVA et al., 1995) e DQO de 78% (SILVA, 1982) e 60% (SILVA et al., 1995).

Segundo Jordão e Pessoa (1995) as condições hidráulicas e biológicas que fazem parte do processo de depuração nas lagoas podem ser afetadas por uma série de fatores, alguns desses controláveis (tipo de esgoto, vazão afluyente, toxicidade, concentração de DBO, etc) e outros, que por sua própria natureza são incontroláveis (evaporação, precipitação pluviométrica, temperatura, ventos, nuvens e radiação solar).

A confiabilidade no tratamento por lagoas pode ser afetada pela chuva, por exemplo. Chuvas intensas poderão acarretar diminuição da disponibilidade de alimentos para os organismos, devido ao efeito diluição; arraste de sólidos pelo efluente; obstrução, a longo prazo, dos condutos de alimentação do esgoto bruto, devido ao acúmulo de areia que não ficou retida na caixa de desarenação; carreamento para a lagoa de grande volume de areia proveniente da rede coletora de esgoto, ocasionando diminuição do tempo de detenção e alterações na qualidade do esgoto a ser tratado (ROCHA, 2002).

Nas lagoas facultativas e de maturação, o aparecimento de manchas verdes intensas advêm da excessiva proliferação de algas e podem causar sérios problemas, impedindo a passagem da luz e realização da fotossíntese (VON SPERLING 1996c).

### **3.3 – Classificação das Lagoas de Estabilização**

Kellner e Pires (1998) classificam com relação à utilização do esgoto bruto em Sistema Americano ou Sistema Australiano (muito empregado no Brasil). No primeiro o esgoto após ser clarificado é lançado em lagoas rasas, onde prevalecem condições aeróbias e no Sistema Australiano o esgoto é lançado bruto diretamente em uma lagoa, geralmente em condições anaeróbias, onde ocorre a clarificação do esgoto através da sedimentação dos sólidos e posterior degradação biológica deste, realizada no fundo da lagoa.

O critério mais citado pela literatura para classificar as lagoas de estabilização é pela forma que a matéria orgânica é estabilizada. Os tipos de lagoas mais utilizados são: anaeróbia, facultativa e maturação.

Alguns autores, como Von Sperling (1996c), consideram as lagoas aeradas mecanicamente entre as lagoas de estabilização, entretanto estas se diferenciam das características básicas das demais, pois a degradação da matéria orgânica não utiliza apenas processos naturais de oxidação bacteriológicas e/ou redução fotossintética das algas.

### **3.4 – Tipos de Lagoas de Estabilização**

#### **3.4.1 – Lagoas Anaeróbias**

Essas lagoas são projetadas para operar dentro de condições anóxicas e anaeróbias, entretanto existe uma pequena quantidade de oxigênio dissolvido na superfície em decorrência da presença de uma estreita camada superficial de algas, sendo estas do gênero flagelados usualmente *Chlamydomonas* (MARA; PEARSON, 1988). As lagoas anaeróbias são usadas freqüentemente como um estágio de tratamento primário de esgotos concentrados (esgoto bruto), e seu efluente usualmente alimenta uma lagoa facultativa secundária de uma série de lagoas.

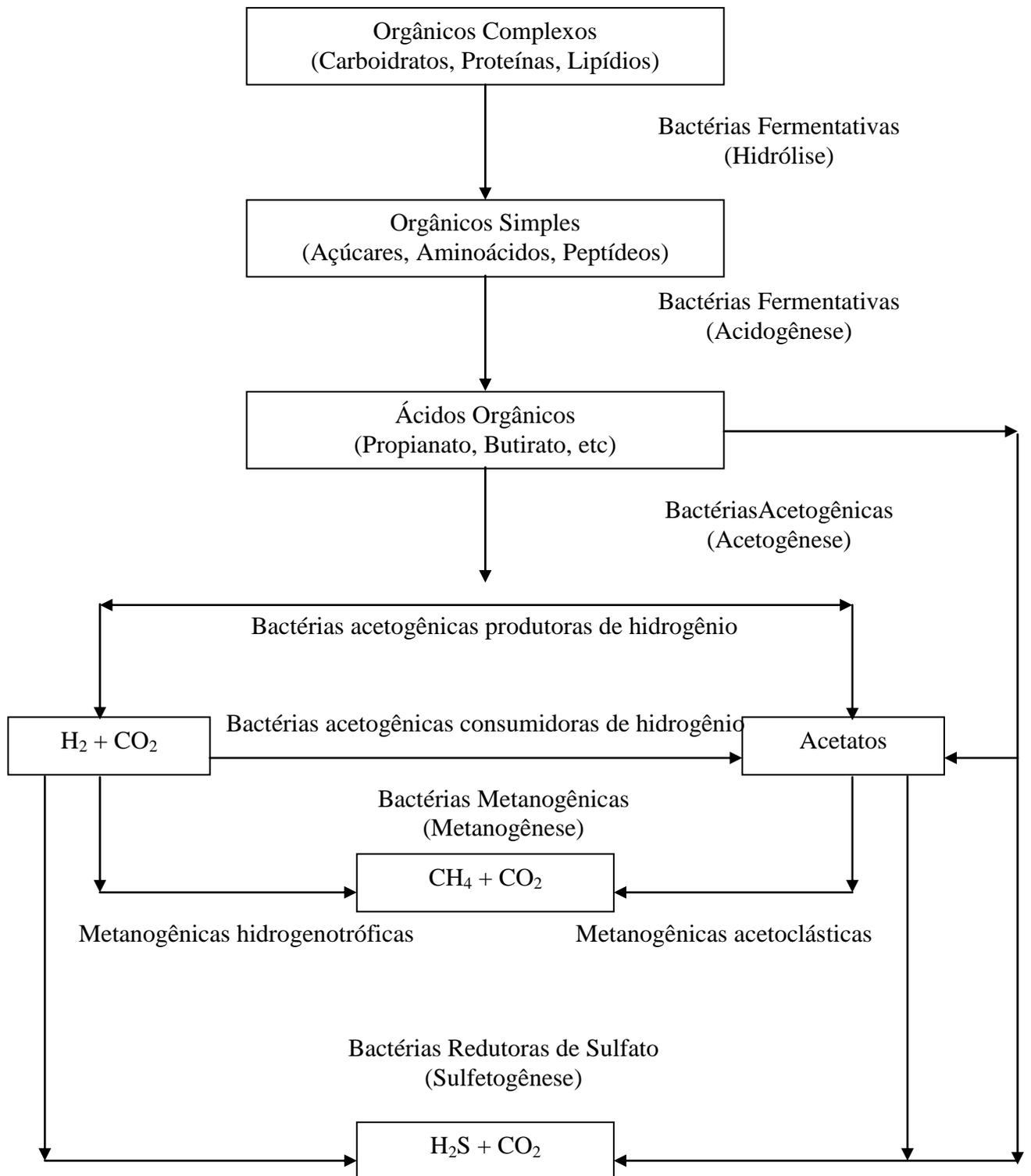
O uso de lagoas anaeróbias pode representar uma significativa economia de área requerida para o sistema. Apresentam profundidade variando entre 2 e 5 m, possuem pequeno tempo de detenção hidráulica (2 a 3 dias) e removem a matéria orgânica em cerca de 40 a 70%. O melhor desempenho destas lagoas acontece quando elas são utilizadas para tratar esgoto doméstico com DBO<sub>5</sub> maior que 300 mg/L (MARA; PEARSON, 1988).

Segundo Mara (1976) a elevada carga orgânica (100 a 400 gDBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.dia) aplicada nas lagoas anaeróbias faz com que a produção de oxigênio dissolvido através da fotossíntese seja inibida e os sólidos suspensos decantem no fundo da lagoa e sofram processos de digestão anaeróbia produzindo gases, entre eles o metano, conforme apresentado na Figura 3.1.

A digestão anaeróbia apresenta metabolismo mais lento devido a sua bioquímica e microbiologia mais complexa, porém é indicado para tratar material mais difícil de degradação. Segundo Von Sperling (1996c) os processos anaeróbios de degradação da matéria orgânica envolvem a atuação de organismos procarióticos anaeróbios facultativos e obrigatórios, pertencentes ao grupo de bactérias hidrolíticas-fermentativas, acetogênicas produtoras de hidrogênio e metanogênicas. O que se observa neste processo é a oxidação de compostos complexos resultando em metano e CO<sub>2</sub> (Figura 3.1).

### **3.4.2 – Lagoas Facultativas**

Existem dois tipos de lagoas facultativas, aquelas que recebem esgoto bruto diretamente (lagoas facultativas primárias) ou são alimentadas por um efluente que tenha recebido um tratamento anterior (lagoas facultativas secundárias), usualmente vindo de uma lagoa anaeróbia ou reatores anaeróbios cobertos. Esta diferença influencia nas equações de projetos dos dois tipos de lagoas. Assim como nas lagoas anaeróbias o papel principal das lagoas facultativas é a remoção de matéria orgânica, e a sua eficiência está na faixa de 60-80% (MARA; PEARSON,1988), além disso removem cerca de uma unidade de log de microrganismos, por exemplo coliformes fecais. Em experimentos realizados em quatro lagoas facultativas primárias na grande Natal foram encontradas eficiências médias entre 60 e 74% para DBO<sub>5</sub> e 42-62% para DQO (ARAÚJO et al., 2003b). Já em estudo realizado na ETE-Parelhas foram obtidas eficiências médias de remoção de DBO e DQO na lagoa facultativa de 71 e 59%, respectivamente.



**Figura 3. 1 - Digestão Anaeróbia**

Fonte: Von Sperling (1996b)

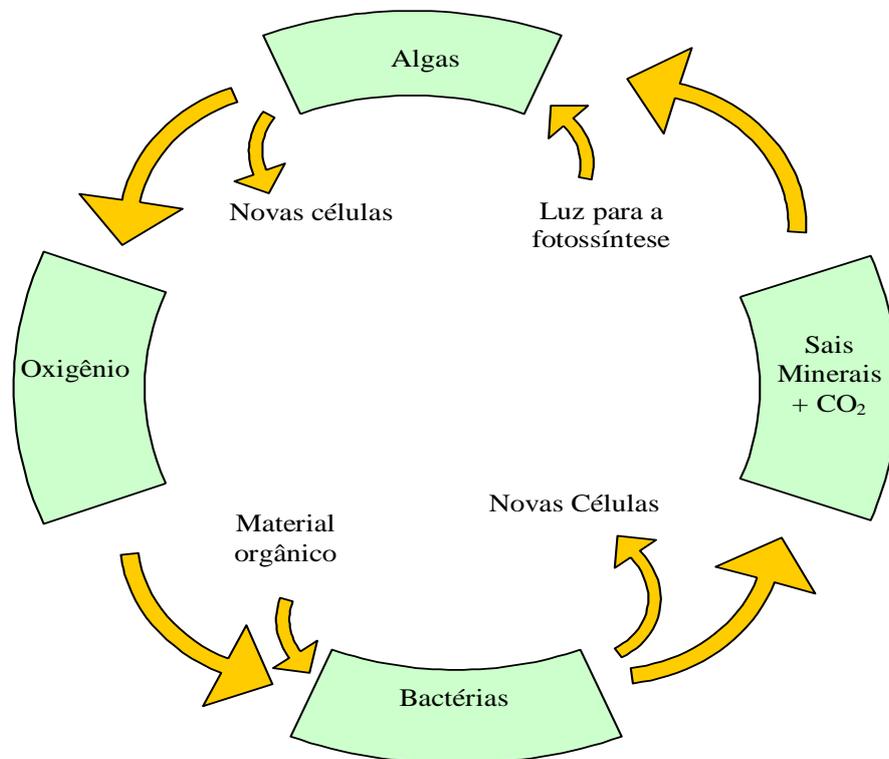
As lagoas facultativas são usualmente projetadas com profundidade entre 1,0 e 1,5m (KELLNER; PIRES, 1998), cargas orgânicas entre 100 e 300 KgDBO/ha.d e um elevado tempo de detenção (de 6 a 30 dias). Devido ao suprimento de oxigênio no reator ser predominantemente natural (fotossíntese realizada pelas algas) a estabilização da matéria orgânica ocorre a taxas mais lentas, quando comparado a sistemas mais sofisticados que injetam oxigênio mecanicamente.

Dá-se o nome de lagoa facultativa devido à existência de zonas onde podem ocorrer presença ou ausência de oxigênio livre. Na ausência de oxigênio livre são utilizados outros aceptores de elétrons, como nitrato (zona anóxica) e sulfatos e CO<sub>2</sub> (zonas anaeróbias). Este fato acontece porque durante o dia, como existe a presença da luz solar, há realização da fotossíntese pelas algas suprimindo a maior parte do oxigênio do meio. À noite a produção de oxigênio pelas algas é paralisada e com o consumo de oxigênio pelas bactérias a camada aeróbia tende a diminuir, predominando condições anóxicas ou anaeróbias.

Como dito anteriormente, em conseqüência da maior penetração da luz solar nas camadas superiores da lagoa durante o dia, ocorre um aumento na concentração das algas e a produção de oxigênio por elas nesta região. Além disso, com o auxílio da aeração superficial da massa líquida pela ação do vento, as lagoas facultativas apresentam uma camada superficial aeróbia cerca de 30 a 50 cm e uma camada inferior anaeróbia.

O tratamento na camada aeróbia das lagoas facultativas é um processo microbiológico complexo e comumente descrito como uma relação mutualística entre bactérias e algas (Figura 3.2). De forma simplificada, as bactérias através da síntese celular transformam moléculas orgânicas complexas em nutrientes inorgânicos ou substâncias mais simples necessárias para o crescimento das algas. Por sua vez as algas tiram vantagem aproveitando os nutrientes e a grande quantidade de CO<sub>2</sub> resultantes da atividade bacteriana estimulando, assim, o seu crescimento e a fotossíntese, produzindo oxigênio requerido para as bactérias aeróbias heterotróficas oxidarem a matéria orgânica. No entanto algas e bactérias crescem na ausência umas das outras (PEARSON, 2003). Na camada inferior ocorre a digestão anaeróbia idêntico ao que ocorre em lagoas anaeróbias.

Alguns parâmetros (como pH, oxigênio dissolvido) e a distribuição das algas ao longo da profundidade, sofrem importantes mudanças ao longo do dia na camada superficial da lagoa. Isto é função da radiação solar que tem influência direta na atividade fotossintética. O pH da lagoa depende da fotossíntese e da respiração variando ao longo do dia e ao longo da profundidade. Na fotossíntese com o consumo de  $\text{CO}_2$  o íon bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ) do esgoto tende a liberar  $\text{OH}^-$  e com isso o pH se eleva, já com a respiração há produção de  $\text{CO}_2$  e o íon bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ) tende a  $\text{H}^+$  reduzindo o pH do meio. A concentração de oxigênio dissolvido eleva-se durante as horas iluminadas e as algas tendem a se concentrar a uma profundidade ideal para a realização da fotossíntese (não necessariamente na camada mais superior da lagoa).



**Figura 3. 2 - Simbiose entre algas e bactérias**

Fonte: Adaptação de Von Sperling, (1996c)

Segundo Von Sperling (1996c) a radiação solar, a temperatura e o vento são os principais fatores ambientais que agem em uma lagoa de estabilização. O vento e a temperatura são responsáveis pela mistura da massa líquida, sendo esta importante para o

desempenho da lagoa promovendo a homogeneização evitando curto-circuito hidráulico e zonas mortas na lagoa (MARA, 1976).

As lagoas tendem a sofrer o fenômeno da estratificação térmica onde a radiação solar, durante o dia, torna a camada superior da lagoa mais quente e em conseqüência menos densa, não se misturando com a camada inferior (fria). Desta forma, este fenômeno dificulta a mistura da massa líquida fazendo com que as algas não móveis permaneçam na camada escura da lagoa, deixando de produzir oxigênio, e implicando em uma demanda do mesmo. Além disso, as algas motoras tendem a fugir das camadas mais superficiais (de elevada temperatura) e se posicionarem a uma profundidade que proporcione uma melhor absorção da energia solar, formando uma densa camada de algas dificultando a penetração da luz solar. A influência da ação dos ventos somada à presença ou ausência de luz solar ao longo do dia pode quebrar o efeito da estratificação nas lagoas, esse fenômeno sendo denominado de inversão térmica (mecanismo de mistura natural das camadas) que ocorre normalmente durante a noite e início da manhã (ARAÚJO, 1993; VON SPERLING, 1996c).

### **3.4.3 – Lagoas de Maturação**

As lagoas de maturação possibilitam um polimento ao efluente de outras lagoas, comumente de lagoas facultativas, ou qualquer tipo de sistema de tratamento de esgotos, como reatores anaeróbios, filtros biológicos ou lodos ativados. Seu objetivo principal é a remoção de organismos patogênicos, além de proporcionar, até certo ponto, uma remoção adicional de DBO do efluente final.

A demanda total de oxigênio é menor nas lagoas de maturação, devido à redução de carga orgânica e nutrientes, provocando uma menor atividade microbiana heterotrófica. São dimensionadas com um tempo de detenção hidráulica de no máximo 7 dias e com uma profundidade de 0,8 a 1,5 m (VON SPERLING, 1996c). Elas também apresentam menor turbidez possibilitando que a luz solar penetre praticamente ao longo de toda a profundidade da lagoa, proporcionando um maior suprimento e melhor distribuição do oxigênio produzido fotossinteticamente.

Estas lagoas são projetadas para favorecer condições adversas aos organismos patogênicos como temperatura, OD e pH elevados, escassez de alimento, insolação, competição, organismos predadores (zooplânctons), compostos tóxicos, etc. (MARA, 1976). O dimensionamento de lagoas de maturação é exclusivamente função da qualidade do efluente a ser alcançada. Este, por sua vez, pode ser utilizado para irrigação, ser lançado em um corpo aquático ou outro fim, sendo observados os padrões estabelecidos pela legislação ambiental vigente. É importante destacar que a eficiência de remoção de agentes patogênicos em lagoas de maturação é melhor quando a série apresenta um maior número destas lagoas.

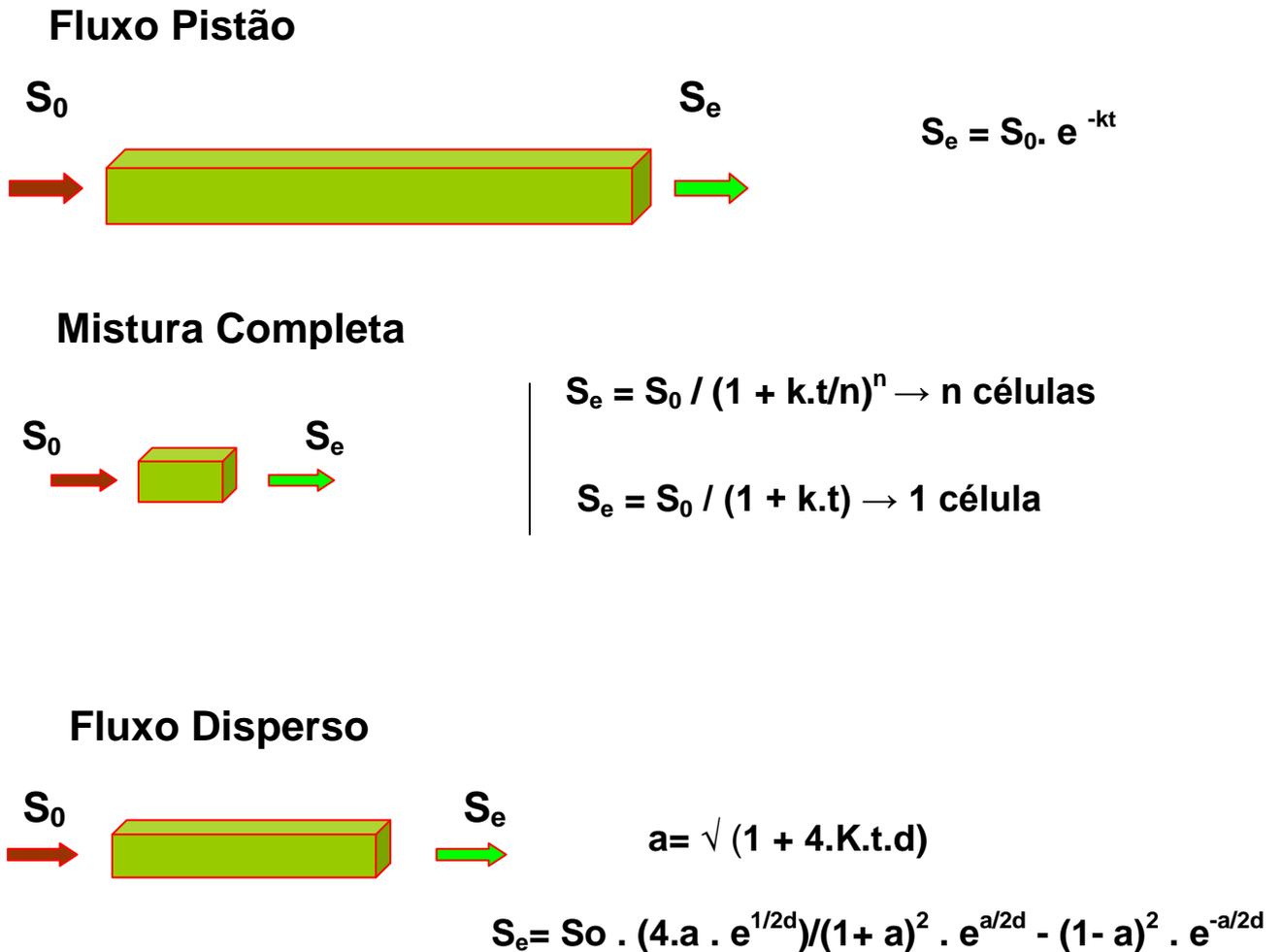
### **3.5 – Influência do Regime Hidráulico nos Sistemas de Lagoas de Estabilização**

No tratamento de esgotos por lagoas de estabilização podem se destacar os reatores de fluxo em pistão, mistura completa e fluxo disperso. Os dois primeiros citados caracterizam os limites extremos, que na prática pouco ocorrem, sendo o regime hidráulico fluxo disperso o sistema característico da maior parte dos reatores, considerado um sistema de mistura intermediário entre os dois extremos, e, devido à maior dificuldade na sua modelagem, são freqüentemente feitas aproximações para um dos modelos ideais. O regime hidráulico do reator (lagoa) tem grande influência na eficiência do sistema, apresentando variação na concentração de DBO efluente, mesmo a cinética de remoção de DBO sendo a mesma nos diferentes regimes (VON SPERLING, 1996c).

Quanto maior for a concentração de DBO no meio maior será a taxa de remoção de DBO, caracterizando assim, a cinética de primeira ordem. Reatores em fluxo pistão (como lagoas de estabilização com elevada relação comprimento largura) apresentam uma maior concentração de DBO na entrada onde a taxa de remoção de DBO neste ponto será mais elevada, já em reatores de mistura completa (por exemplo, lagoas aeradas) a concentração no reator, próximo a entrada, é igual à concentração na saída devido à imediata dispersão do poluente, através de uma homogeneização de todo o tanque, e em consequência apresenta uma menor eficiência na remoção da DBO (VON SPERLING, 1996c).

A eficiência dos reatores, idealizados anteriormente, em relação à remoção de matéria orgânica segundo a reação de primeira ordem segue a seguinte ordem decrescente (maior eficiência → menor eficiência): fluxo pistão, fluxo disperso e mistura completa.

As fórmulas para o cálculo da concentração de DBO solúvel para os diferentes regimes hidráulicos são mostradas na Figura 3.3.



**Figura 3. 3 - Fórmulas para o cálculo da concentração de DBO solúvel em diferentes regimes hidráulicos.**

Fonte: Von Sperling (1996c)

Usualmente a DBO afluente ( $S_0$ ) é considerada como a DBO total (solúvel + particulada) devido ao fato dos sólidos em suspensão orgânicos, responsáveis pela DBO particulada, serem convertidos em sólidos dissolvidos, através da ação das bactérias no meio. Já a DBO efluente é constituída por duas parcelas: a DBO remanescente do tratamento (DBO solúvel) e a DBO causada pelos sólidos em suspensão no efluente (DBO particulada), predominantemente algas, que poderão ou não exercer alguma demanda de oxigênio no corpo receptor (VON SPERLING, 1996c).

Os sólidos em suspensão do efluente de lagoas facultativas são capazes de gerar uma DBO<sub>5</sub> de 0,3 a 0,4 mg/L (no teste de DBO), sendo essa parcela na prática (DBO das algas) desconsiderada devido à incerteza quanto a esses aspectos. Portanto o efluente de lagoas facultativas é considerado apenas pela DBO solúvel (MARA, 1995 apud VON SPERLING, 1996c).

### **3.6 – Remoção da Matéria Orgânica**

Dentro dos reatores de tratamento de esgoto ocorre tanto a degradação da matéria orgânica quanto da matéria nitrogenada (em condições aeróbias), sendo a matéria orgânica carbonácea o principal objetivo de todos os processos de tratamento biológico de esgotos a nível secundário.

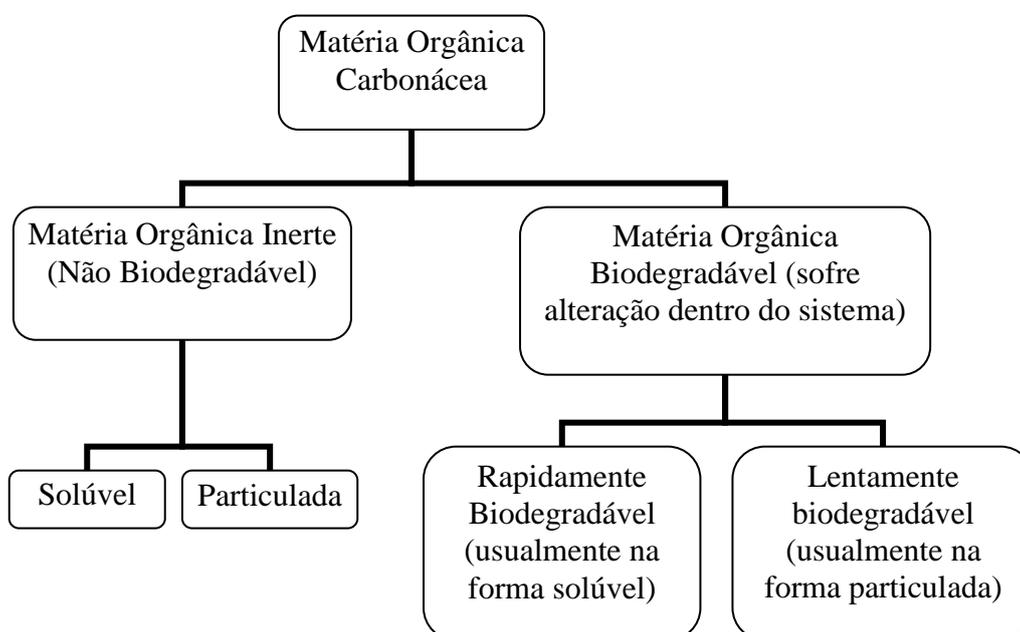
A matéria orgânica carbonácea (baseada no carbono orgânico) é causadora de um dos principais problemas de poluição de águas: o consumo de oxigênio pelos microrganismos nos seus processos metabólicos de utilização e estabilização da matéria orgânica. Os principais componentes orgânicos são os compostos de proteínas, os carboidratos, a gordura e os óleos, além da uréia, surfactantes, fenóis, pesticidas e outros em menor quantidade (VON SPERLING, 1996a; JORDÃO; PESSOA, 1995).

A decomposição da matéria orgânica muitas vezes se inicia no próprio sistema de coleta e bombeamento de esgotos, caracterizada pelo mau cheiro proveniente do esgoto afluente das estações de tratamento, atingindo sua máxima taxa de degradação dentro dos reatores (entende-se como reatores volumes delimitados onde ocorrem processos biológicos de tratamento de esgotos).

Os sólidos representam menos que 0,1% da composição dos esgotos (a água compõe cerca de 99,9%). Entretanto a matéria sólida é objeto de uma série de operações unitárias de tratamento nas ETE's para sua satisfatória remoção, além de ser uma das características físicas mais importante em termos de dimensionamento, controle, manutenção e ampliação das unidades de tratamento (JORDÃO; PESSOA, 1995).

Segundo Jordão e Pessoa (1995) a classificação da matéria sólida nos esgotos é função de inúmeros fatores, são eles: dimensões das partículas (dissolvidos, coloidais e em suspensão), sedimentabilidade (sedimentáveis, flutuantes ou flotáveis e não sedimentáveis), secagem a temperaturas de 550 a 600°C (fixos e voláteis) e secagem a temperaturas de 103 a 105°C (totais, em suspensão e dissolvidos).

A matéria baseada no carbono orgânico (carbonácea) contida nos esgotos é comumente dividida quanto a sua biodegradabilidade em inerte ou biodegradável (Figura 3.4).



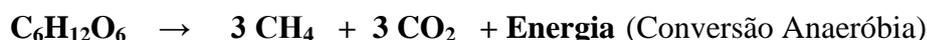
**Figura 3. 4 - Classificação da matéria orgânica quanto a sua biodegradabilidade.**

Adaptado de Von Sperling (1996b)

A matéria orgânica inerte solúvel quase não sofre transformação dentro do reator deixando o sistema na mesma concentração que entrou, já a particulada é envolvida pela biomassa sendo removida com o lodo, também sem mudança em sua forma (VON SPERLING, 1996b).

A matéria orgânica rapidamente biodegradável é constituída de moléculas relativamente simples e pode ser utilizada diretamente pelas bactérias heterotróficas. A respeito da matéria orgânica lentamente biodegradável é composta por moléculas relativamente complexas que,

através da hidrólise (atuação de enzimas extracelulares) converte-se em moléculas orgânicas solúveis, as quais podem ser utilizadas pelas bactérias, embora este mecanismo seja lento tornando demorado o consumo de matéria orgânica (VON SPERLING, 1996b). Os processos de conversão da matéria orgânica carbonácea se dão por via da respiração aeróbia e digestão anaeróbia, onde em ambos os casos ocorrem inúmeras etapas intermediárias, sendo representadas por equações gerais e simplificadas que demonstram apenas o produto final. São elas:



A unidade de massa das células microbianas é normalmente expressa em termos de sólidos em suspensão e, devido ao grau de dificuldade na caracterização dos sólidos biológicos e do substrato, freqüentemente adota-se a distribuição dos sólidos em suspensão dentro do reator em: sólidos suspensos inorgânicos e sólidos suspensos orgânicos (não biodegradáveis e biodegradáveis).

Devido à dificuldade na determinação laboratorial dos diversos componentes da matéria orgânica nas águas residuárias e corpos aquáticos, além de não ser necessária a caracterização da multiplicidade das formas e compostos em que a mesma pode se apresentar, podem ser adotados métodos diretos e indiretos para a determinação da matéria orgânica, são eles:

- **Métodos Indiretos**
  - Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)
  - Demanda Química de Oxigênio (DQO)
  
- **Método Direto**
  - Carbono Orgânico Total (COT)

A forma indireta mais utilizada para medir o teor de matéria orgânica carbonácea presente nos esgotos ou no corpo d'água é através da determinação da DBO ou da DQO.

Estes procedimentos são padronizados pelo “Standard Methods for the Examination of Water e Wastewater” (APHA et al., 1998).

### 3.6.1 – Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) é usualmente definida como a quantidade de oxigênio requerida pelas bactérias para estabilizar a matéria orgânica degradável em condições aeróbicas após um tempo determinado e a uma temperatura padrão. O termo degradável pode ser interpretado no sentido de que a matéria orgânica pode servir como alimento para as bactérias e a energia deriva de sua oxidação (SAWYER; McCARTY; PARKIN, 1994).

A remoção de DBO, para muitas finalidades práticas, é de caráter de “primeira-ordem”, ou seja, a velocidade da reação é diretamente proporcional à quantidade de matéria orgânica (substrato) oxidável remanescente em algum tempo, igualmente modificada pela população de organismos ativos. Uma vez que a população de organismos alcançar um nível no qual ocorrem apenas mínimas variações, a velocidade de reação é controlada pela quantidade de alimento disponível para os organismos (SAWYER; McCARTY; PARKIN, 1994).

A estabilização completa da matéria orgânica demora, em termos práticos, vários dias (cerca de 20 dias ou mais para esgotos domésticos). Isto corresponde à Demanda Última de Oxigênio (DBOu). Entretanto para evitar que o teste de laboratório fosse sujeito a uma grande demora, e para permitir a comparação de diversos resultados, foram efetuadas padronizações. Convencionou-se desta forma que a DBO padrão é expressa por  $DBO_5^{20}$ , com a análise realizada no 5º dia (o consumo do quinto dia pode ser correlacionado com o consumo total final - DBOu) e que o teste efetua-se a temperatura de 20° C, já que temperaturas diferentes interferem no metabolismo bacteriano.

A DBO é geralmente expressa em mg/L e representa um dos mais importantes parâmetros no dimensionamento de ETE's, além de ser fundamental para a caracterização do grau de poluição. Os esgotos domésticos possuem uma DBO da ordem de 300 mg/L, ou seja,

1 litro de esgoto consome aproximadamente 300 mg de oxigênio em 5 dias, no processo de estabilização da matéria orgânica.

O parâmetro DBO, em termos ambientais e de tratamento de esgoto, tem importância em vários aspectos: a matéria orgânica é responsável pelo consumo de OD na água; a DBO retrata de forma indireta o teor de matéria orgânica nos esgotos ou no corpo d'água; é um parâmetro de fundamental importância na caracterização do grau de poluição; além de ser um dos mais importantes no dimensionamento de ETE's (VON SPERLING, 1996c). A origem de DBO pode ser tanto natural, matéria orgânica animal e vegetal, ou antropogênica proveniente de despejos domésticos e industriais.

A DBO<sub>5</sub> das águas residuárias domésticas possui uma variabilidade muito grande, sendo função do clima da região, fatores sócio-econômicos e culturais da população, estações do ano, comprimento de redes, entre outros fatores. A classificação das águas residuárias domésticas segundo Metcalf e Eddy (1991) é: concentração forte (DBO >400 mg/L), média (110 mg/L < DBO < 400 mg/L) e fraca (DBO <110 mg/L).

**Tabela 3. 1 - Concentração média de DBO<sub>5</sub><sup>20</sup> do esgoto bruto em diferentes localidades.**

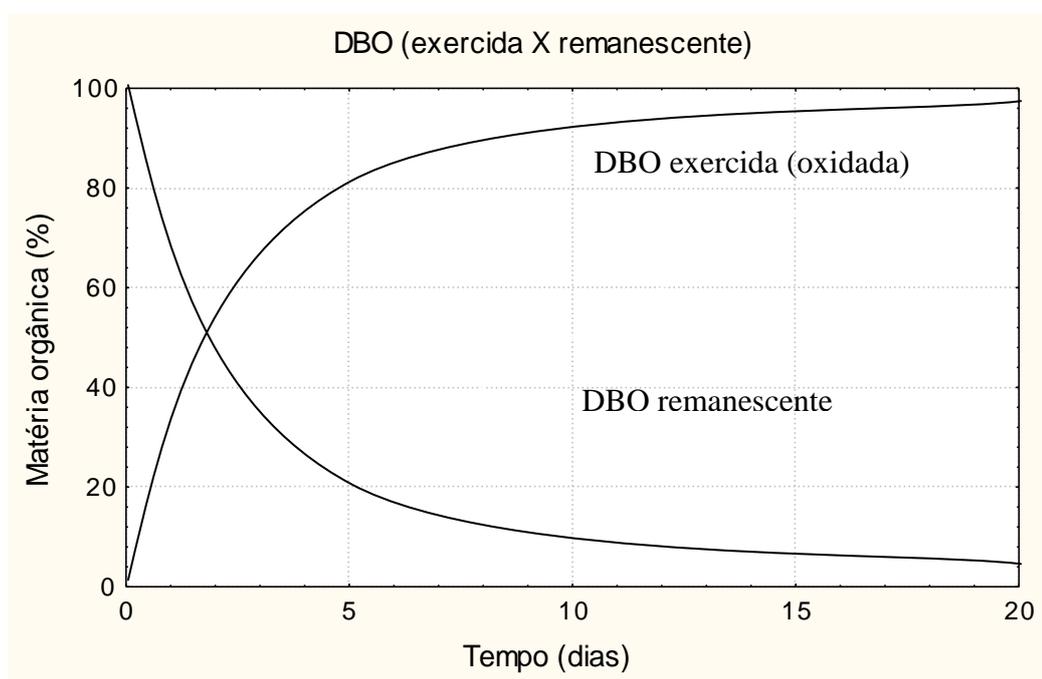
ETE	Localidade	Concentração média de DBO <sub>5</sub> <sup>20</sup> Esgoto Bruto (mg/L)	Referência
ETE - Beira Rio	Grande Natal/RN	605	ARAÚJO et al, 2003b.
ETE - Jardim Lola 1	Grande Natal/RN	597	ARAÚJO et al, 2003b.
ETE - Jardim Lola 2	Grande Natal/RN	682	ARAÚJO et al, 2003b.
ETE – Ponta Negra	Grande Natal/RN	283	ARAÚJO et al, 2003a.
ETE - Terezina	Terezina/PI	355	ROCHA, 2002.
ETE - Guarabira	Guarabira/PB	327	SOUZA, 1994.
ETE - Sapé	Sapé/PB	689	SOUZA, 1994.
ETE - Parelhas	Parelhas/RN	602	SANTOS, 2004.
EXTRABES	Campina Grande/PB	240	OLIVEIRA et al, 1996.

O conceito de DBO representando tanto a matéria orgânica quanto o consumo de oxigênio, pode ser entendido por estes dois ângulos distintos:

- DBO remanescente: concentração de matéria orgânica remanescente na massa líquida em um dado instante;
- DBO exercida: oxigênio consumido para estabilizar a matéria orgânica até o instante t.

Uma vez que a reação da DBO está estritamente relacionada a uma reação do tipo “primeira ordem”, o gráfico da quantidade de matéria orgânica remanescente versus tempo gera uma curva parabólica similar à curva de decaimento para um elemento radioativo (SAWYER; McCARTY; PARKIN, 1994).

Do mesmo modo, se um gráfico for feito mostrando matéria orgânica versus tempo, outra curva parabólica é obtida que é a recíproca da primeira. As curvas ilustrativas destas mudanças são mostradas na Figura 3.5 (SAWYER; McCARTY; PARKIN, 1994).

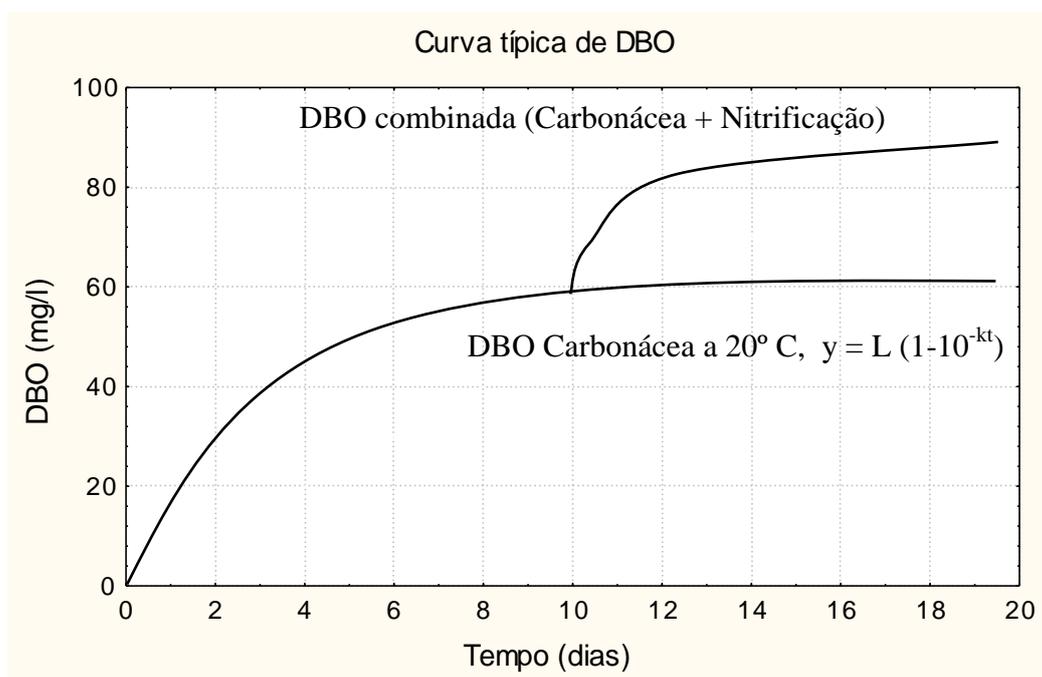


**Figura 3. 5 - Mudanças na matéria orgânica durante a oxidação biológica de águas poluídas em condições aeróbias.**

Fonte: Sawyer; McCarty; Parkin (1994)

Como o oxigênio é usado na proporção direta da quantidade de matéria orgânica oxidada, em oxidações bioquímicas o gráfico do oxigênio usado versus tempo produziria uma curva semelhante à do tipo parabólica para a matéria orgânica oxidada da Figura 3.5. A curva típica de DBO ou oxigênio usado é mostrada na Figura 3.6. Observa-se que a curva tem características similares àquela da matéria orgânica oxidada da Figura 3.5, durante os primeiros 8 a 10 dias. A partir daí, a curva de DBO desvia-se radicalmente do curso esperado, como segue uma reação unimolecular ou de primeira ordem (SAWYER; McCARTY; PARKIN, 1994). A mudança na curva da DBO oxidada deve-se à ocorrência da nitrificação, oxidação biológica do íon amônio ( $\text{NH}_4$ ) em nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) por via aeróbica.

A nitrificação ocorre em duas fases, sendo a primeira através da ação das bactérias Nitrosomonas, oxidando o íon amônio a nitrito. A segunda fase ocorre na presença de bactérias do gênero Nitrobacter que oxidam os nitritos a nitratos (ROCHÉ et al., 1994).



**Figura 3. 6 - Curva de DBO, (a) curva normal para oxidação da matéria orgânica, (b) a interferência da nitrificação.**

Fonte: Sawyer; Mccarty; Parkin, (1994)

As equações do modelo matemático para as curvas de DBO (exercida e remanescente) da Figura 3.5 nos sistemas neperiano e decimal, respectivamente são:

**Base e:**

$$DBO_t_{exercida} = DBO_{última} \cdot (1 - e^{-K \cdot t})$$

$$DBO_t_{remanescente} = DBO_{última} \cdot e^{(-K \cdot t)}$$

**Base 10:**

$$DBO_t_{exercida} = DBO_{última} \cdot (1 - 10^{-K1 \cdot t})$$

$$DBO_t_{remanescente} = DBO_{última} \cdot 10^{(-K1 \cdot t)}$$

Sendo:

K → Coeficiente de degradação da matéria orgânica, na base e (neperiana).

K1 → Coeficiente de degradação da matéria orgânica, na base 10.

K1 = K / 2,303.

DBO<sub>última</sub> → DBO exercida ou remanescente em um tempo t = ∞, na prática adotado

DBO<sub>20dias</sub>.

DBO<sub>t</sub> → DBO exercida ou remanescente em um determinado tempo t.

### 3.6.2 – Métodos de Análises de DBO

Os métodos de análises para a determinação da DBO são (APHA et al., 1998):

- **Frascos Padrões** - No dia da coleta, prepara-se as diluições (um volume pré-estabelecido da amostra é colocado em frascos padrões de DBO e completa-se o volume com um líquido de diluição), em seguida os frascos são incubados a 20°C e efetuada a leitura inicial de oxigênio dissolvido. Após cinco dias, com as amostras mantidas nesse período em um frasco fechado, no escuro e incubadas a 20°C, determina-se a concentração de OD final da amostra, já reduzida, devido ao consumo de oxigênio durante o período.

$$DBO_5^{20} = (OD_i - OD_f) \times \text{volume do frasco} / \text{volume da amostra}$$

Sendo:

OD<sub>i</sub> → Oxigênio dissolvido inicial;

OD<sub>f</sub> → Oxigênio dissolvido final.

- **Respirométrico** - Este método mede a quantidade de O<sub>2</sub> requerido pelos microrganismos via diferença de pressão (método manométrico). A análise é feita em recipientes padronizados, que em sua tampa existe o medidor de pressão que deve ser tarado (zerado) pouco tempo antes da incubação. O resultado da DBO é obtido por diferença entre a pressão inicial e a final.

Devido à determinação da DBO ser um bioensaio, fatores tais como temperatura, pH, qualidade da água de diluição, luminosidade, cloro residual, supersaturação de oxigênio dissolvido, nível de adaptação dos microrganismos, interferem no resultado e devem ser rigidamente controlados.

A análise de DBO deverá ser iniciada em no máximo 2 horas após a coleta, caso contrário à amostra deve ser mantida a 4° C. Em casos de amostras compostas, manter as alíquotas preservadas durante a composição; o intervalo máximo entre a coleta e a análise deve ser de 24 horas, tanto para amostras pontuais como para compostas.

### 3.6.3 – Padrões de Qualidade / Legislação

A Resolução CONAMA nº 20/86 classifica as águas em nove classes, elas são essenciais à defesa de seus níveis de qualidade. A Tabela 3.2 demonstra os valores de DBO em cada classe.

**Tabela 3. 2 – Valores máximos permitidos para o parâmetro DBO segundo a classificação das águas pela Resolução CONAMA 20/86.**

ÁGUAS		DOCES				SALINAS		SALOBRAS	
CLASSES	Especial	01	02	03	04	05	06	07	08
<b>DBO</b> <b>(mg/L)</b>	-	≤ 3,0	≤ 5,0	≤ 10	-	≤ 5,0	≤ 10	≤ 5,0	-

Fonte: Resolução CONAMA nº 20 (1986).

Em relação ao lançamento de efluentes à Resolução CONAMA nº 20/86 artigo, 21, não faz referência ao limite máximo de DBO permitido nos efluentes de qualquer fonte poluidora, entretanto algumas Legislações Estaduais estabelecem tais restrições. A maior

parte dos estados adota o valor de 60 mg/L. Outros incorporam também o conceito de eficiência de remoção mínima, nos casos em que o atendimento ao padrão de 60 mg/L não for atendido (ex: indústrias com elevadíssima concentração de DBO nas águas residuárias). Segundo o critério da eficiência mínima, a maioria dos estados adota a eficiência de 80%, com exceção de Minas Gerais, que adota 85%, ver Tabela 3.3. O Rio Grande do Sul possui padrões para DBO variáveis em função da faixa de vazão (Tabela 3.4).

**Tabela 3. 3 - Limites de lançamento de DBO mais restritivos ou não são cobertos pela Resolução CONAMA 20/86.**

Parâmetro	Unidade	Concentração e eficiência mínima de remoção								
		Brasil	AL	CE	GO	MG	PB	RS	SC	SP
DBO <sub>5</sub>	mg/L	-	60	60	60 (80%)	60 (85%)	60 (80%)	Variável	60 (80%)	60 (80%)

Adaptado de Von Sperling e Nascimento (1999).

Observa-se que algumas legislações estaduais estabelecem limites de DBO diferentemente da legislação nacional, na qual este parâmetro está ausente. Pode-se considerar este fato como um avanço, ao demonstrar preocupação em disciplinar o lançamento de esgoto doméstico.

**Tabela 3. 4 – Limites de lançamento de DBO<sub>5</sub> em função da vazão, adotado no estado do Rio Grande do Sul.**

Vazão (m <sup>3</sup> /dia)	DBO <sub>5</sub> (mg/L)	Vazão (m <sup>3</sup> /dia)	DBO <sub>5</sub> (mg/L)
<i>Fontes Poluidoras Existentes</i>		<i>Fontes Poluidoras a Serem Implantadas</i>	
Q < 20	≤ 200	Q < 200	≤ 120
20 ≤ Q < 200	≤ 150	200 ≤ Q < 1000	≤ 80
200 ≤ Q < 1000	≤ 120	1000 ≤ Q < 2000	≤ 60
1000 ≤ Q < 2000	≤ 80	2000 ≤ Q < 10000	≤ 40
2000 ≤ Q < 10000	≤ 60	Q ≥ 10000	≤ 20
Q ≥ 10000	≤ 40		

Adaptado de Von Sperling e Nascimento (1999).

### 3.6.4 – Demanda Última de Oxigênio (DBOu)

A demanda última de oxigênio corresponde ao consumo de oxigênio total (teoricamente quando  $t = \infty$ ) ou até ser considerado desprezível (não mais representativo), exercido por um período de dias ou semanas, em termos práticos 20 dias para esgoto doméstico, embora em taxas de degradação mais lentas após o quinto dia ( $DBO_5$ ). Conforme mostrado anteriormente a degradação da matéria orgânica segue uma cinética de primeira ordem, ou seja, quanto maior a quantidade de matéria orgânica presente no meio maior a velocidade de degradação da mesma.

Muitas vezes o valor da  $DBO_5$  é usado para se obter o da  $DBO_u$ . Tal conversão é importante porque vários processos de tratamento de esgotos são dimensionados utilizando a  $DBO_u$ . Embora se conheça a equação matemática relacionando esses dois parâmetros, em termos práticos, vários autores utilizam a relação  $DBO_u/DBO_5$  igual a 1,46.

### 3.6.5 – Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A DQO mede a quantidade de oxigênio necessário para oxidar quimicamente a fração orgânica de uma amostra, sendo oxidada pelo dicromato de potássio em solução ácida. A DBO está relacionada com uma oxidação bioquímica da matéria orgânica (realizada por microrganismos) e a DQO não somente engloba essa parcela, mas tudo o que é susceptível de demandas de oxigênio, em particular os sais minerais oxidáveis (VON SPERLING, 1996a; JORDÃO; PESSOA, 1995). A grande vantagem do ensaio de DQO em relação à DBO é o tempo necessário para a obtenção de resultados de análises, em torno de 2 horas para a DQO, enquanto a DBO é de 5 dias a 20°C (em consequência, diminuição do tempo de tomada de decisões sobre medidas de correção operacional em ETE's). Vale observar ainda que o custo de realização de uma análise de DBO é de cerca de 4,5 vezes o custo de análise de DQO (SILVA; AGUIAR; MENDONÇA, 1997).

A relação DQO/DBO para esgotos domésticos varia em torno de 1,7 a 2,4. Para efluentes industriais essa relação pode ter grande variação dependendo das características da indústria (setor industrial, processo produtivo, matéria prima, etc). Dependendo da magnitude da relação podemos tirar conclusões sobre a biodegradabilidade dos despejos e do processo de

tratamento a ser empregado (BRAILE; CAVALCANTI, 1979 apud VON SPERLING, 1996a): relação DQO/DBO<sub>5</sub> baixa - a fração biodegradável é elevada e uma provável indicação para tratamento biológico; relação DQO/DBO<sub>5</sub> alta - a fração não biodegradável é elevada, possível indicação para o tratamento biológico caso a fração não biodegradável não seja importante em termos de poluição do corpo receptor. Caso essa fração seja importante para o grau de poluição do corpo receptor é indicado um tratamento físico-químico.

À medida que o esgoto passa pelas diversas unidades da estação de tratamento, a tendência é que a relação DQO/DBO<sub>5</sub> aumente devido à redução da fração biodegradável, ao passo que a fração inerte permanece inalterada. Assim o efluente final do tratamento biológico possui valores da relação superiores a 3 (VON SPERLING, 1996a). Vale observar ainda que muitos autores utilizam da relação DBO<sub>5</sub>/DQO ao invés da citada anteriormente, e de forma análoga, a relação DBO<sub>5</sub>/DQO diminui ao longo das diversas etapas do tratamento.

A Tabela 3.4 mostra a relação DBO<sub>5</sub>/DQO, com base em estudos realizados por diversos autores, para os esgotos classificando-os em concentração média e forte segundo Metcalf e Eddy (1991).

**Tabela 3. 5 – Valores da relação DBO<sub>5</sub>/DQO para esgotos com classificação média e forte.**

Autores	Relação DBO/DQO	
	Concentração média (DBO ≈ 200mg/L)	Concentração forte (DBO > 400 mg/L)
Silva (1979), Oliveira (1985 e 1990) e Oliveira et al (1995)	0,33 e 0,47	-
Oliveira (1982)	0,33 e 0,40	0,32 e 0,54
Shimada et al (1987)	>0,49	-
Crispim et al (1997)	0,34 e 0,36	0,42 e 0,62
Carvalho (1993)	0,47	-
Chagas Netto (1995)	-	0,43 e 0,48

Fonte: SILVA; AGUIAR; MENDONÇA (1997).

A Resolução CONAMA 20/86 e as legislações de outros países não estabelecem valores de concentrações máximas de DQO permitidas para lançamento em corpos aquáticos ou disposição final. Segundo Von Sperling e Nascimento (1999) apenas dois estados (Minas Gerais e Alagoas) possuem padrões para DQO, os quais são de 90 mg/L e 150 mg/L, respectivamente.

### 3.6.6 – Carbono Orgânico Total (COT)

O carbono orgânico é medido diretamente, e não indiretamente através da determinação do oxigênio consumido, como nos itens anteriores. Os testes de COT são baseados na oxidação do carbono da matéria orgânica para dióxido de carbono e na determinação de CO<sub>2</sub> para absorção em KOH ou por sistema instrumental (JORDÃO; PESSOA, 1995).

### 3.6.7 – Outras Determinações

- **Demanda Total de oxigênio (DTO)** – consiste em uma determinação instrumental capaz de não ser afetada por certos poluentes que interferem mesmo no teste da DQO, por exemplo, amônia e benzeno (JORDÃO; PESSOA, 1995).
- **Demanda Teórica de Oxigênio (DTeO)** – Corresponde à quantidade de oxigênio que estequiometricamente seria necessário para oxidar completamente um dado composto. Trata-se de um valor calculado e de difícil avaliação, uma vez que, será necessário conhecer a composição exata de uma água para se proceder aos cálculos.
- **Relação DBO/ N/ P** - A relação em peso de DBO/ N/ P é considerada muitas vezes como indicadora da viabilidade do tratamento biológico. Tem sido usual aceitar-se a relação 100/5/1 como necessária para manter um balanço adequado de matéria orgânica e nutrientes para o tratamento biológico (JORDÃO; PESSOA, 1995).

### 3.7 – Coeficiente de Degradação da Matéria Orgânica (K)

Segundo Mendonça (1990) a constante K representa a taxa de estabilização bioquímica da matéria orgânica presente no esgoto. Para águas poluídas e despejos de esgotos, um valor típico de K (base e, 20° C) é 0,23 dia<sup>-1</sup>. Entretanto os valores de K variam significativamente com o tipo de esgoto. A faixa de variação está compreendida entre 0,12 e 0,69 dia<sup>-1</sup> ou mais. Para o caso de sistemas de mistura completa, tem-se a seguinte faixa de valores de 0,30 a 0,35 dia<sup>-1</sup> usualmente utilizados para dimensionamento (SILVA; MARA, 1979; ARCEIVALA, 1981; EPA, 1983 apud VON SPERLING, 1996c).

Como a DBO<sub>5</sub> é estimada a 20° C, para se determinar a constante K em outras temperaturas, é usada a formula de Van't Hoff-Arrhenius.

$$K_T = K_{20} \cdot \theta^{(T-20)}$$

Onde:

$K_T$  → Coeficiente à temperatura desejada (d<sup>-1</sup>);

$K_{20}$  → Coeficiente a 20° C (d<sup>-1</sup>);

$\theta$  → Coeficiente de atividade de Temperatura ou de Respiração;

T → Temperatura média anual do líquido, em graus Celsius.

Diferentes valores de  $\theta$  também são propostos na literatura:

Para  $K_{20}= 0,35$ , deve-se adotar  $\theta= 1,085$  (EPA, 1983 apud VON SPERLING, 1996c)

Para  $K_{20}= 0,30$ , deve-se adotar  $\theta= 1,05$  (SILVA; MARA, 1979 apud VON SPERLING, 1996c)

O valor de K é necessário quando a DBO<sub>5</sub> vai ser usada para se obter a DBO<sub>última</sub>. O procedimento normal que se adota quando esses valores são desconhecidos é a determinação de K e da DBO<sub>última</sub> através de uma série de análises de DBO (MENDONÇA, 1990). O conhecimento da DBO<sub>última</sub> é importante para o dimensionamento de ETE's e na determinação da autodepuração de corpos aquáticos.

Existem vários métodos para a determinação desses valores. Os principais são: método dos Mínimos Quadrados, método dos Momentos, método da Diferença Diária, método da Razão Rápida e método de Thomas (MENDONÇA, 1990). Serão apenas ilustrados os métodos dos Mínimos Quadrados e de Thomas.

➤ **Método dos Mínimos Quadrados:**

O método se baseia em um sistema linear de duas equações com duas incógnitas “a” e “b”.

$$\begin{cases} na + b \sum y - \sum dy / dt = 0 \\ a \sum y + b \sum y^2 - \sum y \cdot dy / dt = 0 \end{cases}$$

Resolvendo o sistema teremos:

$$\begin{cases} K = -b \text{ (base e)} \\ L = DBO_{\text{última}} = -a / b \end{cases}$$

onde:

$$dy/dt = (y_{n+1} - y_{n-1}) / (2\Delta t)$$

n → número de dados;

a → inclinação da reta;

b → ordenada;

y → DBO exercida no tempo t, em mg/L;

t → tempo de incubação, em dias;

K → coeficiente de remoção da matéria orgânica, base e, em dia<sup>-1</sup>;

L → DBO<sub>última</sub>, em mg/L.

➤ **Método de Thomas:**

O método de Thomas é baseado na similaridade de duas séries de funções. É um procedimento gráfico, apresentado na Figura 3.6, baseado na função:

$$(t / DBO_t)^{1/3} = (K \cdot DBO_{\text{última}})^{-1/3} + K^{2/3} / 6 \cdot (DBO_{\text{última}})^{1/3}$$

onde:

$DBO_t \rightarrow$  DBO exercida no tempo  $t$ , em mg/L;

$t \rightarrow$  tempo de incubação, em dias;

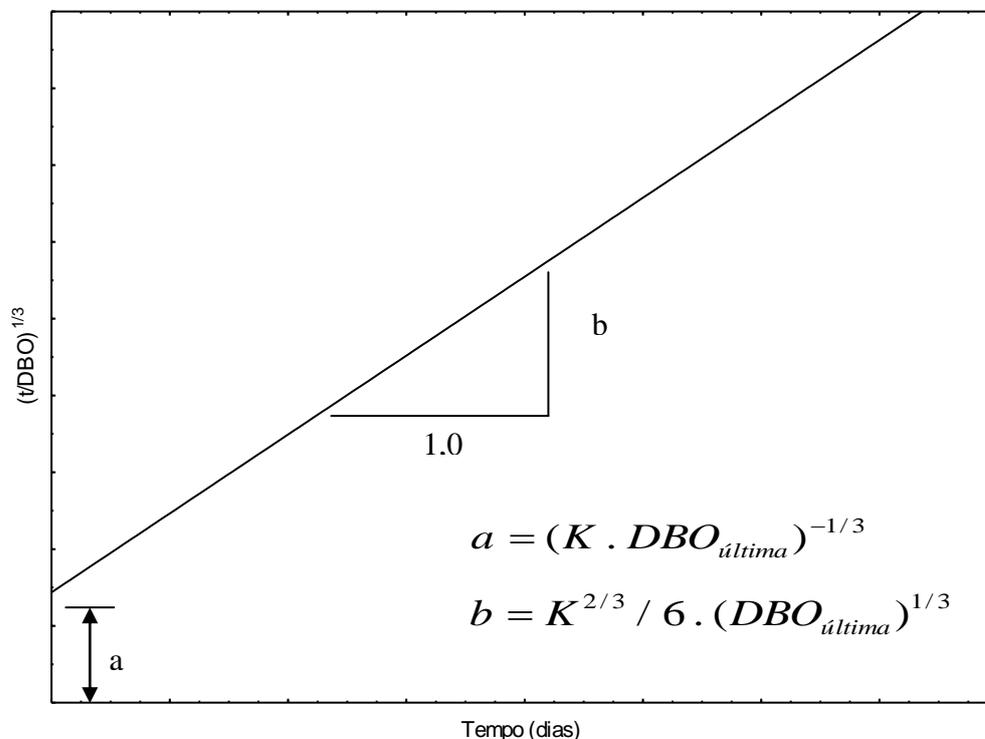
$K \rightarrow$  coeficiente de remoção da matéria orgânica, base e, em dia<sup>-1</sup>;

$DBO_{\text{última}}$ ,  $\rightarrow$  DBO no tempo  $t = \infty$ , em mg/L.

O princípio básico do método consiste na linearização dos dados através da correlação entre pares de dados “  $(t / DBO_t)^{1/3}$  ” x “  $t$  ” conforme apresentado na Figura 3.6. A inclinação “  $b$  ” e a ordenada “  $a$  ” da reta ( $y = a + b.t$ ) que melhor se ajustarem aos pontos dados, são usados para o cálculo de  $K$  e  $L$  ( $DBO_{\text{última}}$ ).

$$K = 6 \cdot (b / a) \quad (\text{base } e)$$

$$DBO_{\text{última}} = 1 \cdot (6 \cdot a^2 \cdot b) \quad (\text{mg / L})$$



**Figura 3. 7 - Gráfico para estimativa de K e da DBOúltima, pelo método de Thomas.**

Para se usar esse método, várias observações de  $y$  (DBO) como função de  $t$  são necessárias. Os dados observados devem ser limitados aos primeiros dez dias por causa da interferência nitrogenada.

## **4- METODOLOGIA**

### **4.1 – Descrição do Sistema Operacional**

A estação de tratamento de esgoto (ETE Ponta Negra) está localizada na zona sul da cidade do Natal/RN (5° 47'42" de Latitude Sul e 35° 12' 34" de Longitude Oeste) na confluência da rota do Sol (RN 063) com a rua de acesso à Cidade Verde (Rua Alfredo Dias Figueiredo). Atende à população do bairro de Ponta Negra, Via Costeira e algumas residências do bairro de Mãe Luiza, existindo uma previsão para ampliar sua área de atendimento incluindo o bairro de Cidade Jardim e Capim Macio. Todo o sistema de esgotamento é constituído por rede coletora (extensão total de 76.092 metros), estações elevatórias, tratamento preliminar, lagoas de estabilização em série e disposição do efluente final no solo por valas de infiltração.

A população de projeto em 2006 será de 25.948 hab e em 2016 de 33.514 hab com vazão de 95l/s (CAERN, 1998). Atualmente atende uma população de aproximadamente 23.150 hab com vazão média de 40,5l/s (VIEIRA, 2003).

A construção da ETE foi iniciada em 1998 e o início de operação em outubro de 2000. Para evitar a contaminação das águas subterrâneas o fundo das lagoas foi impermeabilizado com uma camada de argila compactada com 20 cm de espessura e para evitar erosão e crescimento de vegetação nos seus taludes foram colocadas placas de concreto.

A estação de tratamento de esgotos de Ponta Negra é do tipo lagoas de estabilização em série (Figura 4.1), sendo uma lagoa facultativa primária (LFP – Figura 4.2 ) e duas de maturação (LM1 e LM2 – Figuras 4.3 e 4.4). A estação possui um tratamento preliminar com uma calha Parshall contendo medidor de vazão, gradeamento e duas caixas de areia em paralelo funcionando alternadamente (Figura 4.5). As características físicas e operacionais das lagoas (que corresponde ao tratamento secundário) são mostradas na Tabela 4.1.



**Figura 4. 1 - Vista da ETE Ponta Negra.**



**Figura 4. 2 - Vista da Lagoa Facultativa.**



**Figura 4. 3 - Vista da Lagoa de Maturação 1.**



**Figura 4. 4 - Vista da Lagoa de Maturação 2.**

**Tabela 4. 1 – Características Operacionais da ETE Ponta Negra no ano de 2004.**

Características	Reatores		
	LFP	LM1	LM2
Área (m <sup>2</sup> )*	55.174	28.038	28.600
Volume (m <sup>3</sup> )*	110.348	42.057	42.899
Profundidade (m)*	2,0	1,5	1,5
$\lambda_s$ (KgDBO <sub>5</sub> /ha.dia)	268	250	237
TDH (dia)	18,9	7,2	7,3

\* Fonte: ARAÚJO et al. (2003a).

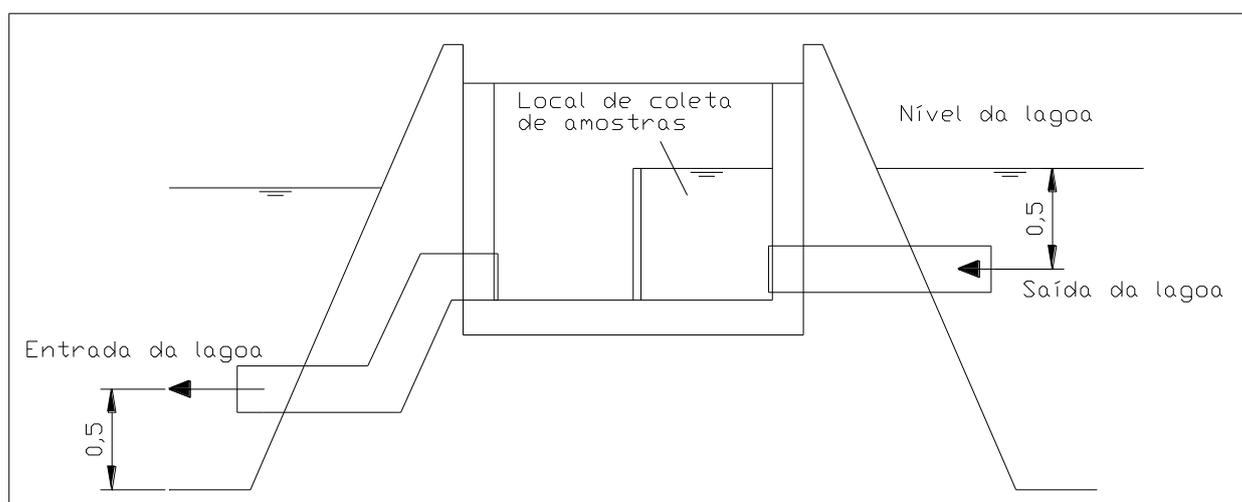
O sistema é alimentado com esgoto tipicamente doméstico proveniente de residências e de uma rede hoteleira, onde todo o esgoto coletado é bombeado da última estação elevatória (PN-3), localizada no Conjunto Alagamar, para a entrada do tratamento preliminar (Figura 4.5).



**Figura 4. 5 - Vista da Unidade de Tratamento Preliminar da ETE Ponta Negra.**

Em seguida, todo o fluxo ocorre por gravidade sendo cada reator alimentado através de 3 pontos de entrada enquanto que os seus efluentes são coletados através de dispositivos de saída, sendo 5 na lagoa facultativa primária e 3 nas lagoas de maturação. A Figura 4.6 mostra o detalhe esquemático do dispositivo de entrada e saída das lagoas, enquanto que a Figura 4.7 apresenta o detalhe esquemático do fluxo hidráulico do sistema.

Conforme apresentado na Figura 4.6 o efluente de cada reator corresponde ao nível de aproximadamente 50 cm abaixo da superfície livre da massa líquida e a entrada do afluente na lagoa seguinte está a um nível de 50 cm acima do fundo da lagoa. Após a última lagoa a maior parte do efluente é encaminhada por gravidade, por um emissário de 470 m, para uma área com cerca de 20 ha destinada à infiltração. Cerca de 1/6 da vazão de projeto, aproximadamente 1368 m<sup>3</sup>/d, era recirculada para a LFP, sendo descarregado na caixa distribuidora de vazão (Figura 4.2).



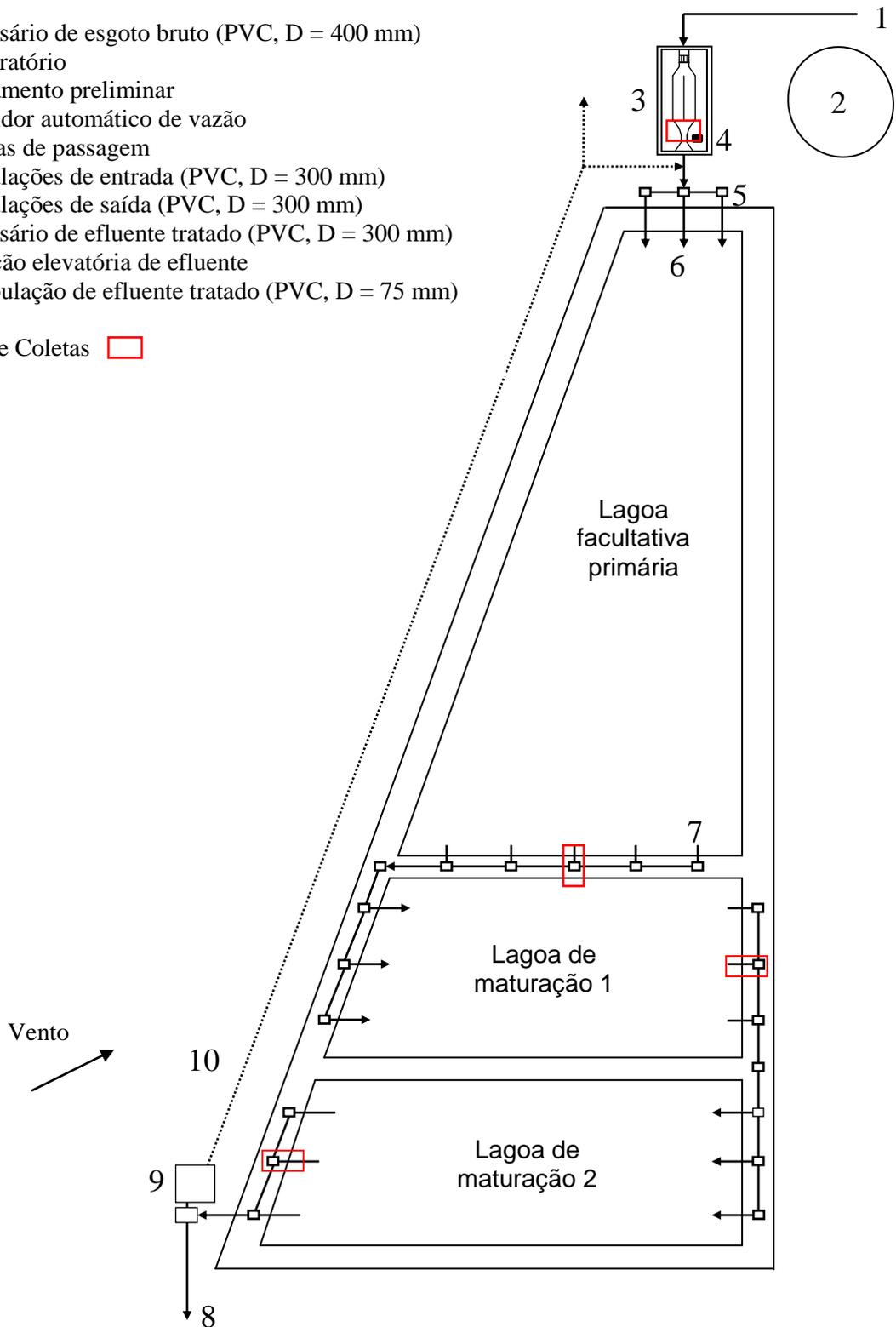
**Figura 4. 6 - Detalhe do Local de Coletas das Amostras.**

A área disposta para receber o efluente tratado é composta pelo emissário e por três caixas divisoras com saídas para valas de infiltração de cada uma delas. O fluxo é alternadamente direcionado entre as caixas divisoras para que o solo (fundo das valas) tenha a capacidade de se recuperar da colmatação, ocasionada principalmente pela excessiva quantidades de algas no efluente final da ETE.

ETE Ponta Negra

- 1 – Emissário de esgoto bruto (PVC, D = 400 mm)
- 2 – Laboratório
- 3 – Tratamento preliminar
- 4 – Medidor automático de vazão
- 5 – Caixas de passagem
- 6 – Tubulações de entrada (PVC, D = 300 mm)
- 7 – Tubulações de saída (PVC, D = 300 mm)
- 8 – Emissário de efluente tratado (PVC, D = 300 mm)
- 9 – Estação elevatória de efluente
- 10 – Tubulação de efluente tratado (PVC, D = 75 mm)

Pontos de Coletas



**Figura 4. 7 - Desenho esquemático da Estação de Tratamento de Esgotos de Ponta Negra e localização dos pontos de coletas.**

## **4.2 – Monitoramento do Sistema Operacional**

A pesquisa neste trabalho teve três fases distintas e simultâneas: Monitoração de rotina, Estudo do ciclo diário e a Determinação da constante de degradação da matéria orgânica (K).

### **4.2.1 – Monitoração de Rotina**

O monitoramento de rotina foi realizado durante o período de janeiro a julho de 2004, totalizando 26 amostras, no esgoto bruto afluente e no efluente de cada reator. As coletas eram realizadas semanalmente, às quartas feiras, entre 8:00 e 10:00 h, sendo empregada amostragem pontual do tipo simples. As coletas dos efluentes das lagoas foram feitas diretamente nas caixas de passagem e o esgoto bruto foi coletado na calha Parshall (Figura 4.7). As amostras eram acondicionadas em garrafas plásticas individuais com capacidade para 2 litros.

É importante destacar que as coletas foram feitas sempre no mesmo período da manhã e nos mesmos lugares (caixas de passagem) de cada reator, para que fosse minimizado o efeito das variações no efluente ao decorrer do dia, além das mudanças do comportamento da massa líquida ao longo da profundidade e da extensão da lagoa. Devido à grande profundidade das caixas de passagem foram utilizados baldes e cordas para a tomada de amostras.

### **4.2.2 – Variáveis Analisadas e Métodos Analíticos**

Durante o monitoramento de rotina foram analisados temperatura, pH e oxigênio dissolvido, medidos no campo, e DBO<sub>5</sub>, DBO<sub>5</sub> filtrada, DQO, DQO filtrada, sólidos suspensos totais, e Clorofila “a”, determinados no Laboratório Central da CAERN, localizado na rua Silveira Barreto Nº 1065, Alecrim. As técnicas para a determinação dos parâmetros (coleta, preservação, armazenamento e análises) seguiram os procedimentos padrões descritos em APHA et al. (1998), exceto clorofila “a” e sólidos suspensos. A Tabela 4.2 apresenta os métodos e referências das variáveis analisadas.

Os dados de vazão e volume foram medidos a cada semana, sendo medidos através de um medidor ultra-sônico, fornecido pela Sansor Endress + Hauser Ltda, composto por um transmissor e indicador de nível por ultra-som, de fabricação PROSONIC, modelo FMU 861-R1B1A1 e um sensor modelo FDU 80 RG1A.

Apesar da vazão ser medida instantaneamente através desse medidor ultra-sônico localizado na calha parshall (pré-tratamento), esses dados de vazão lidos na hora da coleta não foram utilizados devido à alimentação do sistema ser por bombeamento, na qual não representava a real contribuição das bacias que alimentam o sistema, pois poderia no instante da coleta obter dados de vazão de pico (caso estivesse ocorrendo o bombeamento) ou de vale (caso não houvesse bombeamento no momento da coleta). Devido a isso a vazão era determinada semanalmente de forma indireta através da diferença de volume de semanas consecutivas, sendo os dados fornecidos pelo mesmo aparelho ultra-sônico na hora da coleta.

**Tabela 4. 2 – Variáveis analisadas, métodos analíticos e referências utilizadas.**

Variáveis	Método	Referencia
pH	Potenciométrico/ Eletrométrico (in loco)	APHA et al. (1998)
Oxigênio Dissolvido	Eletrométrico (in loco)	APHA et al. (1998)
Temperatura	Termômetro Filamento de Mercúrio (in loco)	APHA et al. (1998)
DBO (solúvel e filtrada)	Método da diluição em frascos padrões	APHA et al. (1998)
DQO (solúvel e filtrada)	Refluxação Fechada	APHA et al. (1998)
Clorofila “a”	Extração com Metanol	Jones (1979)
Sólidos Suspensos	Método Espectrofotométrico	HACH (1997)
Vazão	Medidor Ultra-sônico (método indireto)	-

#### **4.2.3 – Estudo do Ciclo Diário**

O perfil de 24 horas, além de mostrar o comportamento dos parâmetros, serve também para se determinar o melhor horário de coleta, que deve ser aquele cujo valor mais se aproxima da média diária, podendo variar de parâmetro para parâmetro. Outro fator importante é esse trabalho ter sido realizado em escala real, visto que poucos sistemas de lagoas em escala real foram avaliados e/ou divulgados até hoje, principalmente durante 24 horas e apresentando dados de variáveis ambientais.

O estudo do ciclo diário do efluente de cada uma das lagoas foi realizado simultaneamente ao período das análises semanais, com perfis de 24 horas (iniciado às 08:00 horas do dia 09/03/2004 e finalizado às 07:00 horas do dia 10/03/2004) e de 16 horas (iniciado às 06:00 horas do dia 09/06/2004 e finalizado às 22:00 horas do mesmo dia), totalizando dois perfis da ETE Ponta Negra.

As amostras eram coletadas a cada duas horas e analisadas, no próprio laboratório da ETE, para as determinações dos seguintes parâmetros: sólidos suspensos (SS), Clorofila "a" (Cl a), Oxigênio Dissolvido (OD), Demanda Química de Oxigênio (total e solúvel) (DQO e DQOf), pH e Temperatura. Os procedimentos de coleta (pontuais do tipo simples nas caixas de passagem entre as lagoas) e análises (Tabela 4.2) foram os mesmos dos adotados durante o monitoramento de rotina. No perfil de 24 horas também foram monitoradas as variáveis ambientais (velocidade e direção do vento, temperatura e umidade relativa do ar) através de uma estação meteorológica instalada especificamente para esse estudo, na própria estação de tratamento.

A vazão ao longo do ciclo diário foi estimada a partir da leitura horária no totalizador de volume do sensor ultra-sônico de vazão instalado na calha Parshall.

#### **4.2.4 – Determinação das Taxas de Degradação (K)**

Para a determinação do K, de forma experimental, é necessária à realização de uma série de análises de DBO e em seguida a utilização de um método matemático para tal fim, usando os dados obtidos nas análises. O procedimento proposto nesse trabalho foi a determinação do K em 4 semanas seguidas de coleta para o esgoto bruto e para cada uma das

três lagoas, totalizando 16 semanas consecutivas. As coletas foram iniciadas no dia 24/05/2004 e finalizadas no dia 23/08/2004. Cada semana de coleta, denominada de experimento, consistia não apenas na coleta como também na determinação do oxigênio nos dias pré-estabelecidos, que normalmente acontecia durante todos os dias da semana entrando na semana seguinte.

Com o objetivo de verificar as variações das taxas de degradação de matéria orgânica em diferentes temperaturas, os frascos de DBO foram incubados em duas faixas de temperatura (20° e 27°C) utilizando diferentes incubadoras. As temperaturas de 20° e 27°C foram previamente escolhidas devido a primeira ser a temperatura padrão do método de análise de DBO e a segunda ser um valor próximo à temperatura média do esgoto bruto afluente e efluente das lagoas, conforme mostrado por Vieira (2003) em perfis diários anteriormente realizados na ETE Ponta Negra. O método de Thomas foi aplicado nesse trabalho para a determinação da constante K.

Devido às dificuldades operacionais as coletas foram realizadas às segundas-feiras, não coincidindo com as datas do monitoramento de rotina. Depois de coletadas as amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental (LARHISA/UFRN), para a determinação de  $DBO_t$ . Após o preparo das diluições os dois conjuntos de frascos eram incubados e efetuada a leitura inicial de oxigênio dissolvido. A cada dia (pré-estabelecido) de incubação, dois frascos de DBO eram retirados das incubadoras (um de cada temperatura) para serem feitas às determinações do oxigênio consumido no período, limitado o experimento ao décimo dia de incubação, devido à interferência da nitrificação. Foram feitas leituras de oxigênio consumido do primeiro ao quinto, no sétimo e décimo dias, de amostras do esgoto bruto e do efluente de cada lagoa, totalizando 15 frascos para cada experimento (07 frascos a temperatura ambiente, 07 para a temperatura padrão e 01 frasco para a leitura do oxigênio inicial).

As coletas, armazenamento e método de análise das amostras foram realizados da mesma maneira que no monitoramento de rotina (APHA et al.,1998).

### 4.3 – Tratamento Estatístico

Para este trabalho, a apresentação dos dados e o tratamento estatístico básico foram feitos com o auxílio do programa Estatística 6.0 for Windows, através dos parâmetros analisados do esgoto bruto afluente e efluente de cada lagoa, nas diversas datas (e/ou horário) de amostragem do período de monitoração.

O tratamento estatístico dos dados foi baseado na estatística descritiva para a verificação da normalidade dos dados, determinação das medidas de tendência central, dispersão e faixas de variação. Análises de variância ao nível de 5% foram utilizadas para verificar a ocorrência de diferenças significativas entre as médias de cada variável ao longo do processo de tratamento. O Teste de Tukey foi adotado para comparação entre médias enquanto que as matrizes de correlações ao nível de 5% foram utilizadas para associação de parâmetros em cada reator e ao longo da série.

Partindo destes resultados foi determinada a eficiência da remoção de sólidos e matéria orgânica em todo o sistema, bem como em cada reator, correlação da DBO efluente X quantidade de sólidos (biomassa de algas) efluente de cada reator, determinação do coeficiente de degradação (K) utilizando a linearização de dados, do coeficiente de temperatura ( $\theta$ ) e comparação da DBO exercida em amostras sob temperatura de 20°C com a exercida em amostras à temperatura ambiente.

## 5 - APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

Neste capítulo é feita a apresentação e análise dos resultados das três fases da pesquisa: monitoração de rotina, estudo do ciclo diário e determinação da constante de degradação da matéria orgânica K, obtidos através de experimentos realizados na ETE Ponta Negra.

### 5.1 – Vazões e Cargas Orgânicas Aplicadas Durante as Coletas de Rotina

Os dados de vazão obtidos para o monitoramento de rotina foram estimados a partir dos valores de volume fornecidos pelo medidor ultra-sônico instalado na calha Parshall e pelo intervalo de tempo entre as coletas ( $\Delta t$ ), conforme mostrado na Tabela 5.1.

A Figura 5.1 apresenta os resultados médios das vazões estimadas ao longo das semanas monitoradas. Os resultados mostram que a vazão média diária foi de 4478 m<sup>3</sup>/dia, representando cerca de 54,6% da futura vazão de projeto (8200 m<sup>3</sup>/dia). Como durante o monitoramento o sistema operava com a vazão de recirculação (1368 m<sup>3</sup>/dia) de 1/6 da vazão de projeto, a vazão média total afluente ao sistema foi de 5846 m<sup>3</sup>/dia, resultando em um tempo de detenção hidráulica total de 33,4 dias.

Para minimizar o efeito da variação da vazão ao longo dos dias da semana, foram determinadas as vazões médias entre os dias de coleta de rotina, sendo obtidas vazões semanais. Dessa forma, cada intervalo (ou semana) foi composto com a mesma quantidade de dias, e conseqüentemente com um proporcional de vazão equivalente.

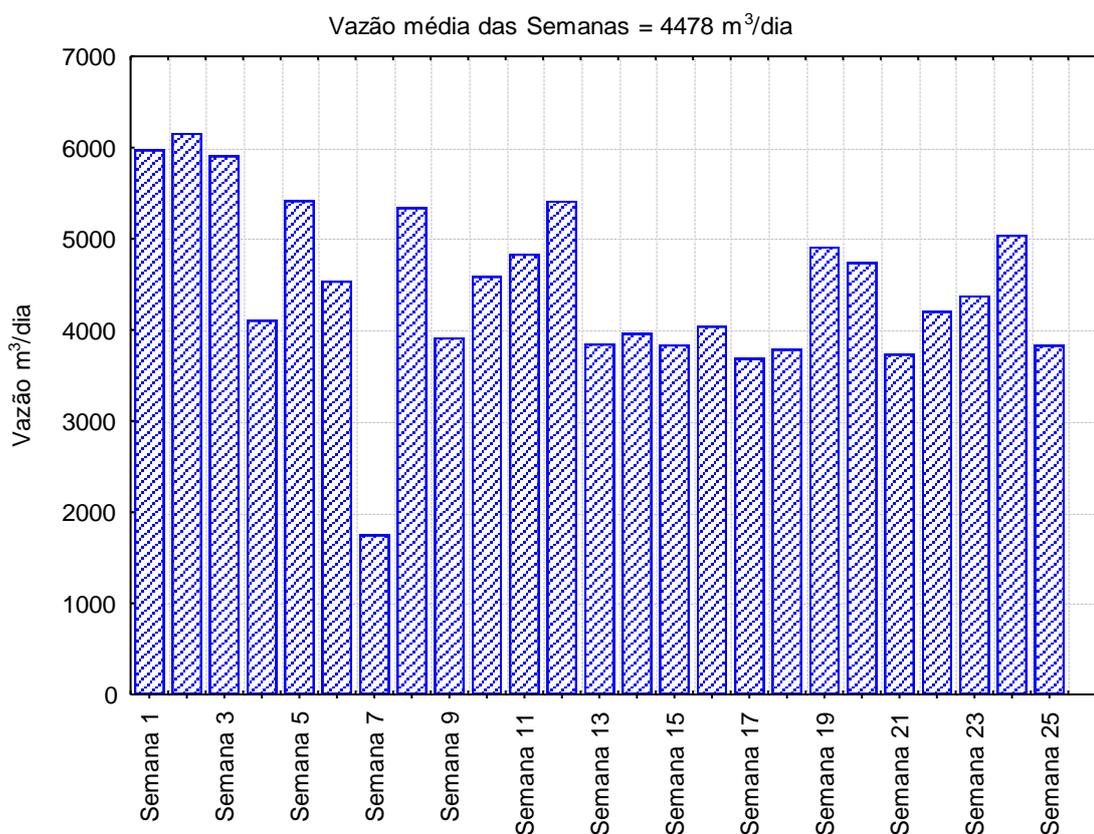
Vale salientar que a bacia de contribuição de esgotos da ETE Ponta Negra, em sua maioria, é característica de residências de classe média e média alta e principalmente do ramo turístico (rede hoteleira). Certamente as vazões registradas entre os intervalos de coletas semanais são influenciadas pelo período do ano, por exemplo, no início do ano há uma presença maior de turistas na cidade, e conseqüentemente um maior consumo de água e produção de esgotos. Outro ponto a se destacar é que em janeiro e início de fevereiro do ano de 2004 ocorreu um período de chuvas intensas na cidade do Natal, acima da média pluviométrica registrada para esse período do ano, que também influenciaram para mais as vazões afluentes do sistema.

**Tabela 5. 1 – Dados de volume, vazões e situação das coletas semanais.**

Situação	Coletas	Totalizador Volume (m <sup>3</sup> )	Medição Corrigida (m <sup>3</sup> )	Volume intervalo (m <sup>3</sup> )	Vazão (m <sup>3</sup> /dia)
nublado	1ª Semana	867130	867130	29880	5976
nublado	2ª Semana	897010	897010	49280	6160
nublado	3ª Semana	946290	946290	41370	5910
nublado	4ª Semana	987660	987660	28740	4106
chuva	5ª Semana	16400	1016400	27090	5418
sol	6ª Semana	43490	1043490	68061	4537
sol	7ª Semana	111551	1111551	10510	1752
nublado	8ª Semana	122061	1122061	48069	5341
sol	9ª Semana	170130	1170130	27410	3916
sol	10ª Semana	197540	1197540	91775	4589
sol	11ª Semana	289315	1289315	38666	4833
chuva	12ª Semana	327981	1327981	32493	5416
sol	13ª Semana	360474	1360474	26923	3846
chuva	14ª Semana	387397	1387397	27731	3962
sol	15ª Semana	415128	1415128	26864	3838
sol	16ª Semana	441992	1441992	28298	4043
sol	17ª Semana	470290	1470290	25811	3687
sol	18ª Semana	496101	1496101	26515	3788
sol	19ª Semana	522616	1522616	34386	4912
sol	20ª Semana	557002	1557002	37909	4739
sol	21ª Semana	594911	1594911	26139	3734
sol	22ª Semana	621050	1621050	25222	4204
nublado	23ª Semana	646272	1646272	35013	4377
chuva	24ª Semana	681285	1681285	30239	5040
sol	25ª Semana	711524	1711524	30656	3832
nublado	26ª Semana	742180	1742180		
Total					111953
N = 25					
Média (m <sup>3</sup> /dia)					4478,12

A semana 7 apresentou uma vazão (1752 m<sup>3</sup>/dia) média muito inferior a média obtida em todas as semanas do monitoramento (4478 m<sup>3</sup>/dia), fato esse atribuído a equivocada limpeza da caixa de areia durante essa semana na ETE Ponta Negra, na qual se entendeu por um período longo de 3 dias, onde o normalmente seria gasto apenas algumas horas. O esgoto bruto afluente é desviado através de um by-pass enquanto é realizada a limpeza da caixa de areia, de forma que o totalizador de volume instalado na calha Parshall não registre o volume de esgoto bruto que entra na ETE.

A coluna “situação” mostrada na Tabela 5.1 representa o que ocorria no exato momento da coleta, classificando os dias em sol, chuva e nublado. No entanto, os dias nublados foram considerados como dias de chuva, porque se comportavam ao longo das 24 horas chuvosos apesar de não ser o que fora registrado na hora da coleta. Pode-se observar que a média das vazões das semanas, cuja denominação de chuva ou nublado, (5.170,42 m<sup>3</sup>/dia) apresentou um acréscimo de 28,73 % em relação à média das vazões das semanas classificadas com sol (4.016,60 m<sup>3</sup>/dia) e de 15,46% em relação à média de todas as semanas (4478,13 m<sup>3</sup>/dia), porém a média das semanas de sol apresentam uma redução de 10,31% em relação à média total. Essas variações de vazões observadas vêm ratificar a influência da infiltração das águas pluviais na rede coletora de esgotos. Azevedo Neto et al. (1998) sugerem a utilização da faixa de 0,5 a 1 l/s.km quando não existem pesquisas locais que definam essa contribuição.



**Figura 5.1 – Vazões médias afluentes entre as semanas de coleta ao longo da monitoração da ETE Ponta Negra (desconsiderando a vazão de recirculação).**

Para o cálculo da carga orgânica e da taxa de aplicação superficial ( $\lambda_s$ ) nas lagoas foram utilizados os dados de vazão obtidos nas coletas de rotina somados a vazão de recirculação, as áreas de projeto e as médias da  $DBO_5^{20}$  do esgoto bruto e do efluente da lagoa de maturação 2 (para a lagoa facultativa) e do efluente do reator antecedente respectivo, para as lagoas de maturação 1 e 2. O tempo de detenção hidráulica (TDH) foi calculado a partir da vazão média afluyente (coletas de rotina) somada a vazão de recirculação e dos volumes de projeto de cada reator. A Tabela 5.2 mostra os resultados dos parâmetros acima descritos.

**Tabela 5. 2 – Características operacionais da ETE Ponta Negra no ano de 2004.**

Características	Reatores		
	LFP	LM1	LM2
Carga Orgânica (kg/dia)	1477	702	678
$\lambda_s$ (kg $DBO_5$ /ha.dia)	268	250	237
TDH (dia)	18,9	7,2	7,3

## 5.2 – Monitoração de Rotina

A partir do teste de normalidade, foi utilizada como medida de tendência central, com 90 % de confiança, a média aritmética para todas as variáveis: temperatura, pH, oxigênio dissolvido, DBO, DQO,  $DBO_f$ ,  $DQO_f$ , clorofila “a” e sólidos suspensos. Foi feita a análise descritiva dos parâmetros em cada reator e também considerando o sistema como um todo, além de considerar como medidas de dispersão a faixa de variação (valores máximos e mínimos) e o desvio padrão amostral (s). Também foram feitas as matrizes de correlação (nível de 5%), no esgoto bruto e em cada reator, para determinar se dois parâmetros variaram juntos (correlações positivas ou negativas) ou não se relacionaram.

A Tabela 5.3 apresenta os valores médios e a faixa de variação (mínimos e máximos) dos parâmetros analisados durante o período de monitoramento (coletas de rotina), no esgoto bruto e efluentes dos reatores na ETE Ponta Negra.

**Tabela 5. 3 – Média e Faixa de variação (mínimo e máximo) dos parâmetros analisados durante a monitoração de rotina na ETE Ponta Negra.**

Parâmetros	EB	LFP	LM1	LM2
Temperatura (° C)	29,0 26,0 – 31,0	27,8 24,7 – 30,0	28,1 25,0 – 31,0	28,0 24,2 – 32,0
pH	7,0 6,3 – 7,9	7,3 6,6 – 7,7	7,4 6,7 – 7,9	7,3 7,1 – 7,9
OD (mg/L)	0,0 0,0 – 0,0	4,2 0,7 – 9,7	4,8 1,95 – 10,8	4,0 0,4 – 8,4
DBO (mg/L)	304,8 96,0 – 820,0	120,1 75,0 – 180,0	115,9 75,0 – 168,0	82,0 54,0 – 120,0
DBO <sub>f</sub> (mg/L)	-	32,0 2,0 – 75,0	23,2 5,0 – 60,0	21,7 6,0 – 54,0
DQO (mg/L)	565,0 162,0 – 1099,0	337,7 237,0 – 450,0	319,4 231,0 – 474,0	258,9 144,0 – 360,0
DQO <sub>f</sub> (mg/L)	-	97,2 26,0 – 177,0	94,7 44,0 – 140,0	84,4 57,0 – 117,0
S. Suspensos (mg/L)	364,2 51,0 – 1052,0	421,3 319,0 – 499,0	323,7 212,0 – 430,0	240,9 121,0 – 494,0
Clorofila “a” (µg/L)	-	1824,6 1144,0 – 3301,0	1592,1 716,0 – 3642,0	1103,7 368 – 3287,0

### 5.2.1 – Temperatura

A temperatura média sofreu pequenas variações no sistema apresentando uma amplitude entre 24,2 a 32,0° C, com o maior valor médio para o esgoto bruto (29,0° C) e uma tendência de estabilização próxima a 28° C para a temperatura média do efluente das lagoas.

Vale salientar que o efluente coletado nas caixas de passagem corresponde a 50 cm abaixo da lâmina líquida da lagoa, é provável, portanto, que a temperatura nas camadas mais superficiais da lagoa seja superior devido a maior incidência da luz solar.

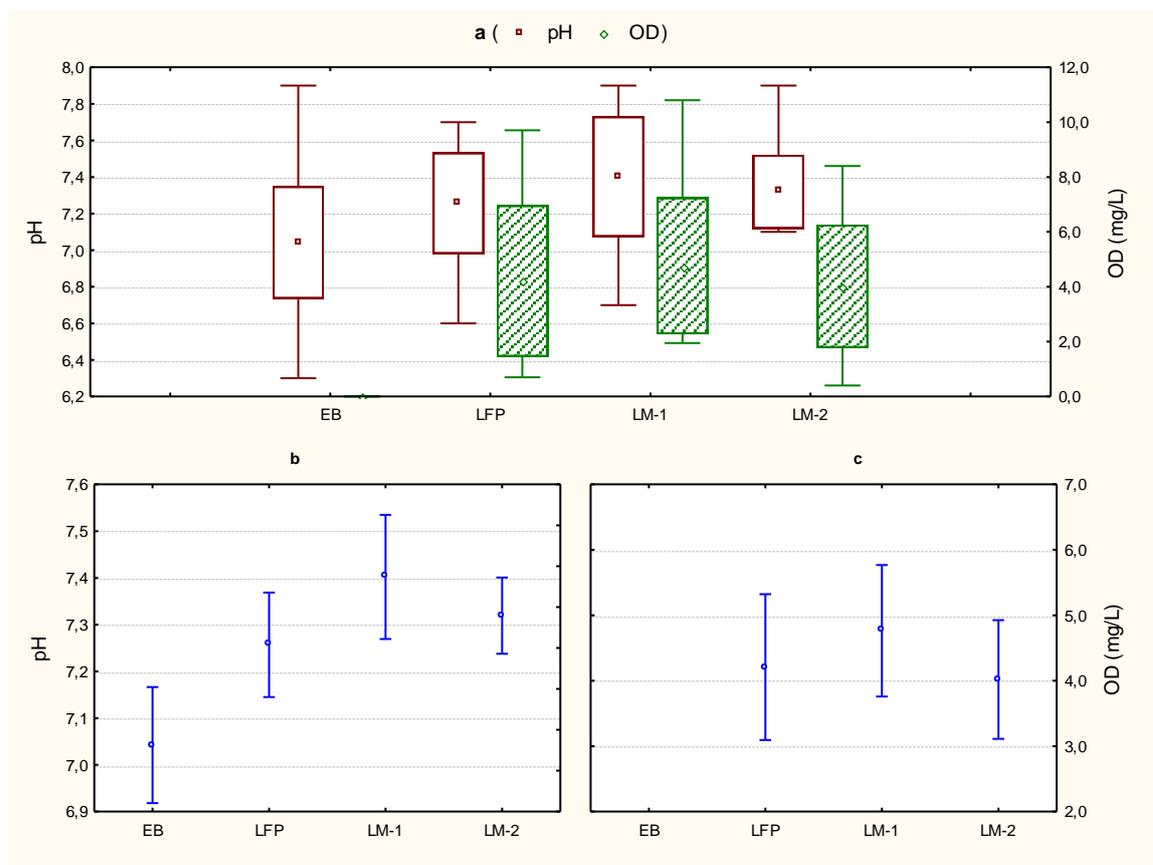
### 5.2.2 – pH

O pH médio teve uma leve tendência de aumento ao longo da série, fato se dá pela influência do processo fotossintético das algas, que ao consumirem o dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) dissolvido na massa líquida, originado da oxidação da matéria orgânica pelas bactérias,

provoca a dissociação do íon bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ) e conseqüentemente liberando a hidroxila ( $\text{OH}^-$ ) que é responsável pelo aumento do pH no meio.

O esgoto bruto apresentou o menor valor de pH do sistema, 7,0 (pH neutro), enquanto que os valores de pH encontradas no efluente das lagoas foram levemente alcalino, porém bem próximas à neutralidade, variando entre 7,3 e 7,4, estatisticamente iguais conforme mostrado na Figura 5.2-b.

A Figura 5.2-a mostra os valores médios de pH e OD, valores de dispersão ( $\pm$  desvio padrão) representados pelos limites superiores e inferiores dos retângulos e a faixa de variação das variáveis (valores máximos e mínimos) que correspondem às barras horizontais. A Figura 5.2-b e 5.2-c apresentam a média e o intervalo de confiança (95%) e comparação entre as médias (teste de Tukey) para os parâmetros pH e OD (as barras que fazem interseção indicam que as médias não diferem).



**Figura 5. 2 – Médias, desvios padrões, faixas de variações (a) e limites de confiança para comparação entre médias de pH (b) e OD (c) na ETE Ponta Negra.**

### 5.2.3 – Oxigênio Dissolvido

As concentrações de oxigênio dissolvido oscilaram entre 0,0 (EB) e 10,8 mg/L (LM1), apresentando uma grande faixa de variação nos efluentes de cada reator além de valores elevados de oxigênio dissolvido (OD). Fato esse explicado pela necessidade de utilização de baldes, cordas e garrafas (processo de coleta), devido à grande profundidade das caixas de passagem entre as lagoas, favorecendo uma maior ou menor aeração do efluente durante a coleta, principalmente no momento da transferência do efluente entre o balde e a garrafa.

Um outro aspecto crítico relativo à grande variação do oxigênio dissolvido no efluente das lagoas é ação de fortes ventos, principalmente nas horas iluminadas do dia, que podem ter influenciado na difusão do oxigênio, principalmente na aeração superficial da massa líquida (mistura) e na não ocorrência da estratificação térmica. Mais uma vez, a coleta ao nível de 50 cm de profundidade, provavelmente teve influência na quantidade de oxigênio medido, ao passo que nas camadas mais superficiais, devido à maior atividade fotossintética das algas ocasionada pela maior penetração da luz, apresentem concentrações mais elevadas, e, por analogia, nas camadas mais profundas apresentem condições próximas à anaerobiose.

Pode ser observado que o OD no esgoto bruto apresentou sempre valor nulo e a maior média encontrada no sistema para o OD foi na LM1 (4,8 mg/L), com as médias de LFP e LM2 apresentando valores de 4,2 e 4,0 mg/L, respectivamente. Assim, como o pH, as médias do OD no efluente das lagoas são estatisticamente iguais (Figura 5.2-c). É importante destacar a expectativa da maior média de OD encontrada no efluente de LM2 e que os valores encontrados na LM1 e LM2 fossem bem superiores ao encontrado na LFP, devido à maior penetração de luz solar e menor profundidade das lagoas de maturação. No entanto, tal expectativa não foi confirmada após os resultados das análises, inclusive com OD médio no efluente de LM2 inferior ao obtido em LFP. Essa incoerência, entre outros fatores, pode também ser explicada pela aeração provocada no instante da coleta.

### 5.2.4 – Demanda Bioquímica de Oxigênio

A matéria orgânica biodegradável expressa como  $DBO_5$ , apresentou-se bastante variável durante o período de monitoramento, principalmente no esgoto bruto afluente (96,0 a 820,0 mg/L) decorrente da intermitência na alimentação da ETE, feita por diversas elevatórias

ao longo da rede. O valor médio desse parâmetro (304,8 mg/L) caracterizou o esgoto bruto da ETE, como de concentração média, dentro da classificação de Metcalf e Eddy (1991).

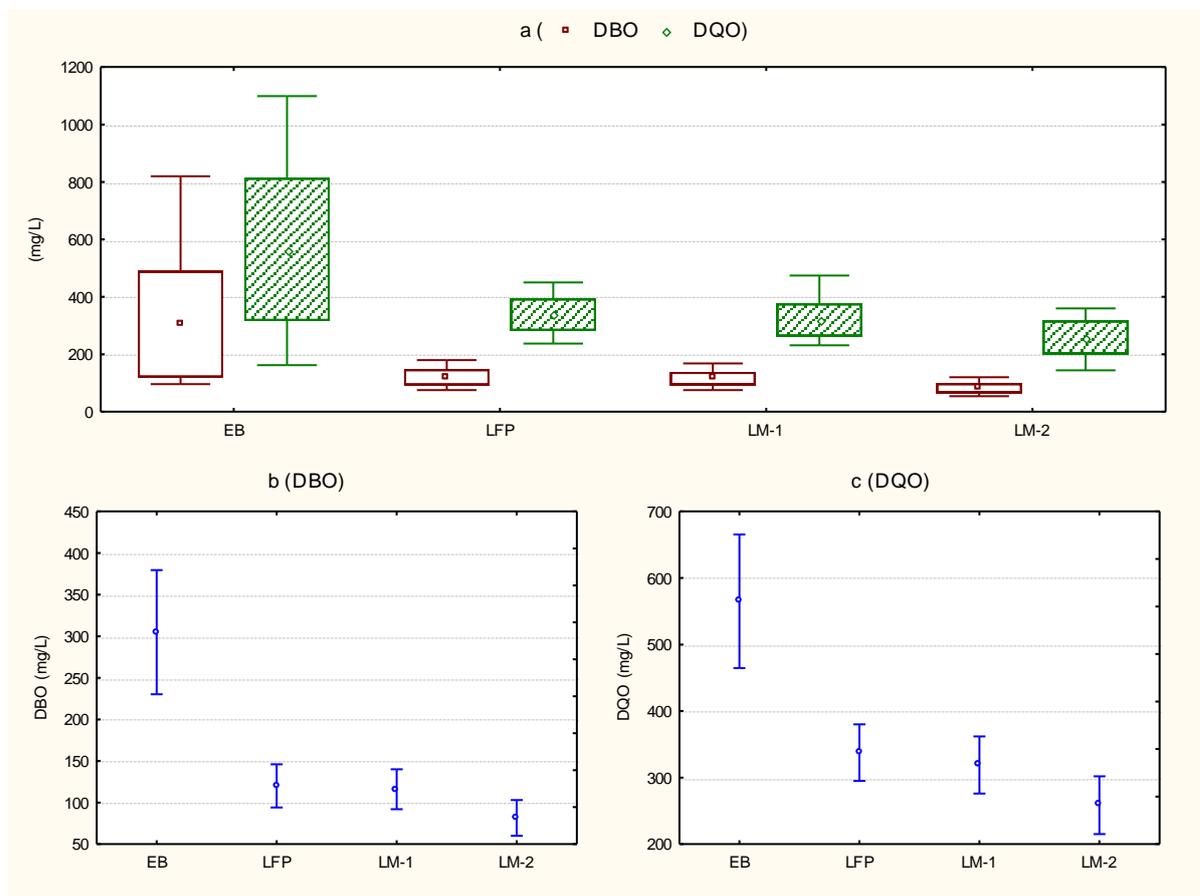
A avaliação da eficiência dos sistemas de tratamento de esgotos é normalmente feita com base no potencial de depleção de oxigênio causado pela matéria orgânica presente na água residuária em questão (AQUINO, 2003). A análise da Figura 5.3-a evidencia que as concentrações médias de DBO foram gradativamente reduzidas ao longo da série de lagoas, sendo obtidos nos efluentes valores médios de 120,1 mg/L, 115,9 mg/L e 82 mg/L apresentando uma eficiência média em cada reator de 60,54%, 3,50% e 29,25% para a LFP, LM1 e LM2 respectivamente, acarretando uma eficiência total na série (com TDH de aproximadamente 33,4 dias) de 73,1%, conforme mostrado na Figura 5.4.

A eficiência de remoção de DBO apresentada nesse trabalho é um pouco inferior à demonstrada por ARAÚJO et al. (2003a) em trabalho realizado na mesma ETE (85%), entretanto o valor para a remoção de DBO na LFP, cerca de 60%, foi praticamente idêntico, evidenciando assim uma leve diminuição de remoção nas lagoas de maturação neste estudo, quando comparado ao trabalho anterior. No entanto, quando as eficiências de remoção de DBO são comparadas com as de projeto, 79% na LFP e 95% para todo o sistema (CAERN, 1998), os resultados encontrados são bem inferiores.

A Figura 5.3-b (teste de Tukey) mostra que a remoção de DBO ocorreu principalmente na LFP, com apenas uma remoção adicional nas lagoas de maturação, mas com resultados estatisticamente idênticos ao da LFP. Foi observado também que a relação DBO/DQO do esgoto bruto em torno de 0,54, considerado pela literatura como concentração forte. Já nos diversos reatores a relação ficou na faixa de 0,32 a 0,36 seguindo a tendência de diminuição devido à redução da fração biodegradável, ao passo que a fração de difícil degradação permanece inalterada.

Apesar de pouco se saber sobre as características do efluente dos sistemas de lagoas, a maioria das ETE's é capaz de satisfazer em grande parte os limites de emissão existentes, com relação aos parâmetros DBO e DQO (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2000 apud AQUINO, 2003). A caracterização e a eficiência desses parâmetros, em escala real, pode ser

importante para uma avaliação da debilidade do tratamento secundário em reproduzir as eficiências de projeto e subsidiar dados para implantação de projetos de pós-tratamento.



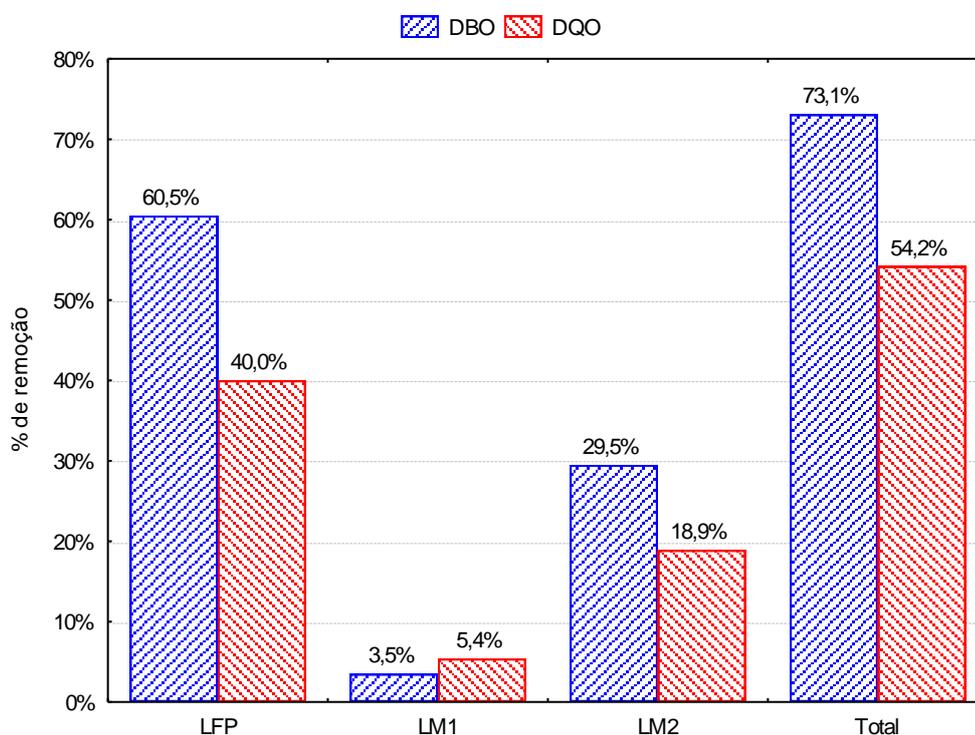
**Figura 5.3 - Médias, desvios padrões, faixas de variações (a) e limites de confiança para comparação entre médias de DBO (b) e DQO (c) na ETE Ponta Negra.**

Um ponto importante a se destacar, observado durante a pesquisa, é quando o sistema estava sendo bombeado o esgoto bruto afluente apresentava além da vazão, características visuais diferentes de quando o bombeamento não acontecia, que provavelmente interfeririam nas características do EB. Fato este sendo posteriormente confirmadas nas análises laboratoriais, principalmente nos parâmetros DBO, DQO e SS, apresentando sempre valores mais baixos quando a coleta era feita durante o período de não bombeamento.

Essas características também apareceram nos dias de coleta chuvosos, devido ao fator de diluição ocasionado pelas infiltrações das águas pluviais na rede coletora de esgoto, esses dois aspectos explicam a grande faixa de variação em muitos dos parâmetros no EB.

### 5.2.5 – Demanda Química de Oxigênio

No sistema houve uma redução da DQO média de 565 a 258,9 mg/L representando uma eficiência total de 54,2%. Conforme mostrado na Figura 5.4, as lagoas apresentaram eficiência, em termos de DQO, de 40,0% (LFP), 5,42% (LM1) e 18,9% (LM2). Tanto a eficiência total quanto a eficiência na LFP apresentaram valores inferiores aos encontrados por ARAÚJO et al. (2003a) de 61 e 44% respectivamente.



**Figura 5. 4 – Eficiência de remoção de DBO e DQO na ETE Ponta Negra.**

É importante salientar que em ETE's, bem operadas e alimentadas por efluente biodegradável, a maior parte da DQO residual é originada de qualquer matéria orgânica dissolvida causadora de DQO que aparece no efluente, devido às excretas liberadas que desempenham alguma função microbiana ou produzidas pela lise celular e decaimento endógeno, e que não estavam originalmente presentes no afluente (PARKIN; McCARTY, 1981c apud AQUINO, 2003).

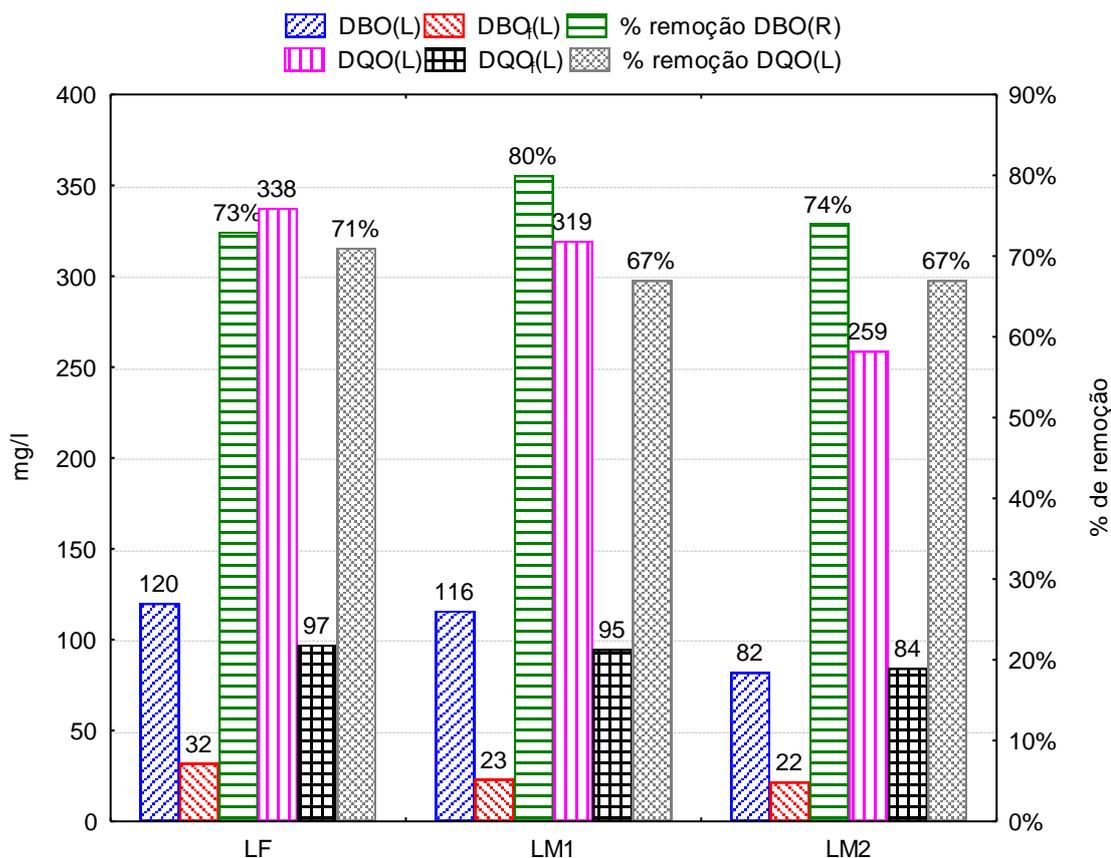
Um aspecto particular importante diz respeito à baixa eficiência em LM1, tanto para a DBO quanto para a DQO, em relação às demais unidades do sistema e principalmente a LM2, já que esta possui uma carga orgânica menor. A Figura 5.4 mostra também que apenas na LM1 ocorreu uma maior redução de DQO quando comparada com a DBO.

A possível explicação para tal comportamento de LM1, é o sentido e direção do fluxo da lagoa coincidente com o sentido e direção do vento predominante na ETE, e, em consequência, deve haver um carreamento das algas no sentido longitudinal, principalmente nas horas iluminadas do dia, aumentando a concentração destas (algas) na região da saída da lagoa (LM1), de forma a aumentar a concentração de matéria orgânica particulada nas amostras do efluente final, mascarando a real eficiência do reator.

#### **5.2.6 – Demanda Bioquímica de Oxigênio Filtrada e Demanda Química de Oxigênio Filtrada.**

Com o intuito de identificar a possível contribuição da biomassa de algas na determinação dos parâmetros DBO e DQO, as amostras foram filtradas para a determinação das frações solúveis. Foi observada uma redução significativa nos parâmetros DBO e DQO de 73% (120,1 - 32,0 mg/L) e 71% (337,7 - 97,2 mg/L) na LFP, de 80% (115,9 - 23,2 mg/L) e 67% (319,4 - 104,0 mg/L) na LM1 e de 74% (82 - 21,7 mg/L) e 67% (258,9 - 84,4 mg/L) na LM2 respectivamente, conforme mostrado na Figura 5.5.

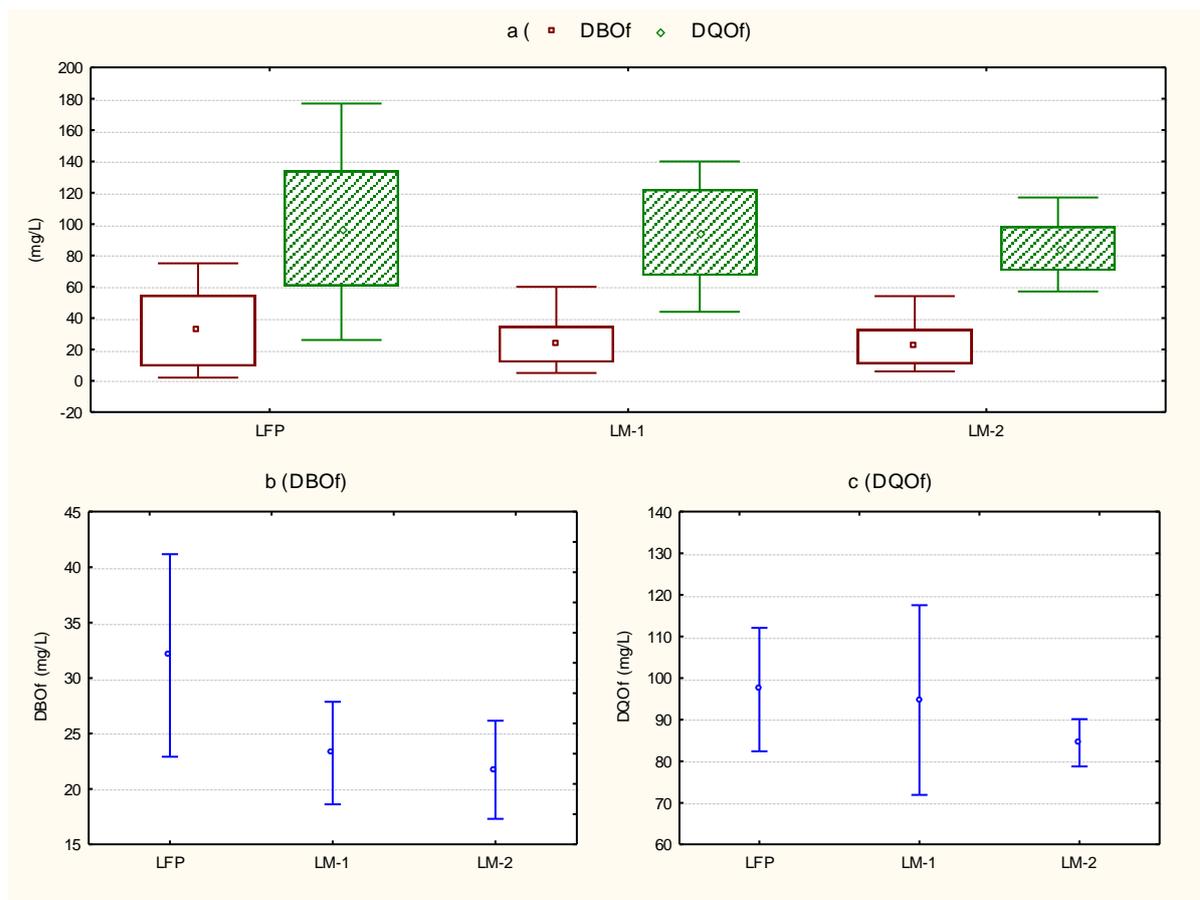
Segundo Mara, Pearson e Silva (1983) e Pearson e Silva (1988), baseados em pesquisas realizadas na EXTRABES, na cidade de Campina Grande/PB, a biomassa de algas em lagoas facultativas (escala piloto) representam cerca de 65% da DBO<sub>5</sub> efluente e 75% da DQO. Os resultados de redução nos parâmetros DBO<sub>5</sub> e DQO obtidos na LFP da ETE Ponta Negra, vêm a ratificar que o maior percentual de matéria orgânica no efluente de lagoas facultativas é devido à concentração de algas (DBO particulada) no efluente de lagoas de estabilização.



**Figura 5. 5 – Concentrações e eficiência de redução de algas nos parâmetros DBO e DQO após filtração nas amostras da ETE Ponta Negra.**

A Figura 5.5 mostra a eficiência de redução de algas nos parâmetros DBO e DQO após a filtração das amostras dos efluentes das lagoas da ETE Ponta Negra. Além da redução significativa após a filtração nas variáveis DBO e DQO, pode-se destacar também a baixa concentração de DBO encontrada nas amostras filtradas, inclusive com médias próximas entre os efluentes dos reatores, possivelmente explicado pela abertura dos poros (45 micrômetros) do papel filtro utilizado, na qual limitava a filtração das partículas sólidas a essa abertura.

A Figura 5.6-a mostra os valores médios de DBO<sub>f</sub> e DQO<sub>f</sub>, valores de dispersão ( $\pm$  desvio padrão) e faixas de variação, enquanto as Figuras 5.6-b e 5.6-c apresentam a média e o intervalo de confiança (95%) para a comparação entre as médias (teste de Tukey) dos parâmetros DBO<sub>f</sub> e DQO<sub>f</sub>.



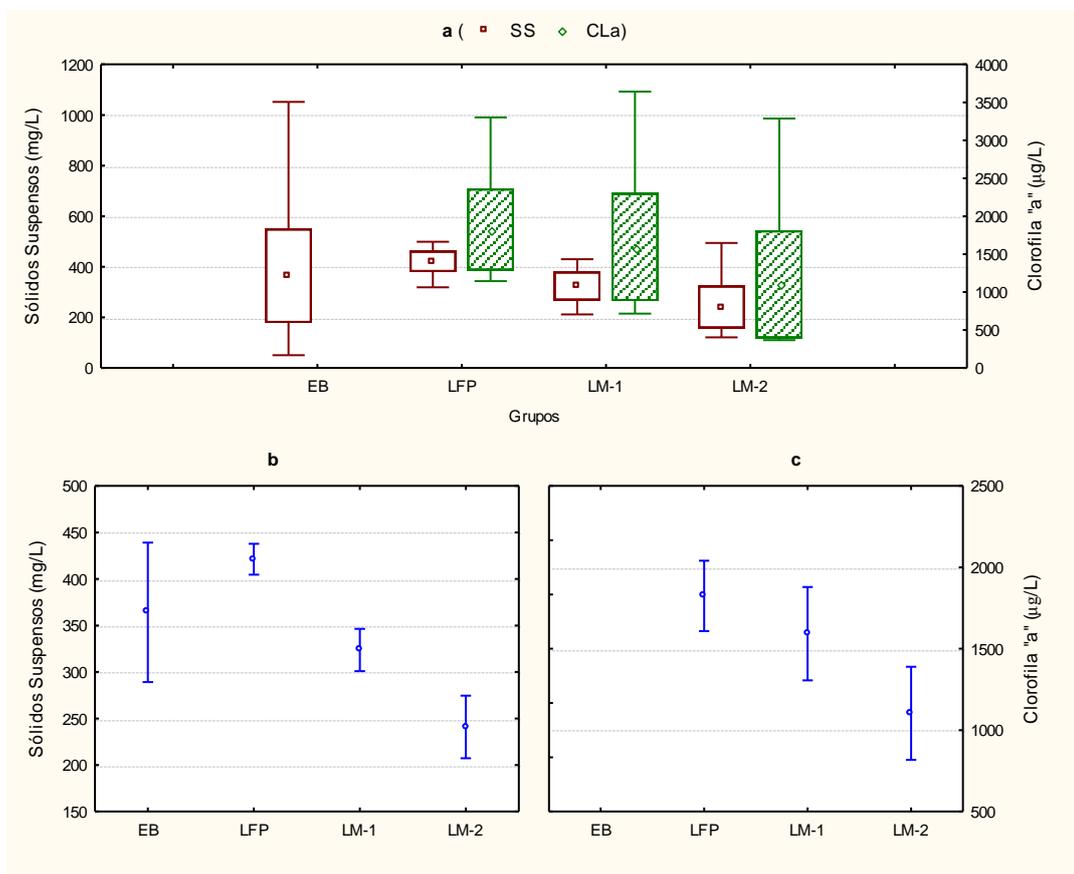
**Figura 5. 6 - Médias, desvios padrões, faixas de variações (a) e limites de confiança para comparação entre médias de DBOf (b) e DQOf (c) na ETE Ponta Negra.**

### 5.2.7 – Sólidos Suspensos

As concentrações médias de sólidos suspensos (SS) apresentaram grande variação ao longo da série de lagoas e, principalmente, no EB (51,0 - 1052,0 mg/L) com média de 364,2 mg/L, em consequência do horário de coleta coincidir ou não com o bombeamento do sistema. Ao mesmo tempo, os SS foram gradativamente reduzidas ao longo das unidades com concentrações médias em LFP, LM1 e LM2 de 421,3 mg/L, 323,7 mg/L e 240,9 mg/L respectivamente, conforme mostrado na Figura 5.7.

Um aspecto importante diz respeito à elevação média de 15,7% dos sólidos suspensos no efluente da LFP em relação ao EB afluente, explicado pelo crescimento da biomassa de algas (em suspensão) dentro do reator. Em seguida, observou-se uma redução de 23,2 e 25,6% de sólidos suspensos em LM1 e LM2 respectivamente, relacionada à menor quantidade de

algas ou ao tipo de algas encontradas nessas lagoas (geralmente com características não motoras devido à menor quantidade de alimento no reator), na qual a sua maior concentração não se encontra a 50 cm de profundidade.



**Figura 5. 7 - Médias, desvios padrões, faixas de variações (a) e limites de confiança para comparação entre médias de SS (b) e Clorofila “a” (c) na ETE Ponta Negra.**

Comportamento semelhante (aumento na LFP e redução em LM1 e LM2) dos sólidos suspensos nos reatores da ETE Ponta Negra foi apresentado por Vieira (2003), com percentuais um pouco superiores aos encontrados neste trabalho, com valores de 32% na LFP, de 25% em LM1 e de 33% na LM2.

Mara (1995) apud Von Sperling (1996c) sugere que a cada 1mg SS/L em lagoas facultativas corresponde de 0,3 a 0,4 mg/L de DBO<sub>5</sub>/L, portanto, na LFP temos de 126,4 a 168,2 mg/L de DBO originados da presença das algas, na qual representam um acréscimo de 5,2 a 40,0 % da média de DBO obtida para tal reator durante o monitoramento de rotina. De forma inversa, é obtido o valor de 0,21 mg/L de DBO<sub>5</sub>/L para cada 1mg SS/L ao dividir a

DBO particulada 88 mg/L (120,0 – 32,0 mg/L) pela concentração média de sólidos suspensos (421,3 mg/L).

### 5.2.8 – Clorofila “a”

A clorofila “a” apresentou a mesma tendência verificada para os SS reduzindo-se gradualmente ao longo da série, indicando assim, a influência das algas na composição do material particulado (sólidos) no interior das lagoas. Os resultados obtidos para clorofila “a” apresentaram uma grande amplitude em todos os reatores como mostrado na Figura 5.7-a, com valores médios de 1824,6 µg/L (LFP), 1592,1µg/L (LM1) e 1103,7 µg/L (LM2). Comportamento semelhante (redução ao longo da série), mas com resultados bem superiores aos encontrados por Vieira (2003), durante o ano de 2002, de 1186, 587 e 495 µg/L para LFP, LM1 e LM2, respectivamente.

Os resultados mostraram a maior presença de algas em LFP, ou pelo menos na altura de saída dos reatores (50 cm de profundidade), em relação às lagoas de maturação. Fato esse também mostrado por Vieira (2003) o qual pode estar relacionado ao TDH na LFP 2,5 vezes maior e menor quantidade de nutrientes nas lagoas de maturação, predominando nas lagoas facultativas algas com características motoras, que se locomovem ao longo da profundidade em busca de nutrientes e intensidade de luz ideal para as suas funções vitais (fotossíntese, crescimento, etc).

### 5.2.9 – Correlações entre as variáveis

Foram definidas as matrizes de correlação, ao nível de confiança de 0,05 ( $p < 0,05$ ) no esgoto bruto, efluentes dos reatores e de todo sistema para determinar se dois conjuntos de dados (variáveis) se correlacionavam, ou seja, uma variável tinha uma tendência de variação quando uma outra sofria um acréscimo ou diminuição. A Tabela 5.3 mostra a compilação dos resultados das correlações entre as diversas variáveis e nos diversos estágios da ETE.

Pela própria definição de lagoas de estabilização é de se esperar algumas ou várias correlações entre as variáveis (pH, OD, temperatura, DBO, DQO entre outros), isso porque as lagoas são ecossistemas, apesar de complexos, totalmente integrados entre si. Ou seja, a alteração de uma variável, por qualquer que seja a causa (mudança de carga orgânica,

diminuição de luminosidade, etc), influencia direta ou indiretamente nas demais variáveis imediatamente ou em curto prazo.

Os dados da Tabela 5.4 são explicados da seguinte forma: quando os maiores valores de um conjunto estão associados aos maiores valores de outro, chamamos de correlação positiva; quando os maiores valores de um conjunto estão associados aos menores valores de outro, correlação negativa, e quando os valores dos dois conjuntos não se relacionam chamamos de correlação nula.

**Tabela 5. 4 – Correlações significativas entre as variáveis na ETE Ponta Negra.**

Unidades do sistema	Parâmetros	pH	Temp.	OD	DBO	DBO <sub>f</sub>	DQO	DQO <sub>f</sub>	SS	Cla "a"
EB	DBO						+		+	
	DQO								+	
LFP	pH		-				-			
	Temp.			+	+		+	+		
	DBO					+	+			
	DBO <sub>f</sub>							+		-
LM1	DBO <sub>f</sub>						+			
LM2	pH		-							
	Temp.			+					+	
	DBO					+				
Toda ETE	pH		-				-			
	Temp.			+	+		+			
	OD					-				
	DBO					+	+	+	+	
	DBO <sub>f</sub>							+	+	
	DQO								+	+
	SS									+



Correlação positiva



Correlação negativa



Correlação nula

É observado um grande número de correlações quando todos os dados da ETE são utilizados, entretanto quando trabalhamos com os grupos separadamente (EB e efluentes da LFP, LM1 e LM2) não se obtêm muitas correlações, principalmente na LM1 onde foi encontrada apenas uma correlação entre DBO<sub>f</sub> e DQO<sub>f</sub>, que possivelmente ocorreu ao acaso explicada pela inexistência de correlação entre DBO e DQO, DQO e DQO<sub>f</sub>. Ao longo deste trabalho (desde as coletas, análises de laboratório e de resultados) vem-se observando o

comportamento diferenciado de LM1 em relação às demais unidades do sistema, principalmente a LM2, e ao que se tem na literatura especializada.

Devemos levar em consideração a possibilidade de algumas dessas correlações mostradas na Tabela 5.4 tenham ocorrido de forma aleatória (ao acaso) e que outras o programa utilizado para a determinação das matrizes de correlações não tenha identificado, por exemplo, devido a pouca variabilidade de alguns dados, como pH e temperatura. Mesmo assim alguns pontos merecem destaques, dentre eles a correlações da DBO com a DQO tanto no esgoto bruto quanto na LFP, reator que remove a maior parcela de matéria orgânica (unidade na qual é projetada para tal finalidade). Quando são feitas as matrizes de correlações utilizando todos os dados da ETE, interessantes correlações são mostradas: SS com DBO, DQO e Cla “a”; DBO com  $DBO_f$ , DQO, e  $DQO_f$ .

As correlações envolvendo o pH sempre se mostraram na forma negativa, especialmente quando confrontados com a variável temperatura; o OD e a temperatura se correlacionando diretamente um com o outro (correlação positiva), de forma contrária aos princípios da química (OD e temperatura são variáveis inversamente proporcionais), entretanto, em lagoas de estabilização (um meio biológico) nem sempre isso ocorre, devido principalmente a atividade fotossintética das algas (diretamente proporcional à temperatura).

### 5.3 – Estudo do Ciclo Diário

#### 5.3.1 – Vazões Estimadas Durante o Ciclo Diário

Os dados de vazões estimadas nos dois perfis foram obtidos semelhantemente aos do monitoramento de rotina, a partir dos valores de volume fornecidos pelo medidor ultra-sônico e do intervalo de tempo entre as leituras do totalizador de volume ( $\Delta t = 01$  hora).

A Figura 5.8 apresenta os resultados médios das vazões estimadas ao longo das horas monitoradas nos dois perfis, bem como o comparativo entre vazões nos perfis durante as horas coincidentes do dia. A análise dos resultados mostrou que a vazão média diária (durante as 24 horas monitoradas) no perfil 1 foi de  $4883 \text{ m}^3/\text{dia}$  ( $203,46 \text{ m}^3/\text{h}$ ), enquanto no perfil 2 foi de  $5139 \text{ m}^3/\text{dia}$  ( $214,12 \text{ m}^3/\text{h}$ ), durante as 16 horas de monitoramento do totalizador de volume, entretanto não devendo ser usado como resultado da média diária devido a esse

segundo perfil ter sido realizado somente nas horas onde ocorre maior vazão (elevando o valor da média diária), desconsiderando o período correspondente à madrugada (23:00 h às 05:00 h) na qual a vazão diminui bruscamente.

Pode-se observar que quando comparadas as vazões horárias entre os dois perfis (Figura 5.8) no período entre 08:00h e 21:00h (período onde há resultados de vazões horárias em ambos os perfis), percebe-se uma maior média horária no perfil 1 (terça-feira) em relação ao perfil 2 (quarta-feira), em 11 das 14 horas comparadas, cerca de 78,6% das ocorrências.

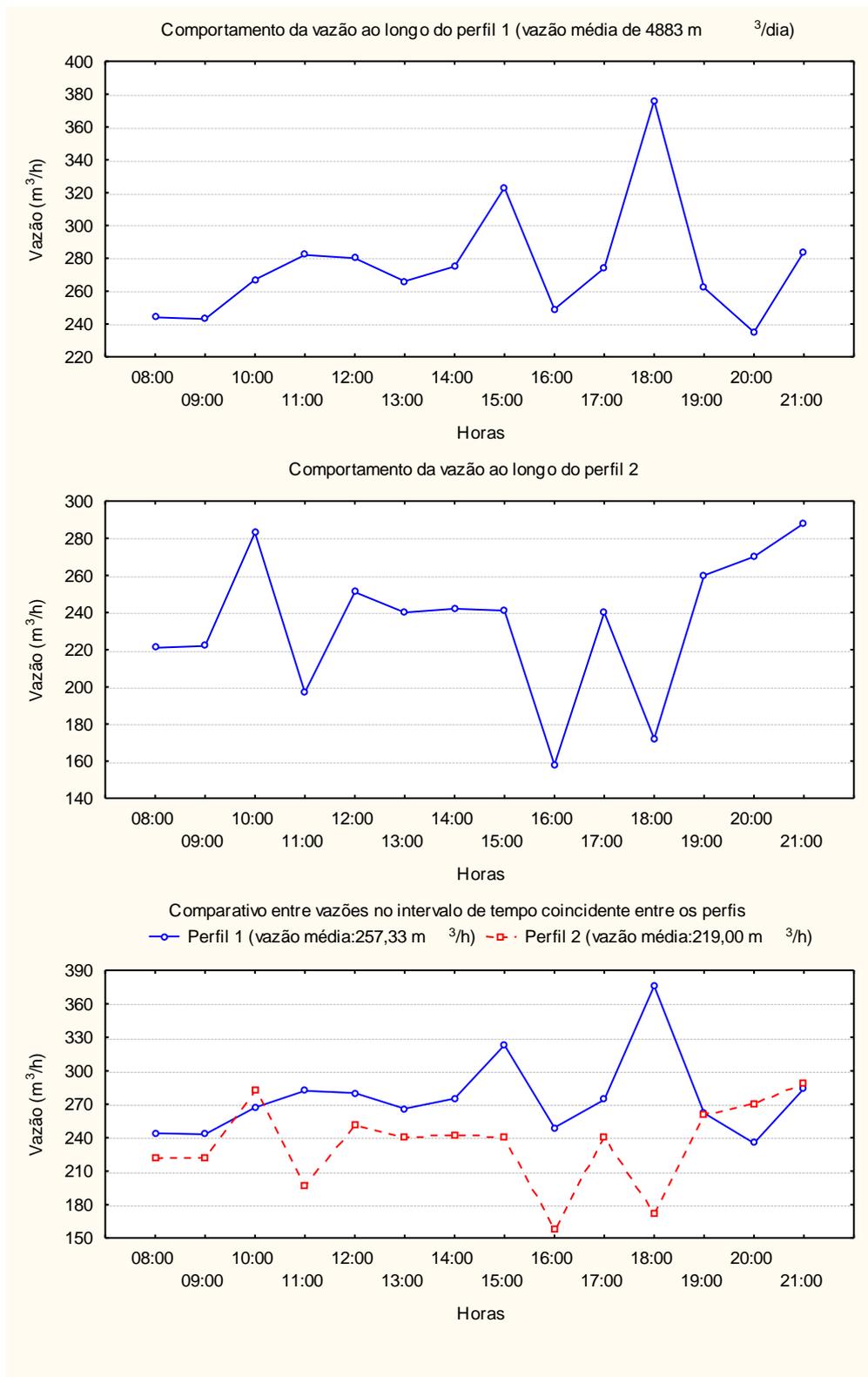
Como já dito anteriormente durante a análise das coletas semanais, a vazão tende a variar ao longo dos dias da semana, o que indica que a vazão média diária no perfil 1 representa o resultado de vazão de um único dia específico (09/03/2004), a qual corresponde a 59,5% da futura vazão de projeto (8200 m<sup>3</sup>/dia) e um acréscimo de 9% na vazão estimada (4478 m<sup>3</sup>/dia) durante as coletas de rotina. Esse aumento da vazão média diária no perfil 1 quando comparada com a vazão obtida nas coletas semanais, nos faz pensar que a vazão média nos dias da semana é superior ao final de semana, no entanto um dia isolado não é suficiente para tal conclusão, visto a quantidade de fatores (intensidade pluviométrica, período do ano, etc) que podem ter afetado esse resultado.

### **5.3.2 – Parâmetros Analisados Durante o Ciclo Diário**

As lagoas de estabilização são sistemas simples onde basicamente os esgotos são tratados biologicamente por processos naturais, os quais envolvem principalmente a simbiose entre algas e bactérias. Tais processos são responsáveis pela remoção da matéria orgânica, nutrientes e organismos patogênicos, no entanto, a eficiência desses processos está intimamente associada a diversos fatores naturais (temperatura, ventos, nuvens, radiação solar, evaporação, precipitação pluviométrica) e de operação (vazão afluyente, toxicidade, concentração de DBO, entre outros).

Foi possível observar variações nos parâmetros analisados durante o estudo do ciclo diário, principalmente em função das características ambientais (luz, fotossíntese, temperatura e vento) e das correlações entre os parâmetros, inerentes ao próprio processo de tratamento

biológico. As Figuras 5.9 e 5.10 mostram o comportamento das variáveis ao longo das horas monitoradas durante os perfis 1 e 2.



**Figura 5. 8 – Vazões estimadas nos perfis 1 e 2 e comparativo entre os dois perfis.**

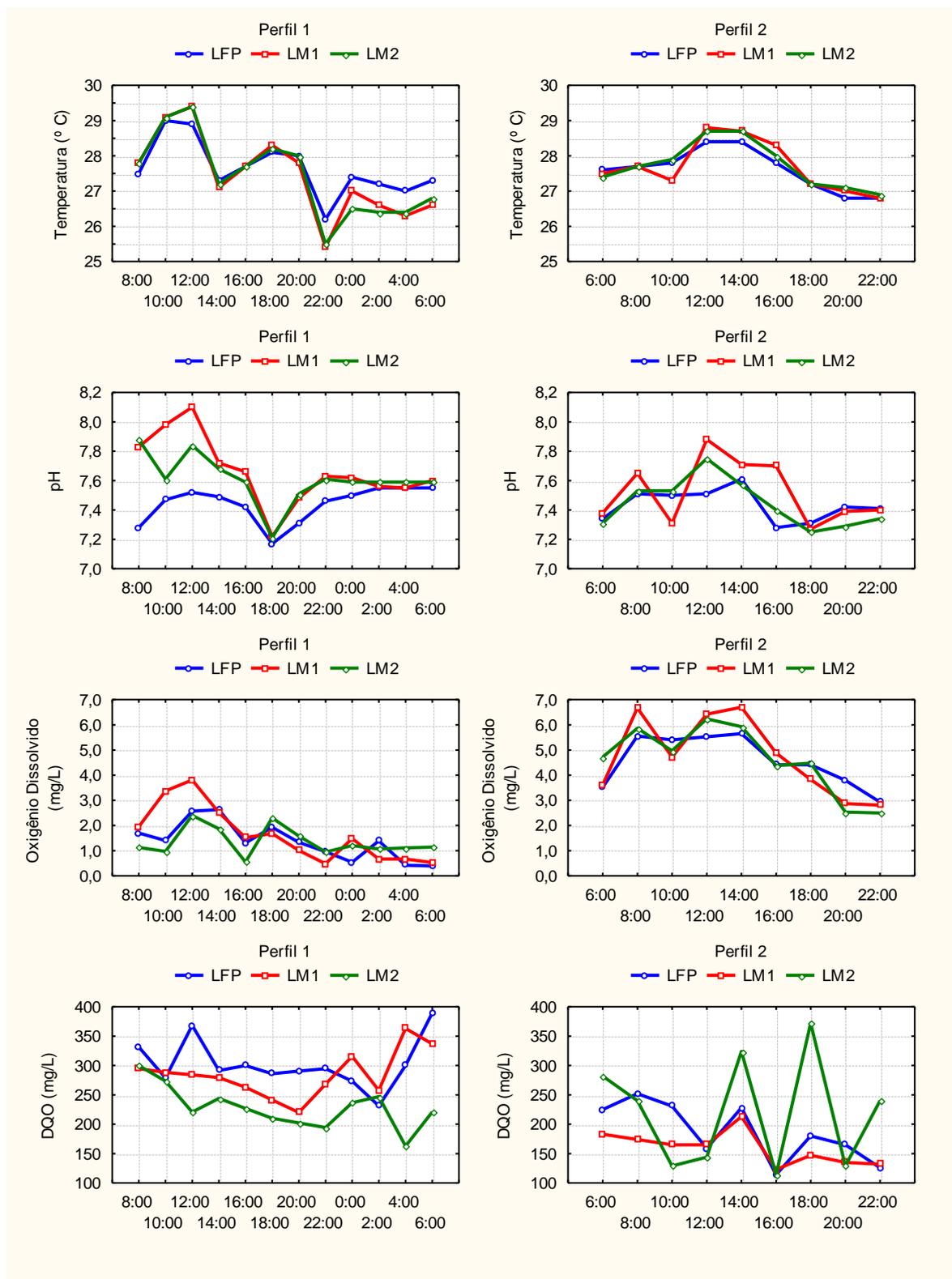
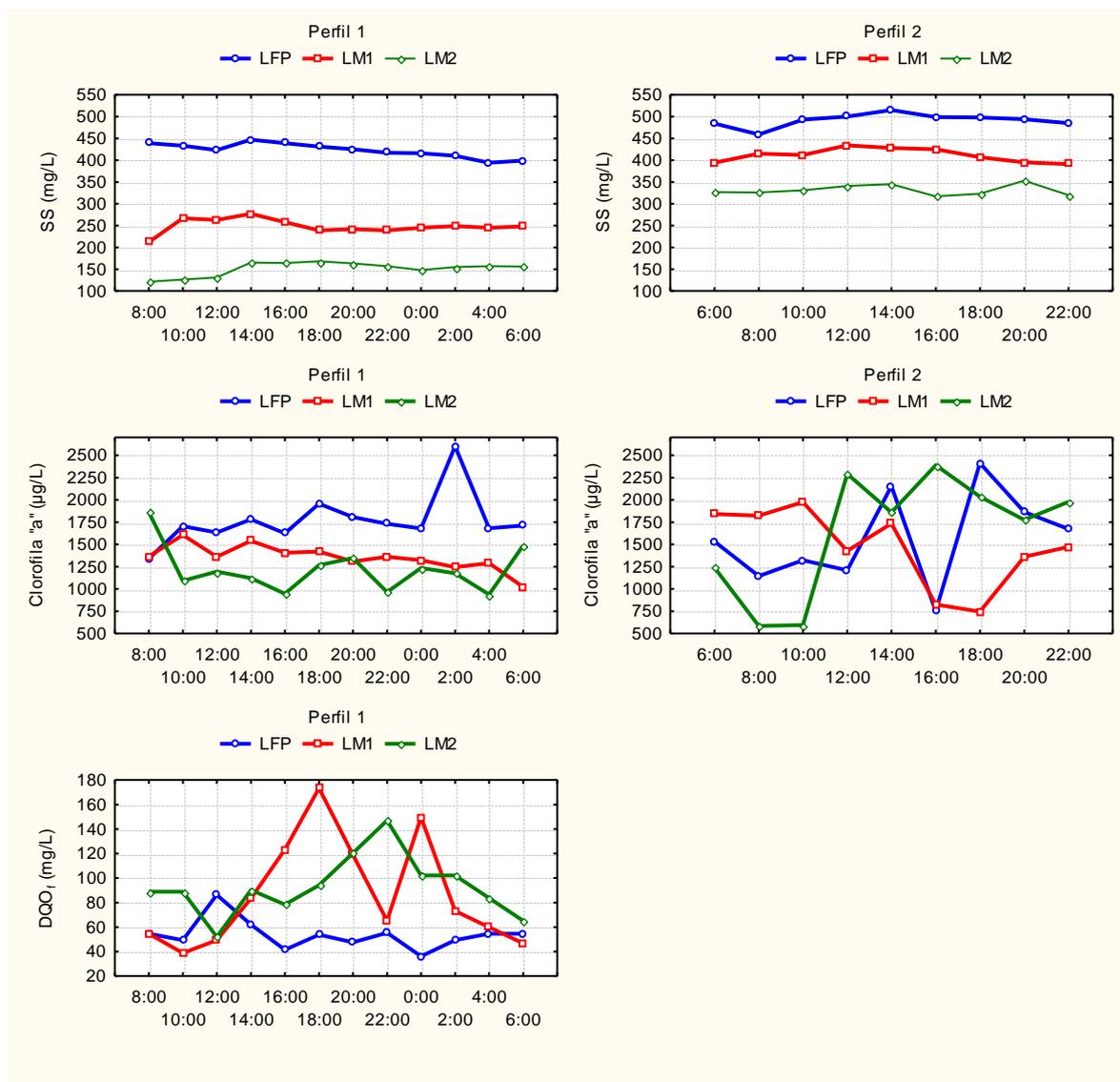


Figura 5. 9 – Comportamento das variáveis Temperatura, pH, OD e DQO ao longo dos perfis 1 e 2.



**Figura 5. 10 – Comportamento das variáveis sólidos suspensos, Clorofila “a” e DQO filtrada ao longo dos perfis 1 e 2.**

O horário de 16 horas para o perfil 1 foi o que forneceu, nos três reatores, dados mais próximos às médias diárias. Já o perfil 2 mostrou vários resultados próximos aos valores médios: às 18h na LFP, às 8h na LM1 e às 10h na LM2, podendo ser adotado o horário prático de 10h para o sistema como um todo.

➤ **Temperatura**

O comportamento da temperatura em cada perfil foi praticamente idêntico nas três lagoas, apresentando pequenas oscilações quando comparados os dois perfis, com valores

médios de 27,47 no perfil 1 e 27,66 no perfil 2. É possível observar a elevação dessa variável nas horas mais quentes e iluminadas do dia, aumentando a velocidade de degradação da matéria orgânica, enquanto a partir das 18:00 horas verifica-se uma tendência de redução da temperatura.

Verificou-se que os pontos de máximo e mínimo nos dois perfis apresentados coincidiram em horário nas 3 lagoas, cujos valores de 29,2° C (12h) e 25,7° C (22h) para o perfil 1 enquanto no perfil 2 foram registrados 28,6° C (12h) e 26,8° C (22h). Outro ponto a se destacar nos perfis foi à igualdade no valor médio da temperatura no efluente das duas lagoas de maturação, 27,4 ° C (perfil 1) e 27,7 ° C (perfil 2), devido, possivelmente, as semelhanças das características físicas (área, profundidade) de ambos os reatores.

### ➤ pH

Os resultados obtidos para o pH apresentaram oscilações relativas ao longo das horas, principalmente durante o perfil 2. O pH se mostrou mais elevado nas lagoas de maturação, se comportando semelhantemente nas três lagoas durante todo o perfil 1, enquanto no perfil 2, no período noturno o pH em LFP obteve valores maiores que LM1 e LM2.

Os maiores valores de pH foram observados nas horas de maior luminosidade, devido à maior atividade fotossintética das algas, especialmente próximo ao meio dia. Já os valores mínimos, coincidentemente nos dois perfis, foram medidos às 18h nas três lagoas, seguidos de um leve aumento. No perfil 1 o pH variou entre 7,2 (18h) e 8,1 (12h) em LM1 e LM2, enquanto no perfil 2 teve uma variação entre 7,2 (18h) e 7,6 (14h). Tais faixas de horários de máximo e mínimo encontrados ratificam os registrados por Vieira (2003) também em perfis realizados na ETE Ponta Negra.

### ➤ Oxigênio Dissolvido

A concentração do Oxigênio Dissolvido durante o monitoramento diário variou de 0,38 a 3,81 mg/L no perfil 1 e 2,5 a 6,7 mg/L no perfil 2 com valores máximos obtidos próximo ao meio dia e mínimos a partir das 18 horas.

Observou-se que no segundo perfil foram registrados valores médios de OD mais elevados que os encontrados no perfil 1. Os resultados de OD no dia 9/3/2004 são considerados muito baixos, com média de 1,38 na LFP e 1,64 na LM1, principalmente devido à elevada presença da biomassa de algas nos reatores e incidência de fortes ventos na lagoa, o que facilitaria a troca de oxigênio dissolvido da atmosfera para a massa líquida (aeração superficial). Durante o segundo perfil, ao contrário do primeiro, as concentrações de OD estão bem próximas das observadas nas coletas de rotina com resultados médios de 4,58 mg/L (LFP), 4,72 mg/L (LM1) e 4,62 mg/L (LM2).

A LM1, durante as horas iluminadas do dia, apresentou resultados maiores que as demais lagoas em ambos os perfis, com médias de 1,64 mg/L (perfil 1) e 4,72 mg/L (perfil 2), e depois das 18h ocorreu uma alternância de valores máximos e mínimos de OD entre os três reatores.

### ➤ DQO

No perfil 1 o comportamento da DQO foi mais homogêneo seguindo uma tendência de redução nas médias dos efluentes ao longo das lagoas, como na monitoração de rotina e ao contrário do perfil 2 que apresentou grandes oscilações entre os reatores, inclusive com valor médio da DQO na LM2 (219 mg/L) superior ao da LFP (187 mg/L).

Conforme mostrado na monitoração de rotina, a maior parcela da DQO efluente é originada da presença de algas, e devido a variação da intensidade de luz ao longo do dia, essas algas tendem a se locomoverem ao longo da profundidade, explicando as grandes oscilações de DQO principalmente no perfil 2, já que as amostras eram sempre retiradas a uma profundidade de 50 cm.

As concentrações de DQO no perfil 2 foram inferiores, na sua grande maioria dos dados, às encontradas no perfil 1, com valores médios de 303 mg/L (LFP) e 284 mg/L (LM1) no perfil 1 e 187 mg/L (LFP) e 159 mg/L (LM1) no perfil 2. Verificou-se ainda, em ambos os perfis, valores de DQO na LFP maiores que na LM2 em praticamente todas as horas monitoradas.

➤ **Sólidos Suspensos**

Observou-se que durante os perfis não ocorreram grandes variações de SS nas três lagoas. Além disso, em nenhum momento a concentração de SS na LFP foi inferior a LM1, e essa, por sua vez, inferiores aos resultados encontrados em LM2, ou seja, uma redução gradativa da concentração dessa variável ao longo da série.

As concentrações médias de sólidos suspensos nos dois experimentos apresentaram variações características com médias máximas registradas na LFP de 422 mg/L (perfil 1) e 492 mg/L (perfil 2) e mínimas na LM2 de 151 mg/L (perfil 1) e 331 mg/L (perfil 2). Os dados obtidos de SS nos perfis diários contradizem a direta relação de algas (sólidos suspensos) e da DQO, pois o perfil 1 apresenta maiores valores médios de DQO enquanto no perfil 2 maiores médias de sólidos suspensos.

➤ **Clorofila “a”**

A clorofila “a” durante o ciclo diário, em ambos os perfis, apresentou características semelhantes aos obtidos para a variável DQO, no perfil 1 um comportamento com características mais homogêneas com redução da concentração ao longo da série, enquanto no perfil 2 grandes flutuações com alternâncias de valores máximos e mínimos entre os reatores, apresentando maior média de 1638 µg/L em LM2.

Os valores médios de Clorofila “a” nas lagoas LM1 e LM2 foram de 1353 µg/L e 1219 µg/L no perfil 1 e 1467 µg/L e 1638 µg/L no perfil 2, respectivamente. As concentrações de Clorofila “a” da LFP (1770µg/L) no perfil 1 foram sempre superiores, exceto no horário de 8 h, às obtidas para as lagoas de maturação, possivelmente explicada pela maior quantidade de nutrientes no meio devido à maior atividade bacteriana em consequência da maior carga orgânica no reator.

➤ **DQO filtrada**

Esse parâmetro não é usualmente utilizado em monitoramento de lagoas de estabilização, no entanto, durante o perfil 1 foi medido para identificar a possível interferência

das algas na determinação da DQO, tendo sido verificada uma redução média de DQO total de 82% (LFP), 69% (LM1) e 59% (LM2) nos valores de DQO, após a filtração das amostras, enquanto que na monitoração de rotina foram observadas de 71%, 67%, 67% respectivamente.

As concentrações médias de DQO filtrada ( $DQO_f$ ) foram de 53,7 mg/L na LFP, 86,4 mg/L em LM1 e 92,75 mg/L em LM2. Possivelmente a explicação da maior concentração média em LM2 seja devido à diversidade e diferentes densidades das algas nos dois reatores.

### ➤ **Dados Meteorológicos**

Em relação à pressão atmosférica medida ao longo do perfil 1, o valor médio de 759,99 mm de Hg, corresponde ao valor esperado para a cidade do Natal que se encontra praticamente ao nível do mar, cuja pressão atmosférica é igual a 760 mm de Hg.

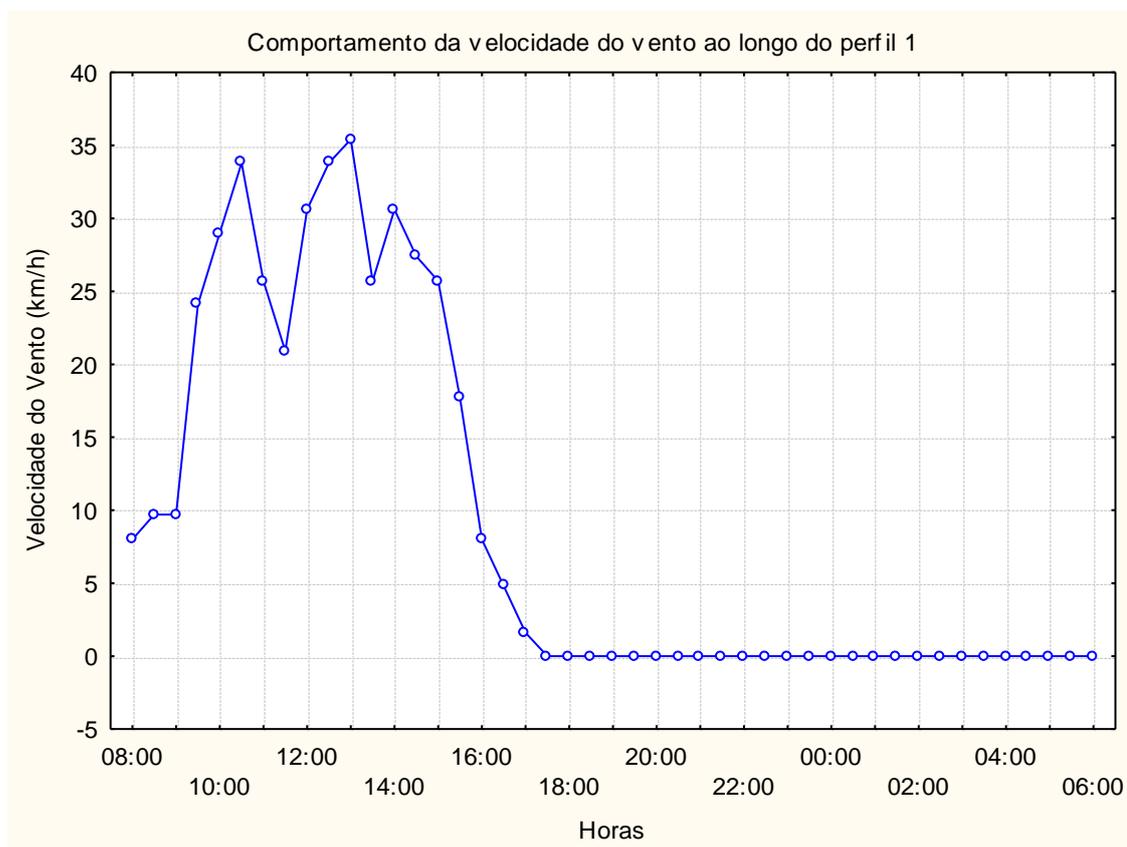
Durante o monitoramento a temperatura ambiente teve média de 26,6° C, com valores máximo e mínimo respectivamente de 24,3° C e 29,8° C, a umidade relativa do ar variou entre 66 e 86% com valor médio de 77,5%, a velocidade do vento teve valores mais elevados, próximo ao meio dia, com máxima de 35,4 km/h às 13:00h e a partir das 17:30 h até as 07:00h do dia seguinte valores nulos, conforme mostrado na Figura 5.11. A média diária foi de 8,9 km/h e com direção predominante SSE.

Nas horas de maior luminosidade do dia, no intervalo entre 9:30 h e 15:30 h, devido à grande velocidade dos ventos (média do período > 27 km/h) os reatores trabalham, possivelmente, no modelo hidráulico de mistura completa.

### ➤ **Correlações no estudo do ciclo diário**

Em unidades de tratamento biológico de esgoto são esperadas correlações entre diversas variáveis, devido a muitos desses parâmetros serem intimamente relacionados uns com os outros e intrinsecamente fazendo parte do processo natural do tratamento. A Tabela 5.5 apresenta as matrizes de correlações entre as variáveis na ETE Ponta Negra durante os

dois perfis estudados, indicando os valores significativos dos coeficientes de correlação, ao nível de confiança de 0,05 ( $p < 0,05$ ).



**Figura 5. 11 – Comportamento da velocidade do vento ao longo do perfil 1.**

A Tabela 5.5 nos mostra que ocorreu um maior número de correlações na LM1 durante o perfil 2 (6 ocorrências) em relação ao perfil 1 (4 variáveis), entretanto os parâmetros DQO e clorofila “a” durante o perfil 2 não se correlacionaram com nenhuma outra variável, no entanto todas os outros parâmetros analisados se correlacionaram pelo menos uma vez.

Os parâmetros que mais se correlacionaram foram a temperatura e o oxigênio dissolvido, apresentando correlação positiva ( $r > 0,8$ ) na LM1 do perfil 1 e nos três reatores do perfil 2. Outro ponto a se destacar é quando comparamos os dois perfis, o primeiro apresenta um maior número de correlações somente na LFP enquanto o segundo nas lagoas de maturação. Fato esse explicado, possivelmente, devido ao perfil 2 ter sido monitorado somente entre 06 e 10 h, no qual a maior parte do período incidindo a ação dos raios solares

ao longo da profundidade, conseqüentemente proporcionando menores oscilações nos parâmetros analisados, principalmente nas de lagoas de maturação que possuem menor profundidade quando comparadas com a LFP.

**Tabela 5. 5 – Matrizes de correlações nos perfis diários da ETE Ponta Negra.**

Reator	Variáveis	Perfil 1							Perfil 2					
		T	pH	OD	SS	DQO	DQOf	Cla	T	pH	OD	SS	DQO	Cla
LFP	T										0,80			
	pH													
	OD				0,73		0,62		0,80					
	SS			0,73										
	DQO							-0,61						
	DQOf			0,62										
	Cla					-0,61								
LM1	T			0,85					0,89	0,83	0,92			
	pH			0,72			-0,68		0,89		0,78	0,81		
	OD	0,85	0,72					0,66	0,83	0,78		0,87		
	SS								0,92	0,81	0,87			
	DQO													
	DQOf		-0,68											
	Cla			0,66										
LM2	T								0,87	0,82				
	pH				-0,69				0,87		0,76			
	OD								0,82	0,76				
	SS		-0,69				-0,64							
	DQO				-0,64									
	DQOf													
	Cla													

#### 5.4 – Determinação da constante de degradação da matéria orgânica K

A Tabela 5.6 apresenta a série de resultados de DBO (somente até o quinto dia de incubação) nos diferentes pontos de coletas ao longo das (16) dezesseis semanas monitoradas, nas duas temperaturas de incubação, indicando o período das análises para cada experimento.

Pode-se observar que os resultados de DBO, à temperatura de incubação 27° C, foram sempre mais elevados quando comparados com os incubados à temperatura ambiente (≈ 20° C), ou seja a taxa de degradação da matéria orgânica é diretamente proporcional à temperatura de incubação conforme mostrado pela fórmula de Van't Hoff-Arrhenius.

**Tabela 5. 6 – Resultados de DBO nos diferentes pontos da ETE Ponta Negra.**

Ponto		EB		LFP		LM1		LM2	
Período		03/05/04 a 08/05/04		07/06/04 a 12/05/04		05/07/04 a 10/07/04		02/08/04 a 07/08/04	
1ª Semana	Dias	20° C	27° C						
	1	145,4	225,9	16,0	23,6	8,7	13,3	7,2	23,4
	2	176,9	356,6	29,1	41,1	13,1	26,6	17,3	56,8
	3	193,6	332,2	17,8	79,4	35,4	76,0	33,0	79,0
	4	229,1	439,0	29,3	120,3	70,1	138,3	34,6	101,5
	5	267,4	393,3	33,1	186,3	113,0	215,8	35,3	124,5
Período		17/05/04 a 22/05/04		14/06/04 a 19/06/04		12/07/04 a 17/07/04		09/08/04 a 14/08/04	
2ª Semana	Dias	20° C	27° C						
	1	134,8	198,1	8,0	25,6	13,1	45,9	2,9	36,2
	2	177,3	308,8	13,6	50,4	37,9	47,7	26,3	66,1
	3	216,9	391,2	23,7	64,7	25,5	76,0	49,6	97,7
	4	248,7	380,5	29,3	117,4	29,4	103,7	46,8	135,4
	5	326,9	438,4	29,8	145,7	41,7	117,1	62,8	221,5
Período		24/05/04 a 29/05/04		21/06/04 a 26/06/04		19/07/04 a 24/07/04		16/08/04 a 21/08/04	
3ª Semana	Dias	20° C	27° C						
	1	123,6	198,1	11,6	24,5	10,0	30,7	27,6	53,5
	2	197,7	300,1	16,0	43,4	20,2	55,4	38,0	74,5
	3	216,9	381,4	23,7	68,6	25,2	65,5	41,6	104,2
	4	321,8	439,0	32,1	89,2	20,2	72,5	55,6	135,4
	5	331,9	466,7	46,3	133,4	42,9	95,3	56,8	145,1
Período		31/05/04 a 05/06/04		28/06/04 a 03/07/04		26/07/04 a 31/07/04		23/08/04 a 28/08/04	
4ª Semana	Dias	20° C	27° C						
	1	96	136	12,8	32,0	17,2	42,4	18,9	46,0
	2	107,4	190,6	18,7	51,6	31,7	63,7	86,3	85,7
	3	118,6	212,1	35,4	87,7	46,6	85,3	63,0	113,3
	4	136,1	230,3	42,3	114,8	51,9	98,6	90,7	135,4
	5	163,8	241,7	60,8	144,8	62,9	120,6	83,7	165,5

Outro ponto a ser observado é a ocorrência de valores de DBO superiores em tempos de incubação menores no decorrer de alguns experimentos. Fato esse explicado devido à determinação de DBO ser um bioensaio, na qual sofre interferência de inúmeros fatores (qualidade da água de diluição, luminosidade, supersaturação do oxigênio dissolvido, nível de adaptação dos microrganismos, experiência e competência do técnico, entre outros) que podem ter afetado uma ou outra determinação, vista que foram realizadas 240 leituras de DBO somente nessa etapa da pesquisa.

Os valores da  $DBO_5^{20}$  do esgoto bruto com média de 272,5 mg/L (nos 4 experimentos) ficou um pouco abaixo da registrada na coleta de rotina (304,8 mg/L), porém com valores bastante aproximados. Já os resultados de DBO dos efluentes das lagoas foram, em geral, bem menores quando comparados aos resultados obtidos no EB, outras características encontradas foram uma grande aleatoriedade dos dados e baixas concentrações de DBO nos dias iniciais de incubação, principalmente quando os frascos foram incubados a 20° C.

Na determinação do valor de K (na base e), tanto para o esgoto bruto quanto para o efluente das lagoas, foram desconsiderados os resultados do sétimo e do décimo dia de incubação, devido à obtenção de valores de DBO incoerentes nas duas temperaturas de incubação (valores elevados ou muito baixos). A possível explicação para tal fato seja a influência da nitrificação, principalmente no esgoto bruto (valores de DBO elevados), e o controle do teste de DBO.

A Tabela 5.7 mostra os coeficientes de degradação (K) para o esgoto bruto de 0,51 d<sup>-1</sup> (para a temperatura de 20° C) e 0,58 d<sup>-1</sup> (para a temperatura de 27° C), obtendo-se conforme a fórmula de Van't Hoff-Arrhenius um coeficiente de temperatura ( $\theta$ ) igual a 1,019. Os valores encontrados do K ficaram um pouco acima dos citados por EPA (1983) e Silva e Mara (1979) apud Von Sperling (1996c) de 0,35 e 0,30 d<sup>-1</sup> respectivamente. Entretanto o valor obtido para o coeficiente de temperatura ( $\theta$ ) ficou levemente inferior aos adotados pelos autores acima descritos, respectivamente 1,085 e 1,05.

Para os efluentes das lagoas (LFP, LM1 e LM2) foi encontrado uma grande faixa de variação para os valores de K nas quatro semanas avaliadas, com resultados negativos (alguns próximos a zero), nulos e positivos. Quando os dados de todas as semanas foram agrupados,

os valores de K se aproximaram dos resultados apresentados por Mara et al. (1979) apud Mara e Pearson (1988) de 0,02 a 0,08 d<sup>-1</sup>. A possível explicação para a grande amplitude e incoerência dos valores de K nos efluentes das lagoas (desconsiderando o fator controle do teste de DBO), deve-se ao fato, que a maior fração de DBO já foi degradada na lagoa facultativa, conforme observado na monitoração de rotina, e em consequência a cinética de degradação dessas amostras não se comporta como uma cinética de primeira ordem, devendo ser melhor estudada para uma proposição de modelos matemáticos que melhor se apliquem as suas características de degradação.

A DBO padrão a 5 (cinco) dias pode ou não refletir as reais condições operacionais dos sistemas de tratamento de regiões de clima tropical (por exemplo o NE Brasileiro), devido às altas temperaturas (>20° C) apresentadas no interior das lagoas e, em consequência da maior velocidade de degradação da matéria orgânica. Com base nos dados obtidos, foi verificado matematicamente que o valor da DBO<sub>5</sub> do esgoto bruto incubado a 20° C é aproximadamente igual ao valor encontrado para a DBO incubada a 27° C após um tempo de incubação de 4,4 dias.

**Tabela 5. 7 – Valores do coeficiente de degradação K na ETE Ponta Negra (Método de Thomas)**

Experimentos	Coeficiente de Degradação K (dia <sup>-1</sup> ) na base e							
	EB		LFP		LM1		LM2	
	20° C	27° C	20° C	27° C	20° C	27° C	20° C	27° C
<b>1ª Semana</b>	0,62	0,69	0,61	-0,23	-0,44	0,49	0,01	0,00
<b>2ª Semana</b>	0,42	0,53	-0,11	-0,08	0,44	0,27	-0,49	-0,08
<b>3ª Semana</b>	0,33	0,44	0,09	-0,04	0,23	0,32	0,51	0,30
<b>4ª Semana</b>	0,66	0,67	-0,01	0,02	0,18	0,32	0,18	0,20
<b>Todos</b>	0,51	0,58	0,18	-0,09	0,05	0,02	-0,05	0,09

A Figura 5.12 mostra determinação da constante de degradação da matéria orgânica (K) através do método de Thomas.

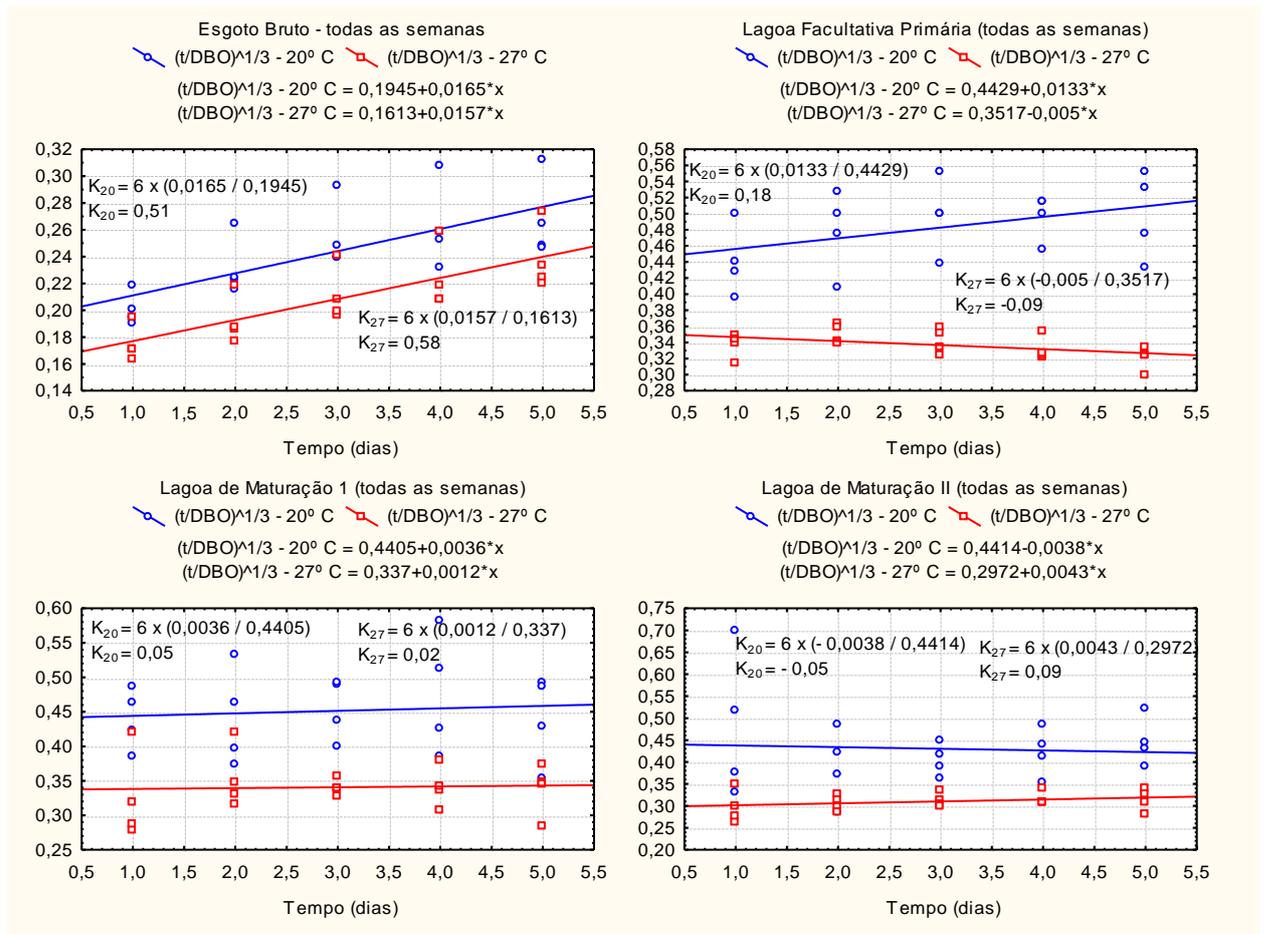


Figura 5. 12 – Determinação da constante K através do método de Thomas.

### 5.5 – Considerações relacionadas ao projeto e operação da ETE Ponta Negra

O conhecimento da eficiência da matéria orgânica em sistemas de tratamento em escala real, especificamente na ETE Ponta Negra, pode contribuir para uma maior compreensão dos processos biológicos ocorridos no interior das lagoas de estabilização e induzir melhorias visando o aumento da eficiência do tratamento, além de subsidiar a adoção mais racional de sistemas de pós-tratamento, principalmente em ETE's com configuração de 03 lagoas em série (01 LFP + 02 LM) e características ambientais semelhantes.

A eficiência de remoção de matéria orgânica na ETE Ponta Negra (73%), observado neste trabalho, mostrou-se inferior a eficiência esperada pelo projeto (95%). No entanto, pode-se considerar uma eficiência de remoção razoável, devido a ETE apresentar uma série com apenas 03 lagoas (01 LFP + 02 LM), além da dificuldade dos modelos matemáticos, idealizados pelo homem, tem em reproduzir eficiência das lagoas de estabilização em escala real, visto que, há outros fatores que influenciam no processo de degradação da matéria orgânica (ação do vento, característica do esgoto bruto afluente, biota da lagoa e etc) e que não são considerados nos projetos das ETE's.

Um outro fator importante a se destacar é a configuração de lagoas adotada na ETE Ponta Negra, não sendo a configuração ideal para se obter níveis elevados (> 90%) de remoção de matéria orgânica, conforme previstos nos projetos de implantação dos sistemas. Esta configuração, característica da maioria das ETE's construídas no estado do Rio Grande do Norte (concepção de projeto influenciada talvez por uma cultura já instalada nos projetistas do estado ou região), pode ser uma explicação entre outras (operação e manutenção incorreta, por exemplo) pela qual as ETE's do estado não conseguem obter eficiências, na prática, superiores a 80%, conforme mostrado por ARAÚJO et al. (2003b) em quatro sistemas de lagoas da grande Natal. Possivelmente a adoção de uma configuração mais adequada, como por exemplo, uma série constituída de uma lagoa anaeróbia antecedendo a lagoa facultativa, tornando a série composta por 04 lagoas (01 lagoa anaeróbia, 01 lagoa facultativa secundária seguida de duas lagoas de maturação), venha a favorecer uma maior remoção de matéria orgânica visto que as lagoas anaeróbias são notadamente mais eficientes na remoção desta variável.

Vale ressaltar ainda que Macedo (2005) estudando a remoção de coliformes na ETE Ponta Negra demonstrou que a sua eficiência está muito a quem da prevista no projeto, produzindo um efluente com mais de 50.000 ufc/100ml. Dessa forma, é preciso se ter o maior cuidado ao avaliar projetos de lagoas de estabilização onde os parâmetros adotados não condizem com a realidade da geografia local, assim como a escala de projeto (escala real). Ou seja, não se pode atribuir a menor eficiência da ETE em relação àquelas previstas nos projetos, simplesmente a problemas operacionais ou de manutenção, mas, sobretudo a projetos (ou parâmetros de projeto) que não atendem as reais características de funcionamento das lagoas de estabilização.

É observado na ETE Ponta Negra, semelhantemente a outros sistemas de lagoas de estabilização do mundo, o comportamento diferenciado (para menos) da primeira lagoa de maturação a respeito da remoção de matéria orgânica, quando comparado com as lagoas de maturação seguintes da série. Fato este deverá ser objeto de estudos específicos e mais aprofundados, principalmente no aspecto biológico, para o melhor entendimento deste fenômeno. Provavelmente, este reator, representa um ambiente de transição, quando o efluente passa da lagoa facultativa para a primeira lagoa de maturação, provoca uma substituição da biota existente por uma outra mais adaptada às características das lagoas de maturação (menor carga orgânica, menor quantidade de nutrientes para as algas, maior incidência da luz solar e etc).

A recirculação do efluente final de um sistema de lagoas de estabilização para a entrada da série tem por objetivo evitar ou diminuir o mau cheiro proveniente da liberação do sulfeto de hidrogênio ( $H_2S$ ) na ETE, elevando-se o pH e oxigênio dissolvido do meio, condições onde passariam a predominar formas de sulfeto que não causam maus odores (íon sulfeto e bissulfeto). Esta medida operacional é indicada para sistemas que possuem lagoas anaeróbias (carga orgânica elevada, ausência de oxigênio livre, etc) e necessita que o efluente final apresente elevados valores de pH e oxigênio.

No caso específico da ETE Ponta Negra, tal solução é adotada (recirculação do efluente final) de forma equivocada, visto que, a origem do mau cheiro na estação deve-se ao fato do esgoto bruto afluente chegar séptico a ETE, devido a grande extensão da rede coletora de esgoto e inúmeras elevatórias, e não pelo mau funcionamento da LFP. Além disso, as

características do efluente final com valores de pH e oxigênio dissolvido aproximadamente iguais aos verificados na LFP, não justificam a sua recirculação. Outro questionamento sobre a recirculação é o fato do lançamento do efluente recirculado ocorrer na caixa de distribuição do afluente a ETE, o qual é lançado a 50 cm acima do fundo do reator, e o mais recomendável seria o lançamento na superfície da lagoa. Ou seja, a recirculação além de não ter funcionalidade na ETE Ponta Negra aumenta a carga orgânica na lagoa facultativa primária, diminui o tempo de detenção hidráulica do sistema e aumenta os custos de manutenção, operação e energia elétrica da estação de tratamento.

## 6 – CONCLUSÕES

A eficiência de remoção de matéria orgânica (DBO) na ETE Ponta Negra (73,1%) é bem inferior à prevista no projeto (95%), entretanto se enquadra na faixa de remoção descrita na literatura para sistemas de lagoas de estabilização (60 a 80%).

A maior fração da DBO é degradada na lagoa facultativa primária com apenas uma redução adicional nas lagoas de maturação. Verifica-se ainda que o maior percentual de matéria orgânica medida como DBO e DQO nos efluentes das lagoas é devido à biomassa excessiva de algas no efluente dos reatores.

Embora algumas correlações tenham sido significativas, é possível que tenham acontecido ao acaso, haja vista que algumas correlações não são esperadas. Por outro lado algumas correlações conhecidas que tradicionalmente ocorrem em lagoas de estabilizações (pH e temperatura, OD e pH) não foram observadas, possivelmente pela falta de variabilidade de alguns grupos de dados, dificultando a identificação de correlações com outras variáveis.

As taxas de degradação da matéria orgânica K são muito próximas em ambas às temperaturas ( $0,51 \text{ dia}^{-1}$  para a temperatura de  $20^\circ \text{ C}$  e  $0,58 \text{ dia}^{-1}$  para  $27^\circ \text{ C}$ ). Sugere-se que esse estudo seja realizado em outras ETE's do estado com características semelhantes, com o intuito de verificar se seus esgotos brutos afluentes também se comportam com características similares às aquelas encontradas em Ponta Negra.

A incerteza na determinação do K nos efluentes das lagoas, deve-se ao fato dos modelos matemáticos propostos na literatura não conseguirem representar a cinética de degradação da matéria orgânica em esgotos já tratados, ou seja a cinética de degradação para efluente de lagoas de estabilização, ao contrário do esgoto bruto, não segue a cinética de 1º ordem, possivelmente explicado pela quantidade reduzida de matéria orgânica presente nos efluentes dessas lagoas pois a maior parte da matéria orgânica (DBO) já foi degradada na LFP.

Possivelmente a direção e intensidade dos ventos predominantes na área das lagoas, no período estudado, tenham influenciado a performance das lagoas. Esse fator ambiental tem grande influência na aeração superficial da massa líquida, estratificação térmica e distribuição de algas na lagoa. Nas horas de maior luminosidade do dia, no intervalo entre 9:30 h às 15:30 h, devido a grande velocidade dos ventos (média do período > 27 km/h) os reatores, através da aeração superficial, trabalham possivelmente no modelo hidráulico de mistura completa, Provavelmente sendo a explicação da diminuição da eficiência do sistema em termos de remoção de DBO e DQO.

Durante os perfis observou-se que ao meio dia foram obtidos os valores máximos de Temperatura, OD e pH nas três lagoas. Certamente explicado pela correlação direta desses parâmetros com a intensidade solar. Durante os dois perfis vários horários apresentaram resultados próximos às médias diárias em cada lagoa, entretanto podendo ser adotados os horários de 10:00 e 16:00 horas para todo o sistema, os quais apresentaram um maior número de ocorrências nas três lagoas.

A recirculação do efluente final para a lagoa facultativa primária não contribui para a prevenção da liberação de maus odores, haja vista que estes são ocasionados pelo elevado grau de septicidade do esgoto bruto ao chegar a ETE. Além disso, as características do efluente final recirculado, e a sua forma de disposição na lagoa facultativa corroboram para a sua desativação.

## REFERÊNCIAS

APHA et al., Standard methods for the examination of water and wastewater. 18th ed. New York, Public Health Association. 1998.

AQUINO, S. F. Caracterização da DQO Efluente de Sistemas de Tratamento Biológico. Nota Técnica, V.8, n.3, p. 135-144, 2003.

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

ARAÚJO, A. L. C. et al. Avaliação da ETE Ponta Negra (Natal-RN): remoção de matéria orgânica e ciclo do fósforo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 22., Joenvile-SC, 2003a.

ARAÚJO, A. L. C. et al. Avaliação de quatro séries de lagoas de estabilização na Grande Natal na remoção de matéria orgânica e coliformes fecais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 22., Joenvile-SC.2003b.

AZEVEDO NETO, J. M. *et al.* Manual de Hidráulica. 8. ed. São Paulo: Edgard Blücher, 1998.

CAERN. COMPANHIA DE ÁGUAS E ESGOTOS DO RIO GRANDE DO NORTE. Projeto de esgotamento sanitário de Ponta Negra: 2º Etapa, dimensionamento da ETE. Natal-RN, 1998.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA Nº. 20 de 18 de julho de 1996. In. Legislação de Conservação da Natureza, 4. ed. São Paulo: FBCN/CESP, 1986. 720p.

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

JORDÃO, E. P. A Operacionalidade das ETEs e a Velha DBO. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 20., Rio de Janeiro, 1999.

JORDÃO, E. P; PESSOA. C. A. - Tratamento de esgotos domésticos. 3. ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995.

KELLNER, E.; PIRES, E. C. Lagoas de estabilização: projeto e operação, Rio de Janeiro: ABES, 1998.

MARA, D. D. Sewage treatment in hot climates, Chichester: John Wiley & Sons, 1976.

MARA, D. D.; PEARSON, H. W.; SILVA, S. A. Brazilian stabilization pond research suggest low-cost urban applications. World Water. July. 3p, 1983.

MARA, D. D; PEARSON, H. W. Artificial freshwater environment: waste stabilization ponds. Curso de Lagoas de Estabilização, Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 1988.

MENDONÇA, S. R. et al. Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente: novos conceitos, João Pessoa, 1990.

METCALF & EDDY. Inc. Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse. 3. ed., Singapore: McGraw-Hill Book Co., 1991.

MOTA, S. Introdução a engenharia sanitária. Rio de Janeiro: ABES, 1997.

MACÊDO, S. L. Avaliação da Taxa de Decaimento de Coliformes Fecais no Sistema de Lagoas de Estabilização de Ponta Negra – Natal/RN. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária). Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2005.

OLIVEIRA, R. et al. The Performance of a pilot-scale series of ten ponds treating municipal sewage in northeast Brazil. Water Science Technology. V. 33, N. 7, p. 57-61, 1996.

PEARSON, H. W. Aspectos biológicos e microbiológicos da água e dos sistemas secundários de tratamento de esgotos. Apostila da Disciplina Tópicos Especiais para Tratamento de Esgotos I. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2003.

PEARSON, H. W.; SILVA, S. A. Variações diurnas de certos parâmetros físico-químicos e biológicos em efluentes de lagoas facultativas e de maturação. In: Coleção de Trabalhos Técnicos Resultantes das Pesquisas Realizadas na EXTRABES 1977 – 1988. Campina Grande-PB: UFPB / EXTRABES. 1988.

ROCHA, M. E. S. Avaliação do desempenho da estação de tratamento de esgoto da zona leste Teresina (PI) e seu Impacto no rio Poty. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária). Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 2002.

ROCHÉ, M. O. G. *et al.* Nitratos, nitritos y compuestos de N-Nitroso. México, Mepetec: Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud – OPS/OMS., 1994, Série Vigilância, n. 13.

SANTOS, J. L. Avaliação de tecnologias de pós-tratamento de efluentes de lagoa facultativa primária objetivando o reuso na irrigação agrícola. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária). Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2004.

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

SILVA, S. A. *et al.* Remoção de  $DBO_5$  e sólidos suspensos em um reservatório de estabilização alimentado com esgoto doméstico bruto. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 20., Rio de Janeiro, 1999.

SILVA, S. A. *et al.* Desempenho de um sistema de lagoas de estabilização em escala-piloto na remoção de matéria orgânica. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 18., Salvador, 1995.

SILVA, S. A. On the treatment of domestic sewage in waste stabilization ponds in northeast Brazil. PhD Thesis, University of Dundee, U. K. 1982.

SILVA, S. R.; AGUIAR, M. M.; MENDONÇA, A. S. F. Correlação entre DBO e DQO em esgotos domésticos para a região da grande vitória. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 19., Foz do Iguaçu, 1997.

SOUZA, A. A. P. Remoção de matéria orgânica, sólidos suspensos e indicadores bacteriológicos em lagoas de estabilização em escala geral. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária). Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 1994.

VIEIRA, J. R. G. Avaliação da Eficiência na Remoção de Fósforo em Lagoas de Estabilização em Escala Real no Nordeste do Brasil. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária). Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2003.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1996a. v.1.

VON SPERLING, M. Lagoas de estabilização. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1996c. v.3.

VON SPERLING, M. Princípios Básicos do tratamento de esgotos. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1996b. v.2.

VON SPERLING, M; NASCIMENTO L. V. A Resolução Conama 20/86 e as legislações estaduais de classificação das águas e lançamento de efluentes. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 20., Rio de Janeiro, 1999.