



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

Milton Bezerra do Vale

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DA REMOÇÃO DE MATÉRIA
ORGÂNICA E MICROBIOLÓGICA DE TRÊS SISTEMAS DE
LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO EM SÉRIE NA GRANDE
NATAL-RN: BEIRA RIO, JARDIM LOLA I E JARDIM LOLA II**

Natal/RN
2006

Milton Bezerra do Vale

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DA REMOÇÃO DE MATÉRIA
ORGÂNICA E MICROBIOLÓGICA DE TRÊS SISTEMAS DE LAGOAS
DE ESTABILIZAÇÃO EM SÉRIE NA GRANDE NATAL-RN: BEIRA
RIO, JARDIM LOLA I E JARDIM LOLA II**

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.

Orientador: Prof. Dr. André Luis Calado Araújo

NATAL/RN

2006

Divisão de Serviços Técnicos

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

Vale, Milton Bezerra do.

Avaliação da eficiência da remoção de matéria orgânica e microbiológica de três sistemas de lagoas de estabilização em série na Grande Natal-RN: Beira Rio, Jardim Lola I e Jardim Lola II / Milton Bezerra do Vale. – Natal, RN, 2007.

94 f.

Orientador: André Luis Calado Araújo.

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

1. Tratamento de esgotos – Dissertação. 2. Lagoa de estabilização – Dissertação. 3. Matéria orgânica – Dissertação. 4. Coliformes termotolerantes – Dissertação. 4. Eficiência de tratamento – Dissertação. I. Araújo, André Luis Calado. II. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. III. Título.

RN/UF/BCZM

CDU 628.32/.35(043)

Milton Bezerra do Vale

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DA REMOÇÃO DE MATÉRIA
ORGÂNICA E MICROBIOLÓGICA DE TRÊS SISTEMAS DE LAGOAS
DE ESTABILIZAÇÃO EM SÉRIE NA GRANDE NATAL-RN: BEIRA
RIO, JARDIM LOLA I E JARDIM LOLA II**

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.

BANCA EXAMINADORA

Prof. André Luis Calado Araújo, Dr. - Orientador (CEFET/RN)

Profa. Josette Lourdes de Sousa Melo, Dra. - Examinadora Interna (UFRN)

Profa. Patrícia Guimarães, Dra. - Examinadora Externa (FARN)

Natal, 30 de novembro de 2006

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, professor Dr. André Luiz Calado Araújo pelo incentivo na execução deste trabalho, pela amizade, compreensão e confiança a mim depositado.

Ao Centro Federal de Educação Tecnológico do Rio Grande do Norte, que viabilizou a realização das análises nos laboratórios do Departamento de Recursos Naturais.

A CAERN, na pessoa do engenheiro Marcos Antônio Calazans Duarte que viabilizou a coleta dos dados das três estações de tratamento de esgoto e fornecimento do equipamento de medida da vazão.

Aos meus colegas Anderson Diniz Brito de Azevedo e Paula Rafahela Silva dos Santos, pela ajuda na realização das análises.

Aos demais colegas, funcionário e professores que direta ou indiretamente colaboraram conosco na realização deste trabalho.

Aos meus pais Sebastiana Araújo do Vale e Aderaldo Bezerra do Vale (*in memoriam*) que foram de fundamental importância para realização deste trabalho.

À minha esposa Rossana de Lourdes e aos meus filhos Victor Hugo, Ana Luiza, Mariana e Milton Filho pela compreensão, estímulo e ajuda durante a realização deste trabalho.

RESUMO

O sistema de lagoas estabilização é o tipo de tratamento de esgoto doméstico mais utilizado no Estado do Rio Grande do Norte, contando com 80 sistemas, construídos principalmente pelas prefeituras municipais, sendo o sistema de lagoas em série constituídas de lagoa facultativa primária seguida de lagoas de maturação um dos mais utilizados. Devido aos problemas relacionados com a produção e destino de lodo e geração de maus odores, os projetistas têm evitado o uso de lagoas anaeróbias. Vale salientar que tais sistemas de lagoas comumente não são monitorados de forma adequada para verificar suas eficiências e obter dados para futuros projetos. Este trabalho tem como finalidade fazer um diagnóstico da eficiência de três séries de lagoas de estabilização na grande Natal, Jardim Lola 1, Jardim Lola 2 e Beira Rio, na remoção de matéria orgânica e coliformes termotolerantes e, verificar se as condições operacionais dos sistemas esta dentro das faixas previstas no projeto, através dos parâmetros DBO₅, DQO, coliformes termotolerantes, oxigênio dissolvido, pH, temperatura, nitrogênio amoniacal, sólidos totais e suspensos. Os sistemas estudados são constituídos por uma lagoa facultativa primária seguida de duas lagoas de maturação, que atendem a uma população predominante de baixa renda a qual está bem próxima da estação de tratamento de esgoto. As três ETE's foram monitoradas no período de maio a novembro de 2002, totalizando 20 coletas de amostras pontuais de esgoto bruto e efluentes das lagoas entre 8:00 e 9:50 h. Os principais aspectos a serem destacados no monitoramento foram a grande concentração de matéria orgânica e microrganismos nos esgoto brutos afluentes em relação ao previsto em projeto. Considerando toda a série as maiores remoções de matéria orgânica ocorreram no sistema Beira Rio (84 e 78% de DBO e DQO, respectivamente), que apresentava um TDH de 89 dias enquanto que os sistemas de Jardim Lola 1 e 2 eram de 36 dias e 18 dias respectivamente, foram determinadas remoções semelhantes de DBO (76%) e de DQO em torno de 60%. O sistema Beira Rio também foi o mais eficiente na remoção de sólidos e de nitrogênio amoniacal, comprovando a grande influência das variáveis operacionais tais como tempo de detenção hidráulica e carga orgânica aplicada, no desempenho dos sistemas de tratamento. Embora as estações de tratamento tenham atingido eficiências de coliformes termotolerantes em torno de 99,999%, as concentrações nos efluentes finais podem ser consideradas muito elevadas para lançamento em corpos aquáticos, particularmente as de Jardim Lola 1 e 2.

PALAVRAS-CHAVE: tratamento de esgotos, lagoas de estabilização, matéria orgânica, coliformes termotolerantes, eficiência de tratamento.

ABSTRACT

Waste stabilization ponds are the main technology in use for domestic sewage treatment in Rio Grande do Norte State (RN), northeast Brazil. There are around 80 systems, constructed mainly by municipal city halls, being series comprised by a primary facultative pond followed by two maturation ponds the most used configuration. Due to problems related with the production and destination of sludge and generation of bad odors, the designers have avoided the use of anaerobic lagoons. The majority of systems are rarely monitored to verify their efficiencies and to get new project parameters for future designing. This work has as purpose to make a diagnosis of efficiency of three series of waste stabilization pond series (WSPS) of Jardim Lola 1, Jardim Lola 2 and Beira Rio, located in the North Zone of the city of the Natal/RN, treating domestic raw sewage, on the removal of organic matter and thermotolerant coliform, comparing the operational conditions of the systems this inside of the bands foreseen in the project, through parameters BOD₅, QOD, thermotolerant coliforms, dissolved oxygen, pH, temperature, ammoniac nitrogen, total and suspended solids. The work was carried through in the WSPS, all constituted by a primary facultative pond followed by two maturation ponds. Socio-economic characteristics of population are predominantly low and all the plants are very near of the contributing basins. The series were monitored from of May the November of 2002, totalizing 20 collections of grab samples of raw sewage and ponds effluents between 8:00 and 9:50 h. The main aspect to be detached by the results was the great concentration of organic matter (BOD and COD) and microorganisms the raw sewage which were around two times more concentrated than those values foreseen one in project. Considering all series the highest removals of organic matter were observed in system Beira Rio (84 and 78% of BOD and COD, respectively), which presented high hydraulic detention time (TDH = 89 days). On the other hand, Jardim Lola 1 and Jardim Lola 2 presented a much lower values of HDT (36 days and 18 days respectively) and their removals of BOD and COD were the same (76% and 60%, respectively). The Beira Rio WSPS, was the most efficient verified in relation to solids and ammonia, proving the great influence of the operational variables such as HDT and applied surface organic loadings on the performance of pond series. Although the treatment plants have reached efficiencies of thermotolerant coliforms around 99,999%, the concentrations in the final effluent can be considered very high for launching in aquatic bodies, particularly those produced by Jardim Lola 1 and Jardim Lola 2 series.

Keywords: Sewage treatment, stabilization ponds, organic matter, thermotolerant coliforms, efficiencies of treatment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 – Esquema simplificado dos processos que ocorrem na lagoa facultativa	21
Figura 3.2 – Relação mutualística entre algas e bactérias em lagoas de estabilização	22
Figura 3.3 – Porcentagem das formas de nitrogênio amoniacal na água a 25 °C em função do pH	42
Figura 4.1 – Localização geográfica dos três sistemas de tratamento de esgoto da Zona Norte de Natal-RN, com vista de imagem de satélite LANDSAT do rio Potengi	44
Figura 4.2 – Vista aérea da ETE de Beira Rio	45
Figura 4.3 – Vista do Satélite IKONOS da ETE Beira Rio com os pontos de coleta	45
Figura 4.4 – Vista do tratamento preliminar da ETE Beira Rio	46
Figura 4.5 – Vista do ponto de lançamento do efluente tratado da ETE de Beira Rio	48
Figura 4.6 – Desenho esquemático da ETE Beira Rio destacando fluxo de alimentação das lagoas	48
Figura 4.7 – Vista aérea da ETE de Jardim Lola I	49
Figura 4.8 – Vista do Satélite IKONOS da ETE Jardim Lola I com os pontos de coleta	49
Figura 4.9 – Vista do tratamento preliminar da ETE Jardim Lola I	50
Figura 4.10 – Vista do ponto de lançamento do efluente tratado da ETE de Jardim Lola	51
Figura 4.11 – Desenho esquemático da ETE Jardim Lola I destacando o fluxo de alimentação das lagoas	52
Figura 4.12 – Vista aérea da ETE de Jardim Lola II	52
Figura 4.13 – Vista do Satélite IKONOS da ETE Jardim Lola II com os pontos de coleta	53
Figura 4.14 – Vista do tratamento preliminar da ETE Jardim Lola II	53
Figura 4.15 – Vista do ponto de lançamento do efluente tratado da ETE de Jardim Lola II	55
Figura 4.16 – Desenho esquemático da ETE Jardim Lola II destacando o fluxo	55

de alimentação das lagoas	
Figura 5.1 – Histogramas de freqüência de coliformes termotolerantes e amônia no esgoto bruto afluente do sistema Jardim Lola 1	62
Figura 5.2 – Distribuição normal de probabilidade de coliformes termotolerantes e amônia no esgoto bruto afluente do sistema Jardim Lola 1	62
Figura 5.3 – Histogramas de freqüência de coliformes termotolerantes após transformação logarítmica nos efluentes de lagoa facultativa (Jardim Lola 2) e lagoa de maturação (Beira Rio)	63
Figura 5.4 – Distribuição normal de probabilidade de coliformes termotolerantes após transformação logarítmica nos efluentes de lagoa facultativa (Jardim Lola 2) e lagoa de maturação (Beira Rio)	63
Figura 5.5 – Variação das vazões das ETE's Jardim Lola 1, Jardim Lola 2 e Beira Rio ao longo do ciclo diário em 28/11/02	64
Figura 5.6 – Variação dos valores médios, desvios padrões (caixas), mínimos e máximos de pH ao longo das séries monitoradas	67
Figura 5.7 – Variação dos valores médios, desvios padrões (caixas), mínimos e máximos de oxigênio dissolvido ao longo das séries monitoradas .	67
Figura 5.8 – Variação dos valores médios, desvios padrões (caixas), mínimos e máximos de sólidos totais ao longo das séries monitoradas	68
Figura 5.9 – Variação dos valores médios, desvios padrões (caixas), mínimos e máximos de sólidos suspensos ao longo das séries monitoradas ..	69
Figura 5.10 – Eficiência de remoção de sólidos totais e suspensos ao longo das séries monitoradas	70
Figura 5.11 – Variação dos valores médios, desvios padrões (caixas), mínimos e máximos de DBO ao longo das séries monitoradas	71
Figura 5.12 – Variação dos valores médios, desvios padrões (caixas), mínimos e máximos de DQO ao longo das séries monitoradas	72
Figura 5.13 – Eficiência de remoção de DBO e DQO ao longo das séries monitoradas	73
Figura 5.14 – Comparação entre as médias de DBO dos três sistemas avaliados obtidas nos quatro pontos de monitoramento	74
Figura 5.15 – Comparação entre as médias de DQO dos três sistemas avaliados obtidas nos quatro pontos de monitoramento	75

Figura 5.16 – Comparação entre as médias de DBO ao longo dos três sistemas avaliados	76
Figura 5.17 – Comparação entre as médias de DQO ao longo dos três sistemas avaliados	76
Figura 5.18 – Variação dos valores médios, desvios padrões (caixas), mínimos e máximos de nitrogênio amoniacal ao longo das séries monitoradas	77
Figura 5.19 – Eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal ao longo das séries monitoradas	78
Figura 5.20 – Variação das medianas, quartis (caixas), mínimos e máximos de coliformes termotolerantes ao longo das séries monitoradas	79
Figura 5.21 – Eficiência de remoção de coliformes termotolerantes ao longo das séries monitoradas	79
Figura 5.22 – Variação de temperatura, pH e oxigênio dissolvido e resumo estatístico ao longo perfil de 10 horas nos efluentes das lagoas do sistema Jardim Lola 1.....	81
Figura 5.23 – Variação de temperatura, pH e oxigênio dissolvido e resumo estatístico ao longo perfil de 10 horas nos efluentes das lagoas do sistema Jardim Lola 2	82
Figura 5.24 – Variação de temperatura, pH e oxigênio dissolvido e resumo estatístico ao longo perfil de 10 horas nos efluentes das lagoas do sistema Beira Rio	83

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Eficiências de remoção para diversos tipos de tratamento	6
Tabela 3.2 – Características básicas dos principais sistemas de tratamento de esgotos	7
Tabela 3.3 – Qualidade do efluente final da estabilização com TDH de 25 dias ..	38
Tabela 4.1 – Características físicas e operacionais dos sistemas da ETE de Beira Rio	47
Tabela 4.2 – Características físicas e operacionais dos sistemas da ETE de Jardim Lola I	50
Tabela 4.3 – Características físicas e operacionais dos sistemas da ETE de Jardim Lola II	54
Tabela 5.1 – Valores de tendência central e dispersão das variáveis analisadas no sistema Jardim Lola 1 durante o período de monitoramento	59
Tabela 5.2 – Valores de tendência central e dispersão das variáveis analisadas no sistema Jardim Lola 2 durante o período de monitoramento	60
Tabela 5.3 – Valores de tendência central e dispersão das variáveis analisadas no sistema Beira Rio durante o período de monitoramento	61
Tabela 5.4 – Dados meteorológicos da região das três lagoas de estabilização durante o período de monitoramento	65

LISTA DE QUADROS

Quadro 3.1 – Características dos principais organismos do esgoto doméstico.....	35
Quadro 3.4 – Formas de nitrogênio em águas residuárias domésticas.....	40
Quadro 4.1 – Parâmetro analisados e seus respectivos métodos e referências...	57

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

A – área

ANOVA – Análise de variância

B – largura

CAERN – Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte

cm – centímetro

CF– coliformes fecais ou termotolerantes

d – dia

DBO₅ – demanda bioquímica de oxigênio em 5 (cinco) dias

DQO – demanda química de oxigênio

e⁻ – elétron

ex – exemplo

ETE – estação de tratamento de esgoto

g – grama

h – profundidade

ha – hectare

hab – habitante

L – comprimento

LFP – lagoa facultativa primária

LM₁ – primeira lagoa de maturação

LM₂ – segunda lagoa de maturação

log – logaritmo

m – metro

mm – milímetro

mg – miligrama

mL – mililitro

mm – milímetro

N – nitrogênio

N^o – número

OD – oxigênio dissolvido

s – segundo

SS – Sólidos suspensos

ST – sólidos totais

T – temperatura

TDH – Tempo de detenção hidráulica

UASB – reatores anaeróbios de manta de lodo e de fluxo ascendente

UFC – unidade formadora de colônia

UFRN – Universidade Federal do Rio grande do Norte

USA – Estados Unidos da América

v - Volume

V - volt

WHO – World Health Organization

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	01
2. OBJETIVOS	04
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	05
3.1 Níveis de tratamento de esgoto	05
3.2 Lagoas de estabilização	07
3.2.1 Histórico	07
3.2.2 Conceito	09
3.2.3. Mecanismos de tratamento atuantes em lagoas de estabilização	13
3.2.3.1 Digestão anaeróbia	13
3.2.3.2 Oxidação aeróbia	15
3.3 Classificação das lagoas de estabilização	17
3.4 Lagoa de estabilização anaeróbia	18
3.5 Lagoas de estabilização Facultativas	20
3.5.1 Descrição do processo	21
3.5.2 Características do projeto	25
3.6 Lagoas de estabilização de Maturação	26
3.6.1 Descrição do processo	27
3.6.2 Características do projeto	29
3.7 Lagoas em série	30
3.8 Manutenção e Operação	30
3.9 Eficiência das lagoas de estabilização	33
3.9.1 Remoção de microrganismos patogênicos	34
3.9.2 Remoção de matéria carbonácea	38
3.9.3 Remoção de nitrogênio	41
3.10 Sistemas de lagoas de estabilização no Rio Grande do Norte	42
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	44
4.1 Localização dos sistemas experimentais	44
4.2 Descrição dos sistemas experimentais	45
4.2.1 Estação de tratamento de esgoto doméstico Beira Rio	45

4.2.2 Estação de tratamento de esgoto doméstico Jardim Lola I	49
4.2.3 Estação de tratamento de esgoto doméstico Jardim Lola II	52
4.3 Monitoramento dos sistemas experimentais	56
4.3.1 Amostragem dos efluentes	56
4.3.2 Freqüência e horário das coletas	56
4.3.3 Parâmetros físico-químicos e bacteriológicos.....	57
4.3.4 Procedimentos analíticos	57
4.3.5 Parâmetro vazão	57
4.3.6 Dados meteorológicos	58
4.3.7 Tratamento estatístico de dados	58
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	59
5.1 Tratamento estatístico dos dados	59
5.2 Características operacionais das três ETE's	64
5.3 Temperatura, pH e Oxigênio Dissolvido	65
5.4 Sólidos Totais e Suspensos	68
5.5 Demanda Bioquímica de Oxigênio e Demanda Química de Oxigênio	70
5.6 Nitrogênio amoniacal	77
5.7 Coliformes termotolerantes	78
5.8 Perfis ao longo do ciclo diário	80
6. CONCLUSÃO	85
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRAFIAS	88

01. INTRODUÇÃO

Atualmente os países subdesenvolvidos são os que mais sofrem com a falta de saneamento básico, apresentando apenas uma pequena parcela de efluentes coletados e tratados. Portanto, é necessário que o poder público destes países invista na utilização de tecnologias adequadas de saneamento respeitando as características de cada localidade.

Os esgotos possuem altas concentrações de matéria orgânica e microrganismos patogênicos oriundos das diversas formas de utilização da água pela população em suas atividades diárias.

O destino final mais comum dos efluentes líquidos urbanos é o lançamento em um corpo aquático, geralmente nos rios, gerando condições de contaminação e poluição. Por esta razão, a saúde pública pode ser ameaçada pela contaminação das águas de abastecimento, dos balneários e dos gêneros alimentícios, acarretando as doenças de veiculação hídrica, como a diarreia, a hepatite infecciosa, a cólera e outras. Além disso, a falta de tratamento adequado torna o reúso, uma atividade comum nas áreas carentes de recursos hídricos, o que constitui uma prática potencialmente arriscada.

Os esgotos sanitários contêm ainda inúmeros microrganismos vivos tais como bactérias, vírus e helmintos que, em sua maioria, são liberados junto com os despejos humanos. Alguns deles são de grande importância no tratamento de águas residuárias, pois decompõem a matéria orgânica complexa em compostos orgânicos mais simples e estáveis; outros, denominados organismos patogênicos, são causadores de doenças.

Existe hoje no Brasil um grande déficit de saneamento básico. Embora uma grande parcela da população seja atendida pelo sistema de abastecimento de água, o mesmo não acontece quanto a coleta e tratamento de esgotos. Este panorama também é uma realidade em Natal, capital do Rio Grande do Norte, onde apenas cerca de 35% da população é atendida por rede coletora de esgotos sanitários. Além disso, somente 40% do esgoto coletado é tratado, sendo o restante lançado diretamente bruto no estuário do rio Potengi. O restante do esgoto não coletado tem

como destino final o sistema individual, geralmente composto por fossas sépticas e sumidouros, ou em alguns locais apenas os sumidouros.

No Nordeste do Brasil a forma de tratamento que mais se adapta às características regionais é o sistema de lagoas de estabilização, que tem como principal aliado às altas temperaturas locais. No entanto, além de construir estações de tratamento, é preciso monitorá-las para se ter um banco de dados sobre sua eficiência, visto que o seu bom funcionamento implicará diretamente na saúde pública e ambiental do município.

Várias pesquisas realizadas no Nordeste do Brasil vêm demonstrando o elevado grau de tratamento das lagoas de estabilização, em escala piloto, produzindo via de regra efluentes finais com menos de 30 mg/L de DBO e 1000 NMP/100 mL de coliformes termotolerantes (SILVA, 1982; DE OLIVEIRA, 1990; ARAÚJO, 1993). Estas mesmas pesquisas também têm demonstrado a possibilidade de aperfeiçoar o projeto no sentido de minimizar a área ocupada pelo sistema, como por exemplo, combinando lagoas anaeróbias e facultativas profundas com lagoas de maturação mais rasas.

A região da grande Natal/RN é abastecida em grande parte por água subterrânea e as características do seu solo facilitam a infiltração de materiais contaminantes. Dessa forma, a ocorrência de vários anos da infiltração de esgoto no solo vem comprometendo cada vez mais a qualidade da água de abastecimento. A contaminação ocorre principalmente pela presença do nitrato. Em algumas regiões da cidade os valores deste são tão elevados que impossibilitam a realização de diluições com água com menores como as águas superficiais das lagoas do Jiqui e Extremoz.

Vários outros sistemas de lagoas de estabilização estão em operação em todo o Estado. Devido aos problemas relacionados com a produção e destino de lodo e geração de odores, os projetistas têm evitado o uso de lagoas anaeróbias, dando preferência a séries combinando lagoa facultativa primária e de maturação. Apesar de ocuparem maiores áreas, tais sistemas estão menos sujeitos aos problemas decorrentes da falta de operação e manutenção adequadas, tais como maior acúmulo de lodo e escumas, e mau cheiro. Vale salientar que tais sistemas de

lagoas comumente não são monitorados de forma adequada para verificar suas eficiências e obter dados para futuros projetos no estado.

Na grande Natal existe predominância de um único tipo de tratamento de esgoto: o sistema de lagoas de estabilização. A estação de tratamento de esgoto (ETE) localizada no bairro de Ponta Negra, principal ETE de Natal, é constituída de um sistema de lagoas de estabilização em série, sendo uma lagoa facultativa primária seguida de duas de maturação. As três lagoas de estabilização em estudo Beira Rio, Jardim Lola 1 e Jardim Lola 2, apresentam a mesma configuração e juntas corresponde a 61% da capacidade da ETE de Ponta negra. As outras lagoas de estabilização localizadas na grande Natal são as ETE's de São Gonçalo do Amarante e Quintas.

É importante verificar se esses sistemas de tratamento de esgotos implantados apresentam eficiência na remoção de matéria orgânica, nutrientes e microrganismos e se os resultados encontrados correspondem aos da literatura. Além do mais, o lançamento de seu efluente deve apresentar teores de substâncias que obedeçam à legislação, não acarretando danos ao meio ambiente; visto que, o lançamento dos efluentes das ETE's ocorrem bem próximos ao de abastecimento dos viveiros de camarão existentes na região circunvizinha as três lagoas em estudo.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Este trabalho tem como objetivo fazer um diagnóstico da eficiência das lagoas de estabilização de Igapó (Beira Rio), Jardim Lola I (bacia 04) e Jardim Lola II (bacia 03) que tratam esgotos domésticos na Zona Norte de Natal, na remoção de matéria orgânica e coliformes termotolerantes.

2.2 Objetivos específicos

- Verificar se as condições operacionais dos sistemas estão dentro das faixas previstas no projeto e, caso não estando, tentar identificar quais os fatores que influenciaram nesse comportamento.
- Verificar as condições operacionais de cada sistema de tratamento.
- Comparar os resultados dos sistemas estudados com os existentes na literatura.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Níveis de tratamento de esgoto

Os processos de tratamento de esgoto podem ser classificados de acordo com o nível e a eficiência, isto é, em grupos de processos de acordo com a função que eles executam e a sua complexidade. Podem adotar diferentes tecnologias para a depuração do efluente, mas de modo geral, segue um fluxo que compreende as seguintes etapas (JORDÃO e PESSOA, 1995, VON SPERLING, 2005):

1º) Tratamento Preliminar: compreende a remoção de grandes sólidos e de areia para proteger as demais unidades de tratamento, os dispositivos de transporte (bombas e tubulações) e os corpos receptores. A remoção da areia previne, a ocorrência de abrasão nos equipamentos e tubulações e facilita o transporte dos líquidos. Nesta classe estão situados grades que impedem a passagem de trapos, papéis, pedaços de madeira, etc.; peneiras para remover sólidos grosseiros suspensos com granulometria superior a 0,25 mm; caixas de areia para retenção deste material; e tanques de retenção para retirada de óleos e graxas em casos de esgoto industrial com alto teor destas substâncias.

2º) Tratamento Primário: compreende as atividades de decantação, flotação e digestão de sólidos. Nesta classe situam-se decantadores primários, tanques de flotação e digestores primários do lodo, sistemas anaeróbios (lagoas, UASB), sistemas compactos (sedimentação e digestão, tanque Imhoff) e secagem do lodo.

3º) Tratamento Secundário: compreende as atividades que visam a diminuição dos contaminantes biológicos, matéria orgânica e, eventualmente, nutriente e metais pesados, através da predominância de mecanismos biológicos. Desta categoria, estão presentes os filtros biológicos, reatores de lodos ativados, decantação secundária, lagoas de estabilização aeróbias e lagoas aeradas.

4º) Tratamento Terciário: compreende atividades complementares ao tratamento secundário, como remoção de poluentes tóxicos ou não biodegradáveis ou eliminação adicional de poluentes não degradados na fase secundária, e eliminação de microrganismos patogênicos. São previstos em estações que necessitem um alto

grau de qualidade no efluente final. Nesta classe situam-se as desinfecções constando de cloradores e ozonizadores, processos de remoção de nutrientes, osmose inversa, troca iônica e filtração final.

Existe também a classificação dos processos de tratamento em físicos, químicos e biológicos. Processos onde há predominância de atividades de decantação, gradeamento, filtração, incineração, diluição ou homogeneização podem ser classificados como processos físicos. A adição de elementos químicos caracteriza uma etapa química, que se encontra em desuso. Quando há necessidade da ação de microorganismos para que os processos possam ocorrer, temos um processo biológico.

Dentre esses níveis de tratamento de esgoto, pode ser observado na Tabela 3.1 as eficiências de remoção usuais dos principais parâmetros com relação aos tipos de tratamento.

Tabela 3.1 – Eficiências de remoção para diversos tipos de tratamento.

Tipos de tratamento	Remoção DBO (%)	Remoção SS (%)	Remoção Nutrientes (%)	Remoção Bactérias (%)
Preliminar	5-10	5-20	Não remove	10-20
Primário	25-30	40-50	Não remove	25-75
Secundário	80-95	80-95	Não remove	70-90
Terciário	95-99	95-99	Até 99	Até 99,999

Fonte: FONSECA, 2005.

O nível de tratamento necessário está relacionado com o impacto ambiental ao corpo receptor logo, aos seus usos, a sua capacidade de depuração e à legislação ambiental pertinente. O usual é adotar um tratamento de esgotos no mínimo em nível secundário.

A determinação do melhor processo de tratamento a ser adotado deve estar fundamentado em aspectos técnicos, tais como eficiência, área disponível e constituintes a serem removidos e aspectos econômicos. A Tabela 3.2 apresenta aspectos relevantes para a escolha do processo de tratamento mais adequado.

Tabela 3.2 – Características básicas dos principais sistemas de tratamento de esgotos.

Sistema de Tratamento	Eficiência de Remoção (%)		Requisitos		Custo de Implantação (US\$/hab)	TDH (dias)
	DBO	Coliformes Termotolerantes	Área (m ² /hab)	Potência (W/hab)		
Lagoa Facultativa	70-85	60-99	2,0-5,0	~ 0	10-30	15-30
Lagoa anaeróbia – Lagoa. Facultativa	70-90	60-99,9	1,5-3,5	~ 0	10-30	12 -24
Lagoa aerada Facultativa	70-90	60-99	0,25-0,5	1,0-1,7	10-30	5 -10
Lodos ativados convencional	85-93	60-90	0,2-0,3	1,5-2,8	60-120	0,4-0,6
Lodos ativados (aeração Prolongada)	93-98	65-90	0,25-0,35	2,5-4,0	40-80	0,8-1,2
Lodos ativados (fluxo intermitente)	85-95	60-90	0,2-0,3	1,5-4,0	50-80	0,4-1,2
Filtro biológico (baixa carga)	85-93	60-91	0,5-0,7	0,2-0,6	50-90	NA
Filtro biológico (alta carga)	80-90	60-92	0,3-0,45	0,5-1,0	40-70	NA
Biodiscos	85-93	60-93	0,15-0,25	0,7-1,6	70-120	0,2-0,3
Reator anaeróbio (manta de lodo)	60-80	60-94	0,05-0,1	~ 0	20-40	0,3-0,5
Fossa séptica - Filtro anaeróbio	70-90	60-95	0,2-0,4	~ 0	30-80	1,0-2,0

Fonte: adaptado de VON SPERLING, 2005.

3.2 Lagoas de estabilização

3.2.1 Histórico

É difícil estimar há quanto tempo lagos naturais começaram a receber e autodepurar dejetos humanos, no entanto, existem relatos de que tal prática vem ocorrendo há vários séculos. Para SALIH (2004), o uso de lagoas pode ser identificado há mais de 3.000 anos atrás.

Segundo ANDRADE NETO (1997), alguns registros históricos mostram que no início do século passado, quando já havia meios técnicos de avaliar qualitativamente os efluentes, as lagoas surgiram como forma de tratamento de esgotos. Antes, recebiam esgotos com outros fins, como criação de peixes, irrigação ou soluções de emergência.

JORDÃO E PESSOA (1995) discutem que, há séculos, existem lagoas naturais ou artificiais, de origem acidental, que recebem despejos de animais e realizam o fenômeno de depuração de esgotos. Porém, os primeiros registros de lagoas acidentais no tratamento de esgoto foram Santa Rosa, na Califórnia, em 1924 e Fesseden, em Dakota do Norte, em 1928, ambas nos Estados Unidos.

No caso de Santa Rosa, a “lagoa” foi estabelecida em cima de um leito de pedra que colmatou com a passagem do efluente e acumulou esgoto até atingir uma altura de até 0,90 m. O efluente da “lagoa” tinha características de um efluente de filtro biológico.

Em Fesseden na Dakota do Norte (USA, 1928), o efluente foi direcionado para uma depressão do terreno natural fora da cidade. Após alguns meses, a qualidade do efluente final foi comparada a de um tratamento secundário e esta lagoa permaneceu em operação por 30 anos.

A partir do final da II Guerra Mundial, intensificaram as pesquisas a fim de conhecer, explicar e controlar o processo das lagoas de estabilização com alguns controles de seu funcionamento, a partir do qual se procurava conhecer alguns parâmetros. Em 1950 o assunto já era bastante conhecido, devido ao grande número de publicações. As primeiras pesquisas sobre lagoas de estabilização foram realizadas nos Estados Unidos, nos estados de Dakota do Norte e do Sul, no ano de 1948. Nesta época entrou em funcionamento a primeira lagoa projetada especificamente para receber e depurar esgoto bruto, denominada lagoa de Maddock (PEREIRA, 2000). Aproximadamente nesta mesma época, na Austrália desenvolveram-se estudos para realizar o tratamento de esgoto em lagoas, e este país foi o pioneiro no uso de lagoas em série, que alguns chamam de “lagoas australianas”.

Desde então, o uso de lagoas foi disseminado pelo mundo por causa da sua simplicidade e baixo custo e, em 1964, uma pesquisa administrada pelo WHO (World Health Organization) mostrou que lagoas já eram usadas em 39 países (MARA & PEARSON, 1987).

Em 1958 foram instalados os primeiros sistemas de lagoas de estabilização na América Latina. No início dos anos 60, as lagoas de estabilização estavam definitivamente aceitas como técnica de tratamento de esgotos; em 1993 já se somavam 3000 sistemas deste tipo na América Latina e no Caribe. Seu uso se popularizou e a grande maioria das lagoas construídas continua operando.

No Brasil as lagoas de estabilização foram introduzidas em 1960, pelo Engenheiro Benoit Almeida Victoretti, com a construção das primeiras lagoas de estabilização localizadas em São José dos Campos, São Paulo, estas foram projetadas de acordo com o sistema chamado “australiano”, sendo uma lagoa anaeróbia seguida de uma lagoa facultativa, com a finalidade de estabelecer parâmetros de projetos para outras lagoas em todo o país (KELLNER & PIREZ, 1998). Em 1963, no Rio de Janeiro, foi construída uma lagoa, também pioneira, na Cidade de Deus, inicialmente facultativa e depois aerada.

No Rio Grande do Norte, a construção de lagoas de estabilização foi iniciada nos anos oitenta. O primeiro sistema foi construído na cidade de Santa Cruz, sendo composta por uma lagoa facultativa primária e duas lagoas de maturação. Em Natal, o sistema pioneiro foi a ETE de Beira Rio, em Igapó, no final dos anos oitenta, através da Companhia de Água e Esgoto do Rio Grande do Norte (CAERN).

Atualmente as lagoas são extensivamente usadas na maioria dos países do mundo.

3.2.2 Conceito

As lagoas de estabilização são sistemas de tratamento biológico em que a estabilização da matéria orgânica é realizada pela oxidação bacteriana e/ou redução fotossintética. Constituídos de grandes reservatórios de pequena profundidade

(menor ou igual a 5 m), geralmente delimitados por diques de terra, paredes de alvenaria ou escavados no próprio terreno, onde águas residuárias brutas ou pré-tratadas, são estabilizadas por processos naturais que envolvem principalmente bactérias e algas com período de detenção relativamente alto (MARA, 1976; SILVA, 1982; ARAÚJO, 1993).

Lagoas de estabilização podem ser consideradas como um artifício usado pelo homem para tornar aplicáveis os processos naturais de purificação das águas residuárias (ELLIS, 1983). A estabilização ou autodepuração da matéria orgânica nas lagoas é resultante de uma complexa interação de processos físicos (sedimentação) e bioquímicos (atividade microbiana envolvendo principalmente bactérias e algas) usando como fonte de energia a luz solar e as reações químicas.

O processo de lagoas de estabilização é essencialmente natural, onde a estabilização da matéria orgânica se processa em taxas mais lentas, implicando na necessidade de um longo período de retenção, usualmente superior a 20 dias (VON SPERLING, 2002).

ANDRADE NETO (1997) considera que as lagoas de estabilização, os processos anaeróbios e a disposição no solo são exemplos de sistemas simplificados de tratamento de esgotos. São vantajosos por se tratar de processos naturais, não necessitarem de energia elétrica, apresentarem baixo custo de implantação e operação, simplicidade de construção e de operação, alta relação custo/benefício e inexistência, em geral, de operador especialista e permanente.

As lagoas de estabilização são utilizadas no tratamento de águas residuárias sujeitas a biodegradação, desde que estas não contenham substâncias tóxicas aos microrganismos envolvidos no processo, e possibilitem a obtenção de efluentes finais com qualidade para atender aos padrões estabelecidos para diferentes finalidades (SILVA, 1982).

As lagoas de estabilização constituem um método de tratamento simples e sem necessidades de equipamentos e energia convencional. Além disso, as condições meteorológicas e climáticas no Brasil são geralmente muito favoráveis ao

processo destas lagoas. Considera também a disponibilidade de grandes extensões de áreas ainda existente nas cidades nos países em desenvolvimento como outro fator que favorece a adoção deste sistema para o tratamento de esgotos sanitários (MARA, 1976; ARTHUR, 1983; de OLIVEIRA, 1990; OLIVEIRA, 1999).

Os principais fatores ambientais que afetam o desempenho de lagoas são: a temperatura, ação dos ventos, a insolação e a precipitação pluviométrica, portanto fenômenos meteorológicos que não são controlados pelo homem.

De acordo com RAMADAN e PONCE (2003), as lagoas de estabilização estão tendo prioridade de escolha para o tratamento de esgotos sanitários também em muitas partes do mundo. Na Europa, por exemplo, as lagoas são usadas freqüentemente em comunidades rurais pequenas, para populações de até 2000 habitantes, embora maiores sistemas existam na França (quase 3000 lagoas de estabilização), Espanha e Portugal. Nos Estados Unidos, um terço de todas as plantas de tratamento de esgotos é composto por lagoas de estabilização servindo geralmente a populações de até 5.000 habitantes.

O efluente tratado por este sistema possui boas características para uso agrícola e de aquicultura (VON SPERLING, 1996).

Dentre as muitas vantagens da utilização de lagoas podem ser citadas:

- Mínimas necessidades de manutenção, operação, instalação: não requer dispositivos eletromecânicos (não há consumo de energia elétrica no processo). Sua operação e manutenção compreendem tarefas de limpeza de grade, caixa de areia e dispositivos de entrada e saída, preservação de taludes e remoção da espuma sobrenadante que são fundamentais ao bom desempenho das lagoas (MARA *et al.*, 1992). O tempo de detenção hidráulica está diretamente relacionado ao grau de tratamento desejado e pode ser modificado por uma alteração na cota do dispositivo de saída (SILVA e MARA, 1979);
- Simplicidade de implantação e baixo custo: quando houver disponibilidade de terreno de preço viável para sua construção, sendo o tratamento feito com um

custo de capital menor que nos métodos convencionais (MARA, 1976, ARTHUR, 1983; de OLIVEIRA, 1990);

- Alta eficiência – A remoção de organismos patogênicos é maior do que nos demais processos de tratamento, além da eliminação total de cistos e ovos de parasitos intestinais por sedimentação, os quais apresentam densidade relativa de 1,1 g/mL. As elevadas porcentagens de remoção de organismos termotolerantes e de DBO, tornam o uso de lagoas de estabilização muito vantajoso nos países em desenvolvimento, onde as doenças de veiculação hídrica representam sério problema de saúde pública (ARTHUR, 1983).
- Remoção de metais pesados: tem-se também em lagoas de maturação, a precipitação de metais pesados devido aos altos valores de pH (de OLIVEIRA, 1990). MARA e PEARSON (1986) afirmam que elas podem suportar até 30 mg/L de metais pesados, enquanto MARA *et al.* (1992) mencionam 60 mg/L.
- Capacidade de suportar choque de cargas hidráulicas e orgânicas: O seu dimensionamento baseado na vazão média de esgoto e o longo tempo de detenção possibilitam elevado grau de purificação do efluente, mesmo ocorrendo variações de cargas hidráulicas e orgânicas (ARTHUR, 1983; MARA e PEARSON, 1986; de OLIVEIRA, 1990; ARAÚJO, 1993).
- Presença de nutrientes no efluente – é um aspecto favorável quando em se tratando de irrigação de culturas agrícolas e florestais, pois o seu lançamento no solo servirá de nutrientes para as plantas. Dessa forma, economia no uso de fertilizantes químicos, evita a descarga dessas substâncias nos corpos d'água e melhora das condições químicas, físicas e biológicas do solo. Além da possibilidade de fonte potencial de alimento de alto teor protéico, podendo ser explorado através da criação de peixes quando os nutrientes estão incorporados às algas.

Dentre as desvantagens podem ser citadas:

- Área de ocupação – a necessidade de longo tempo de detenção hidráulico requerido para que os processos naturais de estabilização da matéria orgânica e remoção de patogênicos sejam satisfatórios faz com que maiores áreas de terras

sejam necessárias para a construção do sistema de lagoas (ARTHUR, 1983; MARA e PEARSON; 1986; de OLIVEIRA, 1990; ARAÚJO, 1993).

- Sólidos suspensos – a sua concentração é relativamente alta no efluente final, mas a sua composição não é de esgoto, e sim resultante da presença elevada de biomassa proveniente das algas que se formam nas lagoas facultativas, de maturação e de alta taxa, as quais são biodegradáveis (MARA *et al.*, 1992).
- Obras complementares – quando o sistema de lagoas necessita ser implantado em área afastada da cidade devido a possibilidade de maus odores ou falta de disponibilidade de terrenos próximos a bacia contribuinte de esgoto, implicando no custo de transporte com a construção de emissários, e elevatórias, etc.
- Presença de algas nos efluentes – a presença de algas no efluente final é indesejável por fatores estéticos e por razões de saúde, pois algumas delas apresentam toxicidade em determinadas circunstâncias. Impõe-se a necessidade de tratamento complementar, por exemplo, físico-químico, tais como, floculação e coagulação.
- Nutrientes nos efluentes – quando não houver reuso é indesejável a presença de nutrientes no efluente final, pois os seus limites na legislação apresentam-se em concentrações pequenas podendo ser facilmente ultrapassado, além do mais, podem eutrofizar o corpo d'água receptor.

3.2.3 Mecanismos de tratamento atuantes em lagoas de estabilização

Segundo ARTHUR (1983), os principais mecanismos de tratamento são:

- 1 - Efeito reservatório: possibilita a absorção de cargas orgânicas e hidráulicas;
- 2 - Sedimentação: responsável pela deposição de sólidos sedimentáveis no fundo da lagoa;
- 3 - Biodegradação da matéria orgânica: por digestão anaeróbia e/ou oxidação aeróbia.

3.2.3.1 Digestão anaeróbia

O metabolismo por digestão anaeróbia é um processo microbiológico que ocorre na ausência de oxigênio molecular onde há uma interação entre os microrganismos e o substrato e pode ser interpretada como um processo de dois

estágios, realizados por dois grupos distintos de bactérias (acidogênicas e metanogênicas) nos quais os resíduos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídios) podem ser biologicamente convertidos em metano e outros produtos (CASTRO e CORTEZ, 1998). Esse processo combina fermentação ácida e fermentação metanogênica e pode ser subdividido em quatro etapas: (1) a hidrólise, (2) a acidogênese, (3) a acetogênese e (4) a metanogênese (STANIER *et al.*, 1986). Convém notar, no entanto, que as etapas 1, 2 e 3 correspondem à fermentação ácida e que a etapa 4 à fermentação metanogênica.

Existe uma série de fatores que interferem no processo de digestão anaeróbia, entre os quais, a temperatura, o pH, a concentração de sólidos e a composição do substrato (XAVIER *et al.*, 2002).

De acordo com LETINGA *et al.* (1996), o efeito do pH sobre o processo anaeróbio se manifesta diretamente afetando a atividade de enzimas, como é o caso da alteração de suas estruturas protéicas, que pode ocorrer de maneira drástica como resultado de mudanças no pH. Segundo ARAÚJO (2000) as condições de pH ideais seriam próximo a neutralidade; as bactérias metanogênicas são muito sensíveis a variações de pH, sendo o intervalo de tolerância entre 6,5 a 7,6, com um valor ótimo de 7,0. Essas condições são favorecidas pelas águas residuárias domésticas que possuem alcalinidade suficiente para manter a capacidade tampão da massa líquida evitando que o pH da lagoa atinja valores baixos (PEDROZA, 2000).

A temperatura é um dos mais importantes parâmetros na seleção das espécies microbiana. Os microorganismos não possuem meios de controlar sua temperatura interna e, desta forma, a temperatura no interior da célula é determinada pela temperatura ambiente externa (CHERNICHARO, 1997). Sendo assim, a temperatura do substrato exerce influência sobre a velocidade do processo de digestão anaeróbia, atuando diretamente na taxa de crescimento dos microorganismos.

A formação microbiana do metano pode ocorrer numa faixa bastante ampla de temperatura (0° a 97 °C). Dois níveis ótimos de temperatura têm sido associados

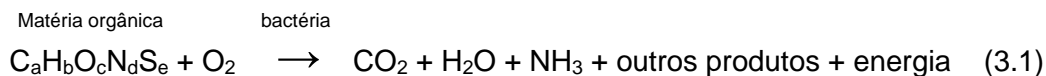
à digestão anaeróbia; um na faixa mesófila (30 a 35 °C) e outro na faixa termófila (50 a 55 °C). Para valores abaixo de 30° a taxa de digestão anaeróbia decresce a uma proporção de 10% por 1 °C, pois em baixas temperaturas a fração de sólidos orgânicos que pode ser metabolizada no processo é reduzida. Assim, a eficiência e a taxa de digestão diminuem, consideravelmente, em temperaturas baixas. A maioria dos biodigestores anaeróbios tem sido projetada na faixa mesófila, embora também seja possível a operação desses na faixa termófila. Entretanto, a experiência da operação de digestores anaeróbios nesta faixa não tem sido totalmente satisfatória, existindo ainda muitas questões a serem esclarecidas, dentre elas se os benefícios advindos superam as desvantagens, incluindo suplemento de energia necessário para aquecer os digestores, a má qualidade do sobrenadante e a instabilidade do processo (CHERNICHARO, 1997).

Carbono, nitrogênio e fósforo são essenciais para todos os processos biológicos. A quantidade de nitrogênio e de fósforo necessária para a degradação da matéria orgânica presente, depende da eficiência dos microorganismos em obter energia para a síntese a partir de reações bioquímicas de oxidação do substrato orgânico. O enxofre é também considerado um dos nutrientes necessários à metanogênese e evidências preliminares apontam para um elevado requerimento de sulfetos desses microorganismos (SPEECE, 1983).

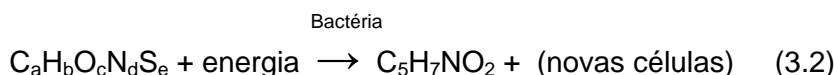
3.2.3.2 Oxidação aeróbia

O metabolismo por oxidação aeróbia é um processo microbiológico realizado por bactérias aeróbias e facultativas que metabolizam a matéria orgânica através de dois processos simultâneos e interdependentes, denominados de catabolismo e anabolismo, convertendo-a em produtos finais mais estáveis (dióxido de carbono, água, fosfato e amônia) e novas células, tendo o oxigênio molecular como agente oxidante final (DE OLIVEIRA, 1990), de acordo com as equações 3.1 e 3.2 (MARA, 1976).

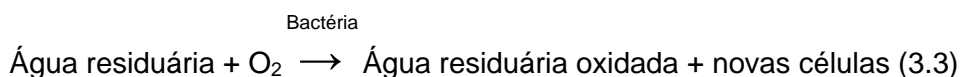
No catabolismo em meio aeróbio ocorre a oxidação da matéria orgânica pelo oxigênio, provocando a sua degradação e a produção de compostos de baixo conteúdo energético e produzindo energia, conforme a equação 3.1.



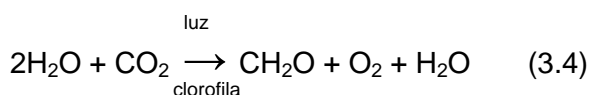
No anabolismo, ocorre a síntese do material celular, conforme a equação 3.2.



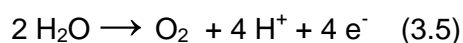
O metabolismo aeróbio da matéria orgânica é comumente representado pela equação 3.3 (MARA, 1976; ARTHUR, 1983).



As algas e as cianobactérias desempenham importante função nesse processo pois, são os maiores geradores de oxigênio molecular requerido para oxidação aeróbia da matéria orgânica em uma lagoa de estabilização durante a fotossíntese. Neste processo a água atua como doador de elétrons e o oxigênio é produzido durante a fotossíntese de material celular de acordo com a equação 3.4 (DE OLIVEIRA, 1990).



As condições requeridas para que organismos fotossintetizadores realizem a fotossíntese oxigênica são: presença de pigmentos para a captura de luz (clorofila, carotenóides e ficobilinas), dióxido de carbono, água e luz. O processo de fotossíntese oxigênica envolve dois centros de reações, o fotossistema I, onde as moléculas de clorofila estão ligadas a proteínas específicas e situadas em locais que permitem uma captação eficiente de energia luminosa (RAVEN, *et al* 1992) e o fotossistema II que faz a fotólise da água conforme a equação 3.5.



A fotossíntese anoxigênica que é realizada por alguns grupos de bactérias (bactérias verdes e púrpuras do enxofre) é um importante mecanismo de oxidação de formas reduzidas de enxofre nas lagoas e difere da fotossíntese oxigênica porque somente o fotossistema I é envolvido.

Os pigmentos envolvidos na captura da luz são as bacterioclorofilas (a, b, c, d, e) e carotenóides.

3.3. Classificação das lagoas de estabilização

As lagoas de estabilização são classificadas de acordo com a forma que a matéria orgânica é estabilizada, isto ocorre através de dois processos bioquímicos que são a oxidação aeróbia e a digestão anaeróbia resultando em lagoas anaeróbias, facultativas e de maturação (MARA, 1976; ARTHUR, 1983; MENDONÇA, 1990; VON SPERLING, 2002). Portanto, de uma maneira geral, pode classificá-las em quatro tipos: lagoas anaeróbias, facultativas, de maturação ou de polimento e de alta taxa de degradação que é um caso especial da lagoa de maturação com menor profundidade.

Podem ainda ser classificadas de acordo com a chegada do esgoto bruto ou não, em lagoas primárias (aquelas que recebem esgotos brutos) e em lagoas secundárias (recebem efluente de uma primária).

Segundo DE OLIVEIRA (1990) a classificação pode ser em função da carga orgânica a que estão submetidas. Lagoas anaeróbias operam com altas cargas orgânicas, atuando como unidades primárias em um sistema de lagoas e usando a digestão anaeróbia para degradar a matéria orgânica. As lagoas facultativas operam com cargas orgânicas mais baixas que as anaeróbias permitindo o crescimento de algas nas camadas mais superficiais onde ocorre a fotossíntese; já as lagoas de maturação e de altas taxas são predominantemente aeróbias devido às baixas cargas orgânicas a que estão submetidas, sendo sua principal função a destruição de organismos patogênicos.

Outros tipos especiais de lagoas, segundo JORDÃO e PESSOA (1995), podem ser destacados:

- Lagoas Estritamente Aeróbias: onde o equilíbrio entre oxidação e fotossíntese garante condições aeróbias em todo o meio;
- Lagoas Aeradas: facultativas ou de mistura completa seguidas de lagoa de sedimentação, nas quais o oxigênio é introduzido no meio líquido por meio de sistema artificial de aeração;
- Lagoas com Macrófitas: usa o emprego de macrófitas para o polimento final do efluente de lagoas, com o objetivo de reduzir nutrientes, sólidos em suspensão, matéria orgânica remanescente e, em determinados casos, metais.

As lagoas podem ser organizadas em diferentes combinações de número e formas de modo a se obter as séries de lagoas (MARA *et al.*, 1986). Essas lagoas podem ser arranjadas em série ou em paralelo, visando maior flexibilidade operacional (VON SPERLING, 2002). Podem ser classificadas quanto a utilização ou não de esgoto bruto em uma série de lagoas, em sistema americano ou australiano. No primeiro, o esgoto é lançado em lagoas rasas, onde prevalecem condições aeróbias. No segundo, o esgoto bruto é lançado diretamente em uma lagoa sem prévia clarificação (KELLNER e PIRES, 1998).

3.4. Lagoa de estabilização anaeróbia

Neste tipo de lagoa ocorre um processo biológico que não requer penetração de luz e isenta da presença de oxigênio molecular dissolvido, e possibilitando a entrada de altas concentrações de matéria orgânica, entre 100 a 400 gDBO₅/m³.d (MARA, 1976; ARTHUR, 1963; CETESB, 1989). Cargas orgânicas superiores a 400 gDBO₅/m³.dia tendem a provocar odor pela produção de gás sulfídrico. Também é indicada a trabalhar com DBO e sólidos suspensos maiores que 300 mg/L (MARA e PEARSON, 1986). Portanto, são usadas principalmente como nível de tratamento primário para águas residuárias concentradas de matéria orgânica (ARAÚJO, 2003).

Seus efluentes necessitam quase sempre de tratamento complementar pois, seu processo de remoção de microrganismo patogênicos é pequeno, devido ao

tempo de detenção hidráulica (SILVA e MARA, 1979; ARAÚJO, 1993) e, além disso, as bactérias indicadoras sobrevivem bem em meios anaeróbios.

Segundo VON SPERLING 2002, essas lagoas apresentam algumas desvantagens como:

- O desprendimento de gases fétidos, que é o maior problema. Isto ocorre quando a lagoa apresenta baixo valor de pH e o teor de sulfato é superior a 500 mg/L, pois o mau odor é causado, principalmente pelo gás sulfídrico (H₂S) oriundo da redução do sulfato;
- Manchas verdes no encontro do nível d'água com o talude;
- Camadas superficiais com presença de espuma e lodo; proliferação de insetos;
- Crescimento de vegetação no seu interior. Isso faz com que seja evitada a construção dessas lagoas em áreas habitadas, sendo substituídas por outros processos anaeróbios (tanque séptico, TS-FAN, RAFAALL) de mais fácil controle de odores.

A introdução de elevada carga orgânica na lagoa faz com que ocorra a inibição da fotossíntese, favoreça o processo da sedimentação dos sólidos suspensos para fundo da lagoa formando bancos de lodo, e a digestão anaeróbica pela ação das bactérias facultativas e anaeróbias. Na falta de oxigênio esses microrganismos utilizam ânions oxigenados (nitritos, nitratos, sulfatos, carbonatos, bicarbonatos) como aceptores de elétrons e dessa maneira promovem a transformação de compostos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídios) em produtos mais simples, como metano, gás carbônico e gás sulfídrico, que vão para superfície da lagoa que pode ser percebido pela formação de bolhas (PARKER, 1979 apud SILVA, 1994).

Assim, a profundidade não afeta seu funcionamento, o que faz estas lagoas serem mais profundas e ocuparem menores áreas que as demais, diminuindo-se assim a ação do meio externo sobre a massa líquida de forma a proteger as bactérias formadoras de metano de eventual mudanças climáticas e de temperaturas, uma vez que lagoas mais profundas retêm maiores níveis de calor,

sendo este fundamental no processo de digestão bacteriana (JORDÃO e PESSOA, 1995).

A profundidade varia entre 2,5 e 5,0 m segundo MARA e PEARSON (1986), cria um ambiente onde o consumo de oxigênio é muito superior à produção. A zona fótica (onde existe ação da luz solar) é muito pequena com relação a profundidade e só uma pequena parcela superficial da lagoa consegue produzir oxigênio através das algas (VON SPERLING, 2002).

O tempo de detenção hidráulica nunca é inferior a cinco dias. SILVA e MARA (1979) recomendam um tempo de detenção ótimo de 5 dias e apesar de ter pequeno tempo de detenção, propicia uma redução considerável da matéria orgânica, e possibilita a entrada de altas cargas orgânicas por isso, são usadas principalmente como tratamento primário. Verifica-se que tempo de detenção maior que 5 dias a lagoa funciona como facultativa, ao invés de anaeróbia.

3.5. Lagoas de estabilização facultativas

São as lagoas em que na estabilização da matéria orgânica ocorrem simultaneamente processos de fermentação anaeróbia, oxidação aeróbia e redução fotossintética, apresentando uma zona aeróbia na parte superior, uma zona anaeróbia no fundo e uma zona facultativa entre as duas zonas (DE OLIVEIRA, 1990). ARAÚJO (1993) cita a remoção de matéria orgânica como sendo o seu principal objetivo.

Esse tipo de lagoa de estabilização pode receber esgoto bruto, sendo denominada lagoa facultativa primária ou efluente de águas residuárias que tenham recebido algum tratamento, sendo então denominada lagoa facultativa secundária (ELLIS, 1983; MARA *et al.*, 1992; ARAÚJO, 1993).

3.5.1 Descrição do processo

A lagoa facultativa é a mais simples de todas as lagoas de estabilização e é a mais utilizada devido ao seu mecanismo. A estabilização da matéria orgânica se desenvolve em três zonas distintas da lagoa, conforme a Figura 3.1, com a participação de algas, bactérias, protozoários, fungos e animais superiores.

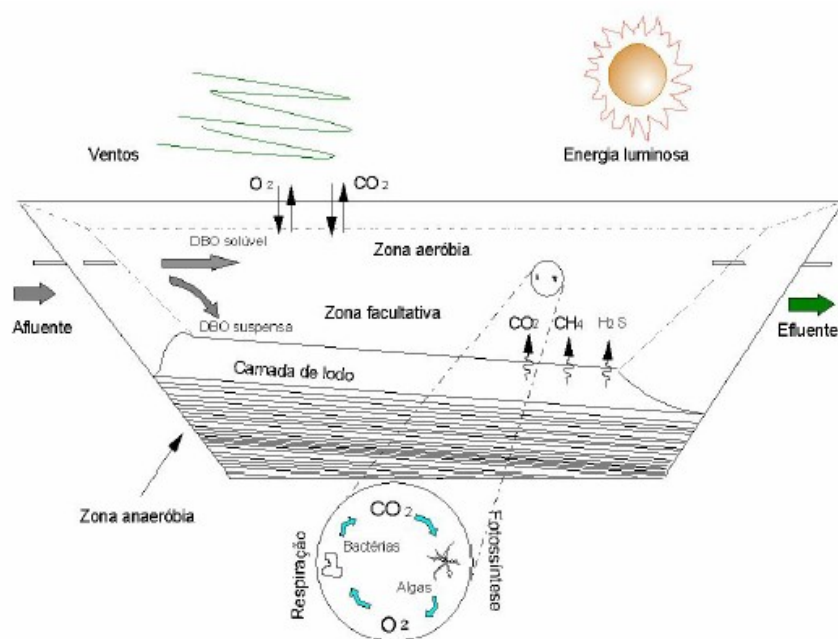


Figura 3.1 – Esquema simplificado dos processos que ocorrem na lagoa facultativa.
Fonte: adaptado de SPERLING, 2002.

Na camada superior próxima à superfície da lagoa há uma proliferação de algas, que corresponde à zona aeróbia com uma profundidade entre 30 a 50 cm (PEARSON 1987 apud SILVA 1994). A penetração da luz solar e os nutrientes presentes favorecem o desenvolvimento de uma elevada biomassa que permite o desenvolvimento do processo aeróbio baseado na simbiose de algas e bactérias. O oxigênio liberado pelas algas é utilizado pelas bactérias durante a degradação da matéria orgânica solúvel e dispersa no meio líquido. Os produtos finais dessa degradação (gás carbônico e sais minerais) são utilizados pelas algas durante o processo da fotossíntese, conforme a Figura 3.2.

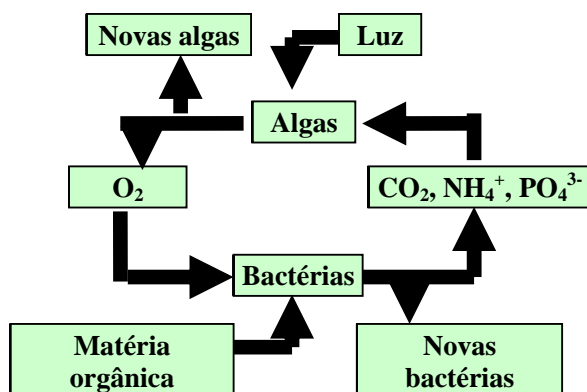


Figura 3.2 – Relação mutualística entre algas e bactérias em lagoas de estabilização.

Fonte: MARA (1976).

A maior parte do oxigênio dissolvido na água é fornecida pela ação fotossintética das algas que se localizam na zona fótica, mesmo que a aeração superficial (oxigênio atmosférico) fornecido pelos ventos introduza uma porção considerável do oxigênio da lagoa (MARA, 1976). O dióxido de carbono que é outro importante fator para a realização da fotossíntese, é suprido pelas bactérias heterotróficas através do processo de decomposição da matéria orgânica.

A turbidez própria do meio líquido e, principalmente, a absorção de luz solar por células de algas fazem com que a penetração efetiva da luz seja limitada a pouca profundidade, causando um decaimento do gradiente de oxigênio de um valor máximo na superfície até alcançar o valor zero em zonas mais profundas, onde a demanda de oxigênio excede a sua produção. Assim, ocorre uma variação da concentração de oxigênio da lagoa durante o dia.

A zona facultativa prevalece à existência de bactérias que possuem os dois mecanismos de respiração que são as bactérias facultativas, que podem crescer tanto em meio aeróbio como meio anaeróbio (KELLNER e PIRES, 1998).

No fundo dessa lagoa, zona anaeróbia, a matéria orgânica particulada sedimenta-se no fundo da unidade criando uma camada de lodo e sofre digestão anaeróbica semelhante do que ocorre nas lagoas anaeróbicas (ARTHUR, 1983).

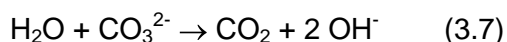
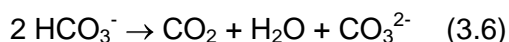
As lagoas facultativas primárias desenvolvem uma camada considerável de lodo na região do fundo, na qual é verificada uma intensa atividade anaeróbica, que corresponde aproximadamente 30% da remoção de DBO_5 (MARAIS, 1974 apud SILVA 1992).

A energia solar, a temperatura e o vento são as principais condições ambientais em uma lagoa facultativa, pois têm importância fundamental no grau de mistura através de correntes de convecção, diminuindo a possibilidade de curtos circuitos e zonas estagnadas. Além do mais, faz com que o ponto onde o oxigênio adquire valor zero (oxipausa) sofra variações no decorrer do dia, o qual afeta a atividade biológica de algas e bactérias.

É através do vento que se desencadeia a mistura vertical de oxigênio, da matéria orgânica, dos microrganismos e do movimento das algas não motoras que, caso contrário sedimentariam-se no fundo da lagoa sendo digeridas anaerobiamente. As algas motoras vão para a superfície da lagoa buscando temperatura mais elevada e luz para realização da fotossíntese, o que ocasiona a formação de uma camada espessa impedindo a passagem da luz.

A falta da mistura também é responsável por um fenômeno conhecido como estratificação térmica da massa líquida que é a existência de camadas com temperaturas definidas dentro de um corpo aquático, que provoca curto-circuito hidráulico, diminuindo o tempo de detenção e baixando a sua eficiência. O surgimento de zonas estagnadas é consequência da estratificação térmica, que gera má distribuição de algas e oxigênio dissolvido na lagoa (MARA, 1976).

As lagoas facultativas sofrem variações das concentrações de oxigênio e do pH, assim como estratificação térmica. O pH aumenta com a fotossíntese, devido ao consumo de gás carbônico (CO_2) pelas algas, ser mais rápido do que a sua reposição pela respiração bacteriana, resultando na dissociação dos íons bicarbonatos (HCO_3^-) e com a produção do íon hidroxila (OH^-), responsáveis pelo aumento do pH (VIEIRA, 2003), conforme mostram as equações 3.6 e 3.7. Pode chegar a 10, nos momentos de maior atividade fotossintética, e cair a 7 – 7,5 no período da noite (SILVA e MARA, 1979).



Portanto, a equação global desse mecanismo é representada pela equação 3.8.



Nas condições de pH elevado podem ocorrer os seguintes fenômenos no meio líquido (ARAÚJO, 2000):

- Transformação do íon amônio em amônia livre, que é tóxica, mas é gasosa e liberada para a atmosfera;
- Precipitação dos fosfatos, que implica em remoção de um nutriente;
- Transformação do sulfeto de hidrogênio (que causa odor desagradável) a bissulfeto (substância inodora)

O fenômeno da estratificação na coluna líquida da lagoa ocorre de modo que durante o dia, a camada superficial da lagoa se torna mais aquecida e menos densa que a camada inferior, impedindo a mistura destes e surgindo zonas estagnadas que pode ser diminuída pela ação do vento. Durante a noite, a camada superficial esfria mais rapidamente que a camada de fundo, tornando-se mais densa e facilitando a mistura de toda a massa líquida através da convecção (ARAÚJO, 1993). Segundo MARA (1976), temperaturas entre 30 e 35 °C, ou mais elevadas, podem ser medidas na camada de 30 a 50 cm abaixo da superfície do líquido. Já, DE OLIVEIRA (1990) observou que as máximas temperaturas ocorriam nos 35 cm superiores; a temperatura abaixo desse nível era constante.

Nas lagoas facultativas durante a maior parte do dia, prevalecem as condições aeróbias na maior parte da coluna líquida, devido principalmente a intensidade luminosa, gerando a produção de oxigênio molecular fotossintético e a reaeração superficial, podendo atingir a supersaturação no momento de maior intensidade luminosa. Durante a noite, cessada a fotossíntese, há um decréscimo

significativo da concentração de oxigênio, uma vez que as algas consomem oxigênio e há diminuição da ação dos ventos. Com isso, passa a prevalecer a condição anaeróbia na maior parte da coluna líquida (KELLNER e PIRES, 1998).

A lagoa facultativa pode variar bastante em sua coloração. Este fato está intimamente ligado aos aspectos do funcionamento do sistema. Portanto, um operador que tenha conhecimento técnico sobre esta variação será capaz de tomar as medidas necessárias o mais rápido possível para corrigir o possível defeito na operação.

3.5.2 Características do projeto

A profundidade tem relação direta com aspectos biológicos e hidrodinâmicos. Após o cálculo da área média pode-se determinar através da equação $h = v/A$, a profundidade e/ou volume da lagoa.

A profundidade das lagoas facultativas pode variar entre:

$h = 1,5$ a 3 m (VON SPERLING, 2002).

$h = 1,2$ a 2 m (JORDÃO e PESSOA, 1995) sendo recomendados $1,5$ m para lagoas primárias.

$h = 1$ m a $1,5$ (KELLNER e PIRES, 1998) indica profundidade de $1,0$ a $1,5$.

$h = 1,0$ e $2,0$ m (MARA, 1976; MARA e PEARSON, 1986).

$h = 1,5$ m (ELLIS, 1983) sendo a mais utilizada pois, essa profundidade permite a distinção das camadas.

$h = 1,7 - 2,0$ m. SILVA *et al.*, 1997, argumentam que as lagoas facultativas profundas são indicadas devido á redução de terreno de cerca de 50% em relação às rasas ($1,0 - 1,3$ m). Embora os aumentos nas taxas de decaimento de coliformes obtidos nas lagoas rasas sejam superiores aos observados em lagoas profundas, não foram suficientes para compensar a perda de volume causada pela diminuição da profundidade.

O tempo de detenção é um parâmetro de verificação, estando associado à atividade bacteriana. O tempo de detenção (t) pode ser calculado pela equação $t = v/Q$ (v – volume da lagoa; Q – vazão afluente).

O processo de tratamento ocorre em taxa mais lentas, necessitando de um tempo de detenção maior que costuma variar entre:

$t = 15$ a 45 dias (VON SPERLING, 2002).

$t = 17$ a 33 dias (JORDÃO e PESSOA, 1995).

$t = 20$ dias (KELLNER e PIRES, 1998).

Os menores tempos de detenção podem ser adotados em regiões de clima quente. Para locais com esgotos concentrados, o tempo de detenção tende a ser elevado (VON SPERLING, 2002).

A geometria da lagoa influencia em seu regime de escoamento, podendo este se aproximar mais do fluxo em pistão ou de mistura completa. A relação L/B é um importante critério para o dimensionamento de lagoas. Os valores variam entre:

L/B = 2 a 4 (VON SPERLING, 2002)

L/B = 2 a 5 (JORDÃO e PESSOA, 1995)

3.6. Lagoas de estabilização de maturação

As lagoas de maturação também chamadas de polimento, são reatores biológicos predominantemente aeróbios que tem a finalidade de “polir” o efluente tratado da lagoa de estabilização, principalmente facultativas ou de outros processos biológicos com pequena quantidade de matéria orgânica, tais como: lodo ativado, filtro biológico e reator UASB. Têm como objetivo principal reduzir organismos patogênicos a níveis aceitáveis, além de reduzir matéria orgânica e nutrientes solúveis.

Esse processo representa uma alternativa econômica, segura e ambientalmente correta para desinfecção de efluentes, em substituição aos métodos tradicionais como a cloração.

A remoção de material orgânico nessa lagoa é baixa, portanto, a carga orgânica aplicada às lagoas deve ser pequena. Necessita-se de duas lagoas em série, com tempo de detenção hidráulica de 7 dias cada para ser obtido um efluente com DBO_5 menor que 25 mg/L (MARA, 1976). Numa série de lagoas o tempo de

detenção hidráulica pode variar de 3 a 10 dias para cada lagoa de maturação (DE OLIVEIRA, 1990). Normalmente, têm-se lagoas de maturação projetadas em series ou únicas com chicanas pois, assim podem atingir elevada eficiência de remoção (FONSECA, 2005).

3.6.1 Descrição do processo

Como a lagoa tem baixa profundidade e recebe um efluente pré-tratado apresentando baixa turbidez e possibilita a penetração da luz solar até a camadas mais profundas, o que favorece a fotossíntese, assegurando predomínio de condições aeróbias e desta forma o efeito bactericida da luz solar. Além do mais, favorece a grande produtividade de algas e cionobactérias que através da fotossíntese geram alta concentração de oxigênio, garantindo dessa maneira a redução de patógenos (ARAÚJO, 1993).

A lagoa de maturação é dimensionada com o objetivo de redução dos organismos patogênicos. Verifica-se que a remoção de patógenos é devida ao tempo de exposição desses organismos às condições adversas do meio, como: temperatura elevada, alta insolação, alta penetração da radiação solar (radiação ultravioleta), elevada concentração de oxigênio dissolvido (condições aeróbias), redução do substrato (nutrientes orgânicos), competição vital e pH elevado (SILVA e MARA, 1979).

Para KELLNER e PIRES (1998), o pH é o principal responsável pela morte dos organismos patogênicos, acelerando o decaimento de coliformes termotolerantes quando atinge valores iguais ou superiores a 9,0. A temperatura também influencia bastante na eliminação da população bacteriana, devido às substâncias tóxicas produzidas pelo estímulo das atividades metabólicas das algas.

A elevação do pH na lagoa é devida à baixa concentração de carga orgânica, a qual é responsável pelas baixas taxas de metabolismo e de produção de gás carbônico e aumento da taxa de fotossíntese e de consumo de CO₂, conseqüentemente, aumentando o pH. Os valores de pH em torno de 9,5 são comuns em lagoas de maturação durante as horas iluminadas do dia, ficando por

volta de 8,5 durante a noite. Durante o dia elas também são susceptíveis a estratificação térmica, caso as condições climáticas sejam favoráveis (TRAJANO, 1999).

Durante o dia, ocorrem variações nas concentrações de oxigênio dissolvido e no pH, observando-se valores maiores nas horas mais iluminadas do dia.

As lagoas de maturação removem nutrientes solúveis, devido à relativa alta atividade de síntese algológica e também ao pH elevado, que favorece a volatilização da amônia e a precipitação do fosfato.

Ao realizarem a fotossíntese as algas consomem o CO₂ e liberam O₂ fazendo com que o pH aumente. Em pH alto (superior a 8) um percentual maior de amônia fica na forma volátil não ionizada (NH₃), favorecendo a redução dos teores deste nutriente. Mesmo assim, o efluente de lagoas de estabilização pode apresentar elevadas concentrações de amônia. Uma concentração maior do que 2,0 mg/LN é considerada alta para a criação de peixes (VON SPERLING, 1996; COINTREAU *et al.*, 1987; BARTONE & KHOURI, 1988; apud PEREIRA, 2000).

Para SILVA e MARA (1979) o efluente tratado em lagoas de estabilização possui grande quantidade de algas (sólidos suspensos), que possuem 50% de proteínas, o que lhes confere alto valor nutritivo mas, quando lançadas nos cursos d'água causam a chamada "poluição verde".

3.6.2 Características do projeto

As cargas orgânicas aceitas nas lagoas de maturação são normalmente menores que 100 kgDBO/ha.d.

As lagoas são projetadas com baixa profundidade com o objetivo de maximizar a penetração dos raios ultravioleta e a produção fotossintética. Quanto mais rasa for a lagoa, maior será a penetração da radiação solar e, conseqüentemente, maior será a taxa de decaimento bacteriano (MOELLER e

CALKINS, 1980; MAYO, 1989). Entretanto, a diminuição da profundidade necessitará de maior área para um mesmo volume.

Segundo a literatura a profundidade nas lagoas de maturação costuma variar entre:

$h = 0,8$ a $1,0$ m (VON SPERLING, 2002).

$h = 0,6$ e $1,5$ m (JORDÃO e PESSOA, 1995).

$h = 1,0$ a $2,0$ m (MARA e PEARSON, 1986).

Para KELLNER e PIRES (1998) essas lagoas apresentam pequena profundidade, geralmente igual a da lagoa facultativa às quais estão associadas, variando de $1,0$ a $1,5$ m.

O tempo de detenção é o principal parâmetro de projeto. Maiores tempos de detenção favorecem a eliminação de coliformes termotolerantes. O tempo de detenção (t) mínimo para cada lagoa costuma ser de:

$t = 3$ dias (VON SPERLING, 2002).

$t = 2$ dias (JORDÃO e PESSOA, 1995).

$t = 7$ dias (GLOYNA 1971 apud KELLNER e PIRES, 1998).

A geometria da lagoa influencia o seu regime de escoamento, podendo este se aproximar mais do fluxo em pistão ou de mistura completa. A relação L/B é um importante critério para o dimensionamento de lagoas. VON SPERLING (2002) diz que para lagoas chicaneadas em célula única esta relação deve ser maior que 10; para sistemas com mais de três lagoas, essa deve variar entre 1 e 3.

3.7 Lagoas em série

Arranjos de lagoas em série são mais eficientes do que uma única lagoa com o mesmo tempo de detenção total portanto, necessita de menor área. Geralmente compreendem uma lagoa anaeróbia, seguida de uma facultativa e de lagoas de maturação ou apenas uma lagoa facultativa seguida de lagoas de maturação (MARA e PEARSON, 1986). Quando uma lagoa anaeróbia é associada a uma lagoa

facultativa, aumenta a eficiência do tratamento e ocupa uma área inferior, cerca de 2/3 da requisitada para uma lagoa facultativa (VON SPERLING, 2002).

O tipo e o número de lagoas numa série geralmente são determinados pelo grau de tratamento do efluente final, pelas condições ambientais da localidade e pela habilidade do projetista, que promovem bom desempenho associado a um menor custo (DE OLIVEIRA *et al*, 1996).

As lagoas em série se aproximam de um reator de carga não dispersa que, comprovadamente, é mais eficiente que um reator de carga totalmente dispersa (TRAJANO, 1999).

O acréscimo de lagoas em uma série aumenta a eficiência do sistema, principalmente se conseguirem tempos de detenção iguais em cada unidade (DE OLIVEIRA, 1990).

É considerada uma falha de engenharia a construção de sistema de tratamento de águas residuárias constituído por uma única lagoa de estabilização, com objetivo da remoção de patógenos (SILVA e MARA, 1979).

3.8. Manutenção e operação

A manutenção das lagoas de estabilização é relativamente fácil pois, consiste principalmente, na retirada da camada flutuante de lodo que é gerado diariamente decorrente das atividades bioquímicas existente no reator. Sua retirada é imprescindível para uma maior eficiência do tratamento. A limpeza da caixa de areia também é muito importante pois, caso não seja retida, favorecerá o aterramento da lagoa, além do controle da vegetação aquática, dos mosquitos, de odores e do destino do lodo.

A camada flutuante de lodo é o resultado da flotação do lodo que se encontra no fundo da lagoa e da floculação de partículas em suspensão. Localiza-se geralmente nas extremidades das lagoas, formando uma camada espessa na

superfície que evita a passagem de radiação solar e provoca maus odores. É imprescindível a sua retirada da lagoa para assegurar um eficiente tratamento.

Em relação à operação das lagoas, está consiste em verificar o funcionamento do sistema através do monitoramento da chegada do esgoto na estação de tratamento e os produtos obtidos, tais como, lodo, gases e efluente, medindo a sua eficiência e acompanhando as variações do ciclo diário do sistema.

Já o projeto e a sua execução são fundamentais para a eficiência do tratamento, sendo necessária uma atenção especial para a carga orgânica aplicada, tempo de detenção hidráulica, forma, profundidade, ação dos ventos e posição dos dispositivos de entrada e saída, cuidando para que não ocorram “curtos-circuitos hidráulicos” (correntes formadas na massa líquida, que fazem com que os esgotos sigam essas correntes sem se misturar na lagoa e sem sofrer o tratamento previsto); nem “zonas mortas” (lugares na massa líquida em que não ocorre renovação da água).

Dentre os fatores físicos que mais influem no bom desempenho dos projetos citados na literatura, é a profundidade, o qual está relacionado com o volume, conseqüentemente a área da lagoa e o tempo de detenção, e a influência do meio externo, tais como, vento e luz. Com relação às características operacionais, a carga orgânica aplicada e o tempo de detenção hidráulico são os mais importantes.

Abaixo segue uma listagem dos principais aspectos que devem ser levados em conta na locação das lagoas de estabilização, adaptando de ARCEIVALA, 1981 e SILVA, 1994 citados por VON SPERLING, 2002:

a) Disponibilidade de área: a disponibilidade pode conduzir à seleção do tipo de lagoa a ser adotado.

b) Localização da área em relação ao local de geração dos esgotos: a maior proximidade reduz os custos de transporte de esgotos.

c) Localização da área em relação ao corpo receptor: a maior proximidade reduz os custos de transporte dos esgotos tratados ao local de destinação final.

d) Localização da área em relação às residências mais próximas: as lagoas anaeróbias necessitam de um afastamento mínimo em torno de 500 m das residências mais próximas, em função da possibilidade de maus odores; as outras lagoas podem ter afastamento mais reduzido.

e) Cotas de inundação: deve-se verificar se o terreno é inundável e a que nível chegam as inundações para a definição da altura dos taludes.

f) Nível do lençol freático: o nível do lençol freático pode determinar o nível de assentamento das lagoas e a necessidade de impermeabilização do fundo.

g) Topografia da área: a topografia da área tem grande influência no movimento de terra e, em outras palavras, no custo da obra; áreas pouco íngremes são preferidas.

h) Forma da área: esta influencia o arranjo das diversas unidades em planta; pode-se aproveitar as curvas de nível, desde que de forma suave, evitando-se a criação de zonas mortas.

i) Características do solo: o tipo de solo tem grande influência no planejamento da compensação entre o corte e o aterro, na necessidade de material de empréstimo, na inclinação dos taludes, nos custos da obra (ex: pedras) e na necessidade de impermeabilização do fundo.

j) Ventos: a localização da lagoa deve permitir o livre acesso do vento, garantindo uma mistura suave na lagoa.

l) Condições de acesso: o acesso das equipes de obra e das futuras equipes de operação e manutenção não deve ser difícil.

m) Facilidades de aquisição do terreno: dificuldade na desapropriação de áreas pode ser um elemento de inviabilização da locação da lagoa na área pretendida.

n) Custo do terreno: em áreas urbanas ou próximas a áreas urbanas ou de algum elemento de importância, o custo do terreno pode ser bastante elevado, conduzindo à necessidade de se adotar soluções mais compactas.

3.9 Eficiência das lagoas de estabilização

O sistema de lagoas de estabilização possui uma grande eficiência na remoção de patógenos mas, para os padrões estabelecidos pelos países desenvolvidos, produz altas quantidades de sólidos suspensos e DBO (mais de 30 mg/L de sólidos suspensos e 30 mg/L de DBO) (LEON & MOSCOSSO, 1999 apud PEREIRA 2000). Porém, havendo uma separação de algas, estas concentrações podem ser reduzidas à metade.

A avaliação de qualquer processo de tratamento é baseada na análise dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos do início e do final do tratamento, calculando o percentual de eficiência de redução dos parâmetros pré - estabelecidos. Os parâmetros mais utilizados para avaliar a eficiência do processo de tratamento são a DBO, que caracteriza a carga orgânica e o número de coliformes termotolerantes, que caracteriza a contaminação microbiológica. Também tem importância os sólidos e os nutrientes, nitrogênio e fósforo.

A eficiência ou percentagem de remoção de um poluente qualquer é dada pela fórmula:

$$E = \frac{C_o - C_e}{C_o} \cdot 100$$

onde:

E = eficiência de remoção (%)

C_o = concentração afluente do poluente (mg/L)

C_e = concentração efluente do poluente (mg/L)

Segundo MARA *et al.* (1992), um sistema de lagoas bem dimensionado e operado pode alcançar mais de 90% de remoção de matéria orgânica e até 99,999% de remoção de organismos termotolerantes. Afirmam ainda que águas residuárias

concentradas de agroindústrias (abatedouros, laticínios e enlatados, por exemplo) podem facilmente ser tratadas em lagoas de estabilização.

Na eficiência do sistema de tratamento de lagoas de estabilização em relação a sustentabilidade ambiental, necessita-se da utilização dos parâmetros comumente analisados no sistema de tratamento de esgotos e disponíveis nas normas de controle ambiental do CONAMA, resolução nº 357 de 17 março de 2005. Os parâmetros são utilizados como limites para a classificação de águas e de lançamento de efluentes no ambiente.

O uso de efluentes tratados na irrigação deve obedecer aos padrões da OMS (1989) que estabelece um limite máximo de 1000 coliformes termotolerantes por 100 mL para irrigação irrestrita com águas servidas e menos de 1 ovo de nematóides por litro.

3.9.1 Remoção de microrganismos patogênicos

Os principais organismos presentes nas águas residuárias são protozoários, vírus, bactérias, fungos, algas, grupos de plantas e de animais.

Do ponto de vista de saúde, o interesse é a remoção dos contaminantes de maior preocupação que são organismos patogênicos: vírus, bactérias, protozoários e helmintos que podem estar no esgoto. Mas, as bactérias constituem o elemento mais importante desse grupo de organismos, visto que são responsáveis pela decomposição e estabilização da matéria orgânica, tanto na natureza como nas unidades de tratamento biológico. O quadro 3.1, apresenta a descrição desses organismos presentes no esgoto doméstico.

Quadro 3.1 - Características dos principais organismos do esgoto doméstico.

Microorganismo	Características
Bactérias	Organismos protistas unicelulares que se apresentam em várias formas e tamanhos. São os principais responsáveis pela estabilização da matéria orgânica, possuindo alguns indivíduos patogênicos.
Fungos	Organismos aeróbios, multicelulares, não fotossintéticos, heterotróficos, podendo crescer em condições de baixo pH. São também de grande importância na decomposição de matéria orgânica.
Protozoários	Organismos unicelulares, sem parede celular, sendo a maioria aeróbia ou facultativa. Alimentam-se de bactérias, algas e outros microorganismos. São essenciais no tratamento biológico para manutenção de um equilíbrio entre os diversos grupos. Alguns são patogênicos.
Vírus	Organismos parasitas, formados pela associação de material genético (DNA ou RNA) e uma carapaça protéica. Causam doenças e podem ser de difícil remoção no tratamento da água ou do esgoto.
Helmintos	Animais superiores. Os ovos de helmintos presentes nos esgotos podem causar doenças.

Fonte: adaptado de Sperling, 2005.

Como é difícil detectar e quantificar os organismos patogênicos, a sua remoção é avaliada através de remoção de bactérias indicadoras. Os coliformes termotolerantes são típicos do intestino do homem e de outros animais de sangue quente, e justamente por estarem sempre presentes no excremento humano, e de simples determinação, são adotados como referência para indicar e medir a intensidade da contaminação da água por fezes.

Embora muitas teorias tenham sido formuladas sobre os mecanismos de remoção de coliformes termotolerantes em sistemas de lagoas, ainda não se consegue explicar claramente esse decaimento. Alguns fatores como elevados valores de pH resultantes da utilização de dióxido de carbono pelas algas, o efeito bactericida da luz solar, o tempo de detenção hidráulica e a competição por nutrientes têm sido relacionados como fatores que influenciam na taxa de mortalidade e remoção de coliformes termotolerantes em sistemas de lagoas (MALINA Jr. e YUSEF, 1962; JAMES, 1987 apud TRAJANO 1999). Além desses fatores podemos considerar a temperatura da água, a sedimentação, o oxigênio

dissolvido, a concentração de algas, a competição e a presença de predadores (LEON & MOSCOSSO, 1999 apud PEREIRA, 2000).

Para MARA e PEARSON, 1998, os parâmetros temperatura, insolação, pH, escassez de alimentos, organismos predadores, competição, compostos tóxicos, sedimentação e tempo de contato são fatores que influenciam o processo de remoção de bactérias, vírus e outros organismos. Esses fatores ficam mais evidentes em lagoas de maturação, tais como: intensa radiação ultravioleta, pequena quantidade de matéria orgânica, pH > 9,0 e competição devido ao aumento da concentração de oxigênio dissolvido que favorece as bactérias aeróbias (FONSECA, 2005).

Entretanto, em lagoas anaeróbias a remoção de bactérias ocorre principalmente por sedimentação dos sólidos carregando consigo as bactérias (MARA e PEARSON, 1998).

Outro fator que melhora a eficiência da remoção de bactérias em lagoas de estabilização é quando estão dispostas em série em vez de uma única lagoa com o mesmo tempo de detenção hidráulica (MARAIS 1974 apud MACEDO, 2005).

Segundo DAVIS e GLOYNA (1972 apud MACEDO, 2005) afirmam que a grande diversidade de algas nas lagoas favorece o aumento da taxa de decaimento bacteriano, o que é mais evidente em lagoas com pequena turbidez.

POLPRASERT *et al.* (1983) verificaram que o decaimento bacteriano em lagoas de estabilização, em escala piloto e real, é um complexo fenômeno envolvendo vários fatores ambientais e interações entre microrganismos, e indica a temperatura, as concentrações de algas, a carga orgânica e a intensidade de radiação ultravioleta que também participam do processo como os principais parâmetros a serem analisados.

Segundo DE OLIVEIRA (1990), aplicando técnica de análise multivariada (componentes principais) em lagoas profundas em série (2,20 m), demonstrou-se

que a diminuição dos coliformes termotolerantes é devida principalmente ao componente associado ao tempo de detenção.

PEARSON *et al.* (1987) verificaram que valores de pH de aproximadamente 9 ou acima podem desempenhar um papel crítico na aceleração do decaimento de coliformes termotolerantes em lagoas de estabilização.

Segundo CURTIS *et al.* (1992) a luz de comprimento de onda entre 425-700 nm pode danificar a bactéria termotolerante por ser absorvido por substâncias húmicas, destruindo a membrana interna e promovendo a sua foto-oxidação, também verificado por MECKES 1982 apud MAYO, 1995. Além disso, FUJIOKA (1981) e KAPUSCINSKI e MITCHELL (1983) apud MAYO, 1995, reportam que a luz visível também pode destruir coliformes. Entretanto, MOELLER e CALKINS 1980 apud MAYO, 1995 relatam que a penetração da radiação solar ultravioleta no corpo da águas residuárias é aproximadamente de 3 a 5% abaixo de 20 cm, e de 1 a 2% abaixo de 30 cm.

As lagoas de estabilização apresentam excelente eficiência de tratamento na remoção de organismo patogênicos, segundo VON SPERLING (2002). O sistema de lagoas de maturação é capaz de atingir a eficiência de remoção de bactérias de 99,9999%; isto equivale a obter valores menores do que 1000 coliformes termotolerantes em 100 mL de efluentes. Isto ocorre, devido as lagoas de estabilização apresentarem condições desfavoráveis a esses microorganismos; tais como: concentração elevada de oxigênio dissolvido, pH elevado, favorecimento a penetração da radiação ultravioleta na coluna líquida e temperatura elevada, na qual a faixa ideal para atividade biológica ocorre entre 25 e 35°C.

A remoção de coliformes termotolerantes em lagoas facultativas primárias de estabilização, em escala-piloto, estudadas por SILVA (1982) variou entre 94 e 99,5% sendo relacionada diretamente ao tempo de detenção hidráulica. Os valores de coliformes termotolerantes nos efluentes destas lagoas variaram entre $3,0 \times 10^5$ e $2,2 \times 10^6$ UFC/100 mL. Já em lagoas facultativas secundárias com tempo de detenção hidráulica entre 3,2 e 5,5 dias a remoção era de 55 a 89% para coliformes termotolerantes

Estudo realizado no Nordeste brasileiro (SILVA e MARA, 1979) mostra que uma série de cinco lagoas com TDH ≥ 20 dias, pode produzir efluentes virtualmente livres de microrganismos patogênicos. Também a eliminação de *Ascaris lumbricóides* pode ser alcançada com um reator com TDH ≥ 5 dias.

A Tabela 3.3 mostra dados de efluentes finais de lagoas de estabilização com TDH de 25 dias, em diferentes países, em relação a coliformes termotolerantes em 100 mL.

Tabela 3.3 – Qualidade do efluente final da estabilização com TDH de 25 dias.

Localização das lagoas	n° de lagoas em série	Coliformes termotolerantes/100 mL
Melbourne – Austrália	8 – 1	100
Extrabes – Brasil	5	30
Cagolin – França	3	100
Amã – Jordânia	9	30
Lima – Peru	5	100
Tunis – Tunísia	4	200

Fonte: HESPANHOL, 1997 apud ARAÚJO, 2000.

Nenhum sistema convencional pode competir em termos de eficiência de remoção de patógenos com a obtida em lagoas; a menos que se adicione o processo de desinfecção do efluente, que aumenta o custo e os sistemas de operação e manutenção são complexos.

Sabendo-se que as águas residuais do tipo doméstico têm bactérias na ordem de 10^{10} /100 mL, observa-se na América Latina um valor comum de concentração de organismo indicador de coliformes termotolerantes nas águas residuais brutas de 10^8 /100 mL.

3.9.2 Remoção de matéria carbonácea

A remoção de matéria carbonácea é avaliada, principalmente, através de remoção da DBO₅. A DBO₅ é a demanda bioquímica de oxigênio a 20 °C, aos 5 dias

e é uma medida da matéria orgânica biodegradável nos esgotos por processos bioquímicos, que mede a quantidade de oxigênio requerida para estabilizar a matéria orgânica (VON SPERLING, 2005). A DBO é utilizada para indicar o grau de poluição de um esgoto ou de um corpo aquático.

Quando a degradação ocorre quimicamente é denominada de demanda química de oxigênio (DQO) e este parâmetro mede a quantidade de oxigênio necessária para oxidação química, através de um oxidante específico que degrada a matéria orgânica em condições específicas (APHA *et al.*, 1992). É um parâmetro para determinar o grau de poluição de matéria orgânica independentemente de ser ou não biodegradável e sem a participação de organismos vivos. Portanto, os resultados dos testes de DQO são sempre maiores do que os de DBO₅, geralmente o dobro em esgotos domésticos. A grande vantagem da DQO é o curto espaço de tempo necessário para a realização do teste, no máximo 4 horas contra 5 dias da DBO₅.

A composição química do esgoto doméstico é variável mas, os grupos de substâncias orgânicas presentes na matéria orgânica do esgoto são constituídos principalmente por: proteínas (65%), carboidratos (25%), gordura e óleos (10%) e em menor parte por uréia, surfactantes, fenóis entre outros. São importantes meio de cultura para as bactérias e responsáveis pela sua putrescibilidade, além de ser biodegradado aerobicamente nos corpos d'água, causando déficit de oxigênio.

De acordo com os níveis de matéria orgânica podemos classificar os esgotos domésticos em fraco (< 200 mg/L DBO₅), médio (350 mg/L DBO₅), forte (500 mg/L DBO₅) e muito forte (> 750 mg/L DBO₅), segundo SILVA e MARA, 1979. Em países áridos e semi-áridos, o uso de água é freqüentemente bastante baixo e os esgotos tendem a ser concentrado.

As lagoas de estabilização apresentam eficiência muito boa na remoção da matéria carbonácea, segundo VON SPERLING (2002), apresenta-se em torno de 75 a 85% e, dependendo do sistema estudado, poderá apresentar no seu efluente final uma DBO geralmente na faixa de 30 a 50 mg/L. Para MARA *et al.* (1992), um

sistema de lagoas bem dimensionado e operado pode alcançar mais de 90% de remoção de matéria orgânica.

Segundo PEARSON (1987 apud Trajano 1999), uma lagoa facultativa primária apresenta remoção de DBO entre 60 e 80%. De acordo com PESCOD e MARA 1988 apud TRAJANO 1999, a remoção nessas lagoas é proporcional à carga orgânica superficial aplicada estando usualmente entre 70 a 80%. Já SILVA (1982) determinou uma remoção média na faixa de 75% para a carga orgânica superficial de DBO variando de 162 a 577 kg DBO₅/ha.dia e tempo de detenção hidráulica entre 6,3 e 18,9 dias. Os valores médios de DBO₅ nos efluentes dessas lagoas variaram entre 40 e 76 mg/L. Em lagoas facultativas secundárias a remoção de DBO devida à sedimentação é muito baixa entre 15 e 30% predominando o mecanismo da degradação biológica.

3.9.3 Remoção de nitrogênio

O nitrogênio está presente em águas residuárias sob quatro formas principais: nitrogênio amoniacal (íon amônio: NH₄⁺ + gás amoníaco: NH₃), nitrogênio orgânico (N-Orgânico), nitrito (NO₂⁻) e nitrato (NO₃⁻). Em águas residuárias domésticas está presente principalmente como nitrogênio amoniacal (em torno de 60%) e nitrogênio orgânico (em torno de 40%), nitrito e nitrato ocorrem em pequenas quantidades, que representam menos de 1% do nitrogênio total (BARNES e BLISS, 1983 apud SILVA, 1994). A Tabela 3.4 apresenta o conteúdo típico das formas de nitrogênio em águas residuárias domésticas de diferentes concentrações.

Quadro 3.4 – Formas de nitrogênio em águas residuárias domésticas.

Constituinte	Concentração (mg N/L)		
	Forte	Média	Fraca
Água residuária			
Nitrogênio Total	85	40	20
Nitrogênio Amoniacal	50	25	12
Nitrogênio orgânico	35	15	8
Nitrito	0	0	0
Nitrato	0	0	0

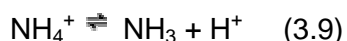
Fonte: METCALF e EDDY (1979 apud SILVA 1994).

REEVES (1972) relata concentrações típicas de nitrogênio amoniacal em esgotos domésticos entre 22 e 32 mg/L. Nos Estados Unidos, a EPA (1975) cita como concentrações típicas valores entre 15 e 50 mg/L. Citando diversas fontes, HORAN 1989 apud SILVA 1994 relatam concentrações que variam entre 22 e 100 mgN/L, em várias regiões do mundo. Na região Nordeste do Brasil, em Campina Grande, SILVA (1982) e DE OLIVEIRA (1990) referem-se a concentrações em torno de 45 mgN/L.

Os mecanismos de remoção de nitrogênio do meio aquático são:

- Volatilização da amônia
- Assimilação pela biomassa de algas
- Nitrificação e desnitrificação biológica
- Sedimentação

O nitrogênio amoniacal presente no corpo aquático está sob as formas gasosa (NH_3) e iônica (NH_4^+) em equilíbrio representado pela equação 3.9. A concentração de cada espécie depende do deslocamento do equilíbrio, o qual é influenciado pela concentração de íons de hidrogênio no meio (pH) e pela temperatura (REED, 1985).



A porcentagem das formas do nitrogênio amoniacal na água a 25 °C em função do pH é observado na Figura 3.3. Observa-se um equilíbrio das duas formas em um pH 9,2.

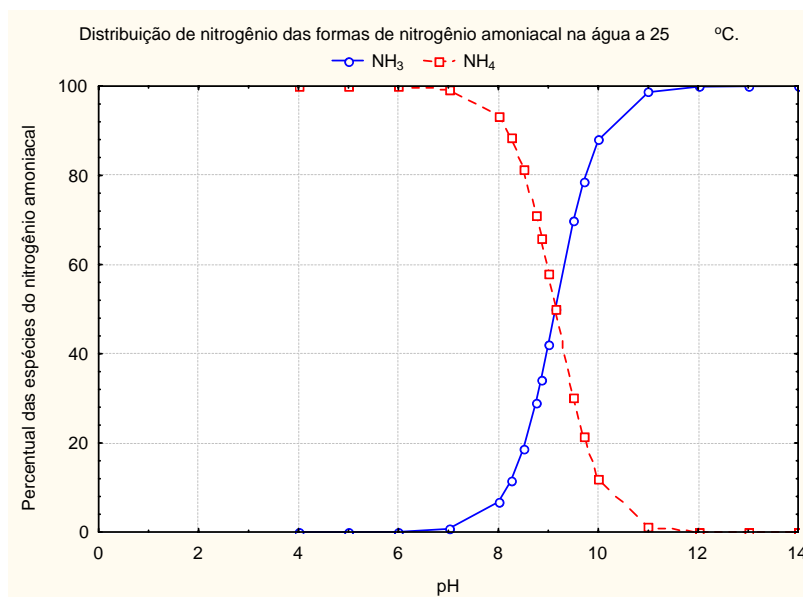


Figura 3.3 – Porcentagem das formas de nitrogênio amoniacal na água a 25 °C em função do pH.

Fonte: Manual do eletrodo de nitrogênio amoniacal da Orion Research Incorporated – USA, apud PEDROZA, 2000.

A remoção do nitrogênio amoniacal é realizado através da oxidação na presença de oxigênio molecular, para nitrito e em seguida para nitrato pela ação de bactérias nitrificantes, nitrosomonas e nitrobacter respectivamente.

A eficiência na remoção de nitrogênio está relacionada às condições ambientais e operacionais da lagoa, tais como grau de mistura no reator, radiação solar, pH, temperatura, tempo de detenção hidráulica e carga orgânica.

3.7 Sistemas de lagoas de estabilização no Rio Grande do Norte

A grande Natal possui lagoas de estabilização nos municípios de São Gonçalo do Amarante, Jardim Lola I e Jardim Lola 2 e em Natal, Beira Rio, Ponta Negra, Quintas, Bom Pastor e Distrito Industrial de Natal.

O Estado do Rio Grande do Norte possui atualmente setenta e quatro lagoas de estabilização que tratam esgotos domésticos. A sua maioria foi construída pela CAERN, outras pelas próprias prefeituras ou SAEs (Serviços de Água e Esgoto)

municipais, com configurações predominantes de lagoas em série; a sua maioria é constituída de uma lagoa facultativa primária seguida de lagoas de maturação.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Localização dos sistemas experimentais

Os sistemas de tratamento de esgotos domésticos em estudo estão situados na região norte metropolitana de Natal. Consistem em três sistemas de tratamento de esgotos domésticos, em escala real, situados em área de mangue, no estuário do rio Potengi, na margem esquerda do rio, e praticamente estão ao nível do mar. A maior delas, denominada ETE de Beira Rio, localiza-se ao lado direito da BR-101, no bairro de Igapó, próximo à ponte que liga as zonas norte e sul. As outras duas localizam-se do lado esquerdo da BR-101, no bairro de Jardim Lola, município de São Gonçalo do Amarante, na grande Natal (ETE's de Jardim Lola-1 e Jardim Lola-2). A Figura 4.1 mostra a localização geográfica dos três sistemas de tratamento de esgoto.

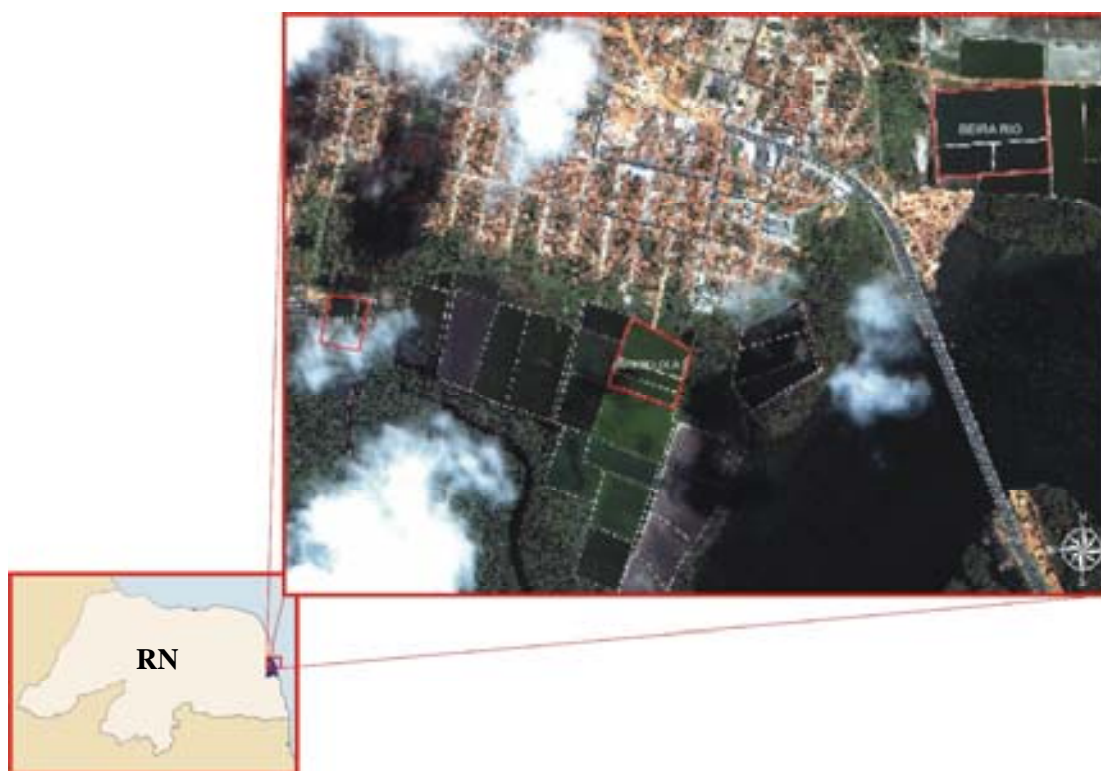


Figura 4.1 – Localização geográfica dos três sistemas de tratamento de esgoto da Zona Norte de Natal-RN, com vista de imagem de satélite LANDSAT do rio Potengi.

4.2 Descrição dos sistemas experimentais

4.2.1 Estação de tratamento de esgoto doméstico Beira Rio

O sistema é alimentado por um esgoto bruto proveniente da rede coletora de esgotos sanitários da sua respectiva bacia contribuinte, sendo tipicamente domiciliar proveniente de população predominantemente de baixa renda, a qual está bem próxima da estação de tratamento de esgoto. As Figuras 4.2 e 4.3 mostram as vistas aérea e de satélite da ETE de Beira Rio (situada nas coordenadas geográficas: latitude $5^{\circ}46'35''$ norte e longitude $35^{\circ}15'48''$ leste).



Figura 4.2 – Vista aérea da ETE de Beira Rio (Fonte: Ronaldo Diniz, 2005).



Figura 4.3 – Vista do Satélite IKONOS da ETE Beira Rio com os pontos de coleta.

O sistema Beira Rio recebe contribuição de aproximadamente 2500 ligações. Após a reunião no último poço de visita da bacia, o esgoto bruto é conduzido através de emissários, por gravidade, até a entrada da estação de tratamento, onde ocorre tratamento preliminar através de grades e caixas de areia (Figura 4.4).



Figura 4.4 – Vista do tratamento preliminar da ETE Beira Rio.

O tratamento consiste de três lagoas em série, sendo uma lagoa facultativa primária (LFP), com três entradas superficiais de afluentes, seguida de duas lagoas de maturação (LM_1 e LM_2), com duas entradas superficiais de afluentes, cujas características físicas e operacionais, conforme dados de projeto, estão destacadas na Tabela 4.1 (ARAÚJO *et al*, 2002).

A alimentação das lagoas facultativa e de maturação é feita por gravidade, através de tubulações de PVC rígido de 300 mm de diâmetro que permitem a descarga do afluente aproximadamente 15 cm abaixo da superfície livre do líquido, através de um “te” de 300 mm conectado à tubulação de saída.

Tabela 4.1 – Características físicas e operacionais dos sistemas da ETE de Beira Rio.

Características	Lagoas		
	LFP	LM1	LM2
Comprimento (m)	255	122	122
Largura (m)	122	55	55
Profundidade (m)	1,5	1,3	1,3
Área (m ²)	31110	6710	6710
Volume (m ³)	46665	8723	8723
λ_s (kgDBO/ha.d) *	170	-	-
TDH (d) **	31	6	6
Vazão (m ³ /d) ***	1500	-	-

* λ_s - Carga orgânica superficial de projeto baseada numa DBO do esgoto bruto de 350mg/L;

** TDH - Tempo de detenção hidráulica de projeto;

*** Vazão de projeto.

Esse sistema foi implantado pela Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte (CAERN) na área de mangues e da antiga salina do rio Potengi, para receber todo o esgoto do bairro de Igapó porém, hoje só recebe uma parte dessa população. A estação é cercada porém, os portões encontram-se danificados, sendo operada e monitorada até hoje pela CAERN. É a maior estação de tratamento estudada.

O destino final do efluente da estação (Figura 4.5) é descartado por uma tubulação em área de mangue, ficando retido nos declives do terreno até a maré subir; quando ocorre um aumento do volume de água do estuário do rio Potengi, suficiente para atingir a região banhada pelos efluentes e carregá-los para o seu leito.

Esse sistema de tratamento não possui laboratório, apenas um operador para retirar o lodo flutuante gerado no processo de tratamento (grade, caixa de areia e espuma).



Figura 4.5 – Vista do ponto de lançamento do efluente tratado da ETE de Beira Rio.

A Figura 4.6 mostra o detalhe esquemático do sistema experimental em escala real, destacando o fluxo de alimentação das lagoas e os quatro pontos de coleta das amostras.

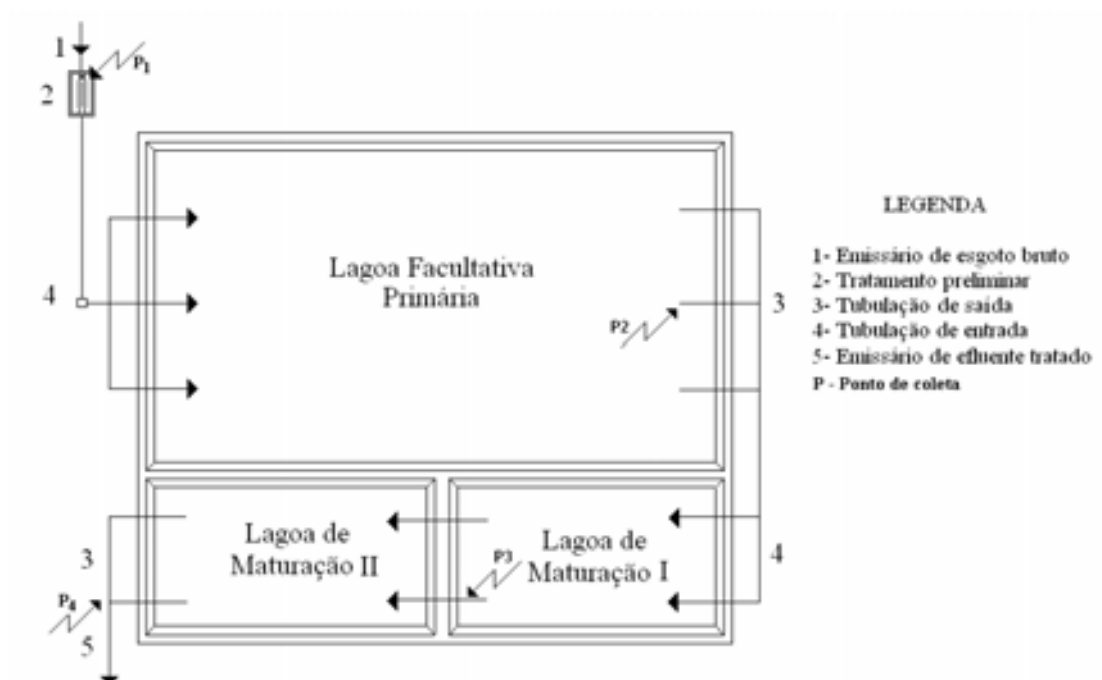


Figura 4.6 – Desenho esquemático da ETE Beira Rio destacando o fluxo de alimentação das lagoas.

4.2.2 Estação de tratamento de esgoto doméstico Jardim Lola I

O sistema é alimentado com esgoto bruto proveniente da rede coletora de esgotos sanitários da sua respectiva bacia contribuinte (Bacia 4), com características tipicamente domésticas proveniente de população predominantemente de baixa renda, a qual está bem próxima da estação de tratamento de esgoto. As Figuras 4.7 e 4.8 mostram as vistas da ETE de Jardim Lola I (situada nas coordenadas geográficas latitude 5°46'52" norte e longitude 35°15'15" leste). O sistema Jardim Lola I recebe contribuição de aproximadamente 1600 ligações. Após a reunião no último poço de visita da bacia, o esgoto bruto é conduzido através de emissários, por gravidade, até a entrada da estação de tratamento onde ocorre tratamento preliminar através de grades e caixas de areia (Figura 4.9).



Figura 4.7 – Vista aérea da ETE de Jardim Lola I (FONTE: Ronaldo Diniz, 2005).



Figura 4.8 – Vista do Satélite IKONOS da ETE Jardim Lola I com os pontos de coleta.



Figura 4.9 – Vista do tratamento preliminar da ETE Jardim Lola I.

O sistema de tratamento é constituído por três lagoas em série, sendo uma lagoa facultativa primária (LFP) com duas entradas superficiais de afluentes, seguida de duas lagoas de maturação (LM₁ e LM₂) com uma entrada superficial de afluente, cujas características físicas e operacionais, conforme dados de projeto, estão destacadas na Tabela 4.2 (ARAÚJO *et al*, 2002).

A alimentação das lagoas facultativa e de maturação é feita por gravidade, através de tubulações de PVC rígido de 300 mm de diâmetro que permitem a descarga do afluente aproximadamente 15 cm abaixo da superfície livre do líquido, através de um “te” de 300 mm conectado à tubulação de saída.

Tabela 4.2 – Características físicas e operacionais dos sistemas da ETE de Jardim Lola I.

Características	Lagoas		
	LFP	LM1	LM2
Comprimento (m)	158	158	158
Largura (m)	70,5	28	28
Profundidade (m)	1,2	1,2	1,2
Área (m ²)	11139	4424	4424
Volume (m ³)	13366	5308	5308
λ_s (kgDBO/ha.d) *	400	-	-
TDH (d) **	15	6	6
Vazão (m ³ /d) ***	887	-	-

* λ_s - Carga orgânica superficial de projeto baseada numa DBO do esgoto bruto de 350mg/L;

** TDH - Tempo de detenção hidráulica de projeto;

*** Vazão de projeto.

Foi implantada pela prefeitura municipal de São Gonçalo do Amarante em área de mangues do estuário do Potengi, para receber uma parte do esgoto do bairro de Jardim Lola. A estação é cercada parcialmente porém, os portões encontram-se danificados, sendo operada e monitorada desde o início de sua implantação até o presente momento pela Companhia de Água e Esgoto do Rio Grande do Norte – CAERN.

O destino final do efluente da estação (Figura 4.10) é descartado por uma tubulação em área de mangue.

Esse sistema de tratamento não possui laboratório, apenas um operador para retirar o lodo flutuante gerado no processo de tratamento (grade, caixa de areia e espuma).



Figura 4.10 – Vista do ponto de lançamento do efluente tratado da ETE de Jardim Lola I.

A Figura 4.11 mostra o detalhe esquemático do sistema experimental, destacando o fluxo de alimentação das lagoas e os quatro pontos de coleta das amostras.

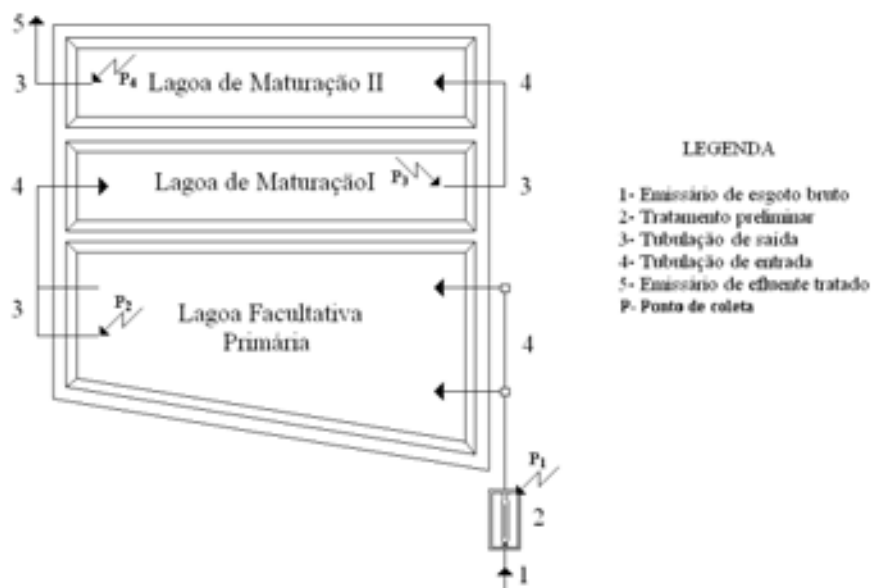


Figura 4.11 – Desenho esquemático da ETE Jardim Lola I destacando o fluxo de alimentação das lagoas.

4.2.3 Estação de tratamento de esgoto doméstico Jardim Lola II

O sistema é alimentado por um esgoto bruto proveniente da rede coletora de esgotos sanitários da sua respectiva bacia contribuinte (Bacia 3), com características domésticas proveniente de população predominantemente de baixa renda, a qual está bem próxima da estação de tratamento de esgoto. As figuras 4.12 e 4.13 mostram as vistas aérea e de satélite da ETE de Jardim Lola II (situada nas coordenadas geográficas: latitude 5°46'49" norte e longitude 35°15'38" leste).



Figura 4.12 – Vista aérea da ETE de Jardim Lola II (FONTE: Ronaldo Diniz, 2005).



Figura 4.13 – Vista do Satélite IKONOS da ETE Jardim Lola II com os pontos de coleta.

O sistema Jardim Lola II recebe contribuição de aproximadamente 1300 ligações. Após a reunião no último poço de visita da bacia, o esgoto bruto é conduzido através de emissários, por gravidade, até a entrada da estação de tratamento, onde ocorre tratamento preliminar simplesmente através de caixas de areia (Figura 4.14).



Figura 4.14 – Vista do tratamento preliminar da ETE Jardim Lola II (FONTE: André Calado).

O sistema de tratamento é constituído por três lagoas em série, sendo uma lagoa facultativa primária (LFP), com uma entrada superficial de afluente, seguida de duas lagoas de maturação (LM_1 e LM_2) com uma entrada superficial de afluente, cujas características físicas e operacionais, conforme dados de projeto, estão destacadas na Tabela 4.3 (ARAÚJO *et al* 2002).

A alimentação das lagoas facultativa e de maturação é feita por gravidade, através de tubulações de PVC rígido de 300 mm de diâmetro que permitem a

descarga do afluente aproximadamente 15 cm abaixo da superfície livre do líquido, através de um “te” de 300 mm conectado à tubulação de saída.

Tabela 4.3 – Características físicas e operacionais dos sistemas da ETE de Jardim Lola II.

Características	Lagoas		
	LFP	LM1	LM2
Comprimento (m)	101	86	110
Largura (m)	59,5	20	20
Profundidade (m)	1,2	1,2	1,2
Área (m ²)	6009	1720	2200
Volume (m ³)	7210	2064	2640
λ_s (kgDBO/ha.d) *	400	-	-
TDH (d) **	9,5	2,8	3,5
Vazão (m ³ /d) ***	748	-	-

* λ_s - Carga orgânica superficial de projeto baseada numa DBO do esgoto bruto de 350 mg/L;

** TDH - Tempo de detenção hidráulica de projeto;

*** Vazão de projeto.

Foi implantada pela prefeitura municipal de São Gonçalo do Amarante em área de mangues do estuário do Potengi, para receber uma parte do esgoto do bairro de Jardim Lola. A estação é cercada parcialmente porém, os portões foram retirados, sendo operada e monitorada desde o início de sua implantação até o presente momento pela Companhia de Água e Esgoto do Rio Grande do Norte - CAERN

O destino final do efluente da estação é descartado por uma tubulação em área de mangue (Figura 4.15).

Esse sistema de tratamento não possui laboratório, apenas um operador para retirar o lodo flutuante gerado no processo de tratamento (grade, caixa de areia e espuma).



Figura 4.15 – Vista do ponto de lançamento do efluente tratado da ETE de Jardim Lola II.

A Figura 4.16 mostra o detalhe esquemático do sistema experimental, destacando o fluxo de alimentação das lagoas e os quatro pontos de coleta das amostras.

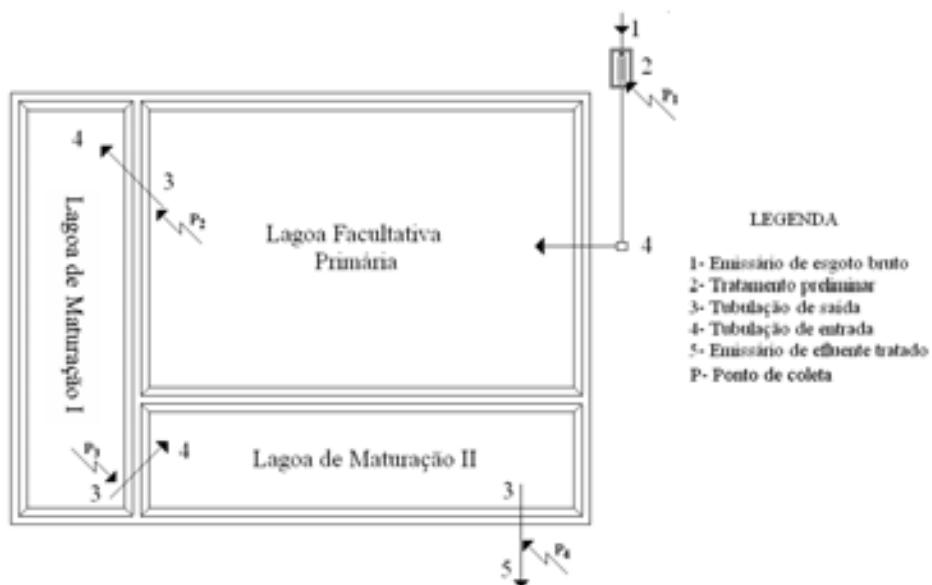


Figura 4.16 – Desenho esquemático da ETE Jardim Lola II destacando o fluxo de alimentação das lagoas.

4.3 Monitoramento dos sistemas experimentais

4.3.1 Amostragem dos efluentes

Para cada sistema de tratamento de esgoto domésticos foram coletadas quatro amostras; a primeira corresponde ao esgoto bruto que foi coletada durante o tratamento preliminar, antes da calha Parshall, enquanto que as três restantes foram coletadas vizinho as caixas de saída dos reatores, aproximadamente 30 cm abaixo da superfície livre do líquido das lagoas facultativa primária, de maturação 1 e de maturação 2, totalizando doze amostras por semana.

As amostras foram coletadas em frascos esterilizados de polietileno, de boca larga, com capacidade de um litro, além do frasco de DBO para determinação de oxigênio dissolvido. Em seguida, esses frascos foram acondicionados em recipiente térmicos, e transportados à temperatura ambiente aos laboratórios de Recursos Naturais do CEFET-RN, onde imediatamente se iniciavam os ensaios.

4.3.2 Frequência e horário das coletas

Os sistemas de tratamento de esgoto foram monitorados no período de seis meses, no período de maio a novembro de 2002, totalizando 20 coletas, as quais foram realizadas semanalmente principalmente nas quartas ou quintas-feiras. O monitoramento foi baseado na coleta de amostras pontuais de esgoto bruto e nos efluentes das lagoas entre 8:00 e 8:30 h no sistema Beira Rio; 8:40 a 9:10 h no sistema Jardim Lola-1; e 9:20 a 9:50 h no sistema Jardim Lola-2.

Em relação aos perfis ao longo do ciclo diário a fim de constatar as variações que a temperatura, o pH e o oxigênio dissolvido sofrem durante o dia nas lagoas de estabilização foram avaliadas, através da realização em cada sistema, de um perfil abrangendo os períodos matutino e vespertino (8:00 às 17:00 h). Essas análises foram realizadas em 28 de novembro de 2002, 05 de dezembro de 2002 e 12 de dezembro de 2002, nos sistemas de Beira Rio, Jardim Lola I e jardim Lola II, respectivamente.

4.3.3 Parâmetros físico-químicos

Nos quatro pontos de coleta de cada sistema de tratamento foram analisados os seguintes parâmetros: temperatura, demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), demanda química de oxigênio (DQO), pH, oxigênio dissolvido (OD), sólidos totais (ST), sólidos suspensos (SS), coliformes termotolerantes (CT) e nitrogênio amoniacal (na forma de N).

4.3.3.1 Procedimentos analíticos

O Quadro 4.1 descreve os parâmetros analisados e os seus respectivos métodos e referências.

Quadro 4.1 - Parâmetro analisados e seus respectivos métodos e referências.

Parâmetros	Métodos	Referências
DBO ₅	Incubação com diluição/iodométrico	APHA <i>et al.</i> (1992)
DQO	Refluxação aberta	APHA <i>et al.</i> (1992)
Coliformes termotolerantes	Tubos múltiplos/Meio A ₁	APHA <i>et al.</i> (1995)
Oxigênio Dissolvido	iodométrico de Winkler	APHA <i>et al.</i> (1992)
Temperatura	Termômetro filamento de mercúrio	APHA <i>et al.</i> (1992)
pH	Eletrométrico/potenciométrico	
Sólidos totais	gravimétrico	APHA <i>et al.</i> (1992)
Nitrogênio amoniacal	Espectrofotométrico/Nessler	APHA <i>et al.</i> (1992)
Sólidos suspensos	Espectrofotométrico	Hach (1991)

4.3.4. Parâmetro vazão

As estimativas de vazões médias dos sistemas de tratamento foram realizadas através de um perfil com auxílio de um medidor ultra-sônico portátil funcionando com bateria de 12 V, fornecido pela CAERN, composto por um transmissor e indicador de nível por ultra-som, de fabricação HEXIS, modelo ISCO

4210, o qual foi colocado 75 cm acima do centro da lâmina d'água e colocado a dois terços da calha da montante ou a um terço da jusante. Mesmo havendo nos três sistemas de tratamento calha Parshall, não foram efetuados perfis de vazão por questões de segurança e condições operacionais.

4.3.6 Dados meteorológicos

Os dados climatológicos como: clima, regime e velocidade dos ventos, umidade relativa do ar, precipitação pluviométrica anual média, temperatura do ar e insolação do ano de 2002 do município de Natal foram obtidos na Estação Climatológica da UFRN, que dista poucos quilômetros das estações de tratamento de esgoto estudadas.

4.3.7 Tratamento estatístico de dados

Os resultados foram submetidos ao tratamento estatístico através do programa STATISTICA 6.0 versão de 2002 (Statsoft, 2003). Foi realizada a estatística descritiva para obtenção dos valores de tendência central (média), desvios padrões e faixas de variação. Através do uso de histogramas em conjunto com os testes de Kalmogorov-Smirnov e Shapiro-Wilks foi verificada a normalidade dos dados. A análise de variância (ANOVA) auxiliou na verificação de diferenças significativas entre os dados obtidas nos sistemas enquanto que o teste de Tukey para amostras desiguais determinou, quais médias de dados serão diferentes entre si (Statsoft, 2003).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Tratamento estatístico dos dados

A primeira etapa de tratamento dos dados consistiu na análise estatística básica (estatística descritiva) com vistas à obtenção das medidas de tendência central (médias aritméticas - Média, e medianas - Med) e medidas de dispersão (faixas de variação – Mín e Max, e desvios padrões - DP) de todas as variáveis monitoradas nos três sistemas de tratamento. As Tabelas 5.1 a 5.3 apresentam os resultados do tratamento estatístico básico aplicado aos resultados encontrados nos três sistemas monitorados.

Tabela 5.1 – Valores de tendência central e dispersão das variáveis analisadas no sistema Jardim Lola 1 durante o período de monitoramento.

Amostras		T (°C)	pH	OD (mg/L)	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	CF (NMP/ 100 mL)	NH ₃ (mg/L)	ST (mg/L)	SS (mg/L)
EB	Média	27,8	7,1		628	993	2,6E+10	39,1	1119	609
	Med	28,0	7,1		585	1020	2,4E+10	39,4	1130	580
	DP	1,1	0,3		181	296	2,2E+10	11,0	211	230
	Min	26,0	6,6		385	532	5,0E+08	21,5	770	233
	Max	30,0	7,7		960	1566	9,0E+10	64,2	1480	980
FLP	Média	27,3	7,4	2,5	185	556	4,8E+07	20,1	940	554
	Med	27,0	7,3	2,2	170	527	1,6E+07	20,1	845	499
	DP	0,9	0,2	1,0	58	186	1,1E+08	3,6	237	184
	Min	26,0	7,0	1,0	92	284	3,2E+05	14,7	550	224
	Max	29,0	7,8	4,4	342	1000	5,0E+08	28,5	1410	825
LM-1	Média	27,7	7,5	3,5	164	444	9,7E+07	14,4	813	430
	Med	27,5	7,4	3,5	165	389	1,8E+06	17,9	710	357
	DP	1,0	0,3	1,2	62	177	4,4E+08	8,7	246	206
	Min	26,0	7,2	1,3	63	213	2,4E+04	0,5	540	199
	Max	29,0	8,1	6,0	320	815	1,9E+09	27,6	1290	840
LM-2	Média	26,9	7,3	2,1	149	389	2,7E+07	16,9	815	464
	Med	27,0	7,2	1,7	153	369	2,2E+05	18,3	760	450
	DP	0,8	0,2	1,5	41	128	1,1E+08	5,5	240	173
	Min	26,0	7,0	0,0	60	185	2,8E+04	5,6	480	227
	Max	29,0	7,8	5,1	230	667	5,0E+08	23,4	1220	750

Tabela 5.2 – Valores de tendência central e dispersão das variáveis analisadas no sistema Jardim Lola 2 durante o período de monitoramento.

Amostras		T (°C)	pH	OD (mg/L)	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	CF (NMP/ 100 mL)	NH ₃ (mg/L)	ST (mg/L)	SS (mg/L)
EB	Média	27,7	7,1		688	1096	1,7E+10	40,1	1200	727
	Med	28,0	7,1		678	972	1,6E+10	38,4	1155	719
	DP	1,0	0,2		237	386	2,0E+10	14,3	183	174
	Min	26,0	6,6		340	552	6,5E+08	21,3	940	391
	Max	30,0	7,4		1200	1922	8,0E+10	68,5	1640	1140
FLP	Média	27,6	7,3	2,8	207	615	5,8E+08	19,2	980	585
	Med	27,0	7,3	2,8	187	592	2,1E+07	20,1	945	587
	DP	1,1	0,3	1,3	75	160	2,0E+09	5,0	144	115
	Min	26,0	6,9	0,0	92	390	1,7E+06	10,0	740	301
	Max	30,0	7,9	5,1	372	880	9,0E+09	29,0	1220	780
LM-1	Média	27,3	7,4	2,3	161	510	1,8E+07	18,4	868	484
	Med	27,0	7,3	2,1	153	524	5,0E+06	20,0	860	497
	DP	1,0	0,5	1,8	52	149	3,1E+07	6,3	160	110
	Min	26,0	6,9	0,0	45	249	1,4E+05	6,8	600	160
	Max	29,0	8,9	5,6	262	740	1,3E+08	29,2	1130	650
LM-2	Média	27,6	7,5	3,2	163	465	1,5E+06	17,4	816	462
	Med	27,0	7,5	3,1	164	508	5,0E+05	17,5	765	480
	DP	1,1	0,4	1,0	53	145	2,7E+06	8,7	149	63
	Min	26,0	6,6	1,7	78	222	5,0E+03	5,5	520	310
	Max	29,0	8,0	5,2	280	667	1,1E+07	40,8	1100	570

Analisando os dados apresentados nas Tabelas 5.1 a 5.3 fica evidente que as maiores diferenças entre os valores médios e medianos ocorreu entre as concentrações de coliformes termotolerantes, indicando provável ausência de normalidade dos dados. Vale também salientar que para essa variável, em quase todos os pontos amostrados nos três sistemas, os valores dos desvios padrões foram muito superiores aos valores das médias aritméticas, confirmando a grande dispersão dos dados.

Com o objetivo de verificar a normalidade dos dados foram realizados testes específicos estatísticos, tais como Kolmogorov-Smirnov e Shapiro-Wilk, juntamente com as interpretações gráficas através de histogramas de frequência e distribuição normal de probabilidade. Analisando todos os resultados foi verificada a completa falta de ajuste dos dados a distribuição normal ($p < 0,05$) para coliformes termotolerantes, sendo este comportamento o característico para todas as amostras. Também foi observado que a maior quantidade de resultados de coliformes se

concentra nas classes inferiores de frequência, indicando a ocorrência de assimetria, o que pode ter contribuído para o aumento das médias aritméticas que são mais influenciadas por valores extremos.

Tabela 5.3 – Valores de tendência central e dispersão das variáveis analisadas no sistema Beira Rio durante o período de monitoramento.

Amostras		T (°C)	pH	OD (mg/L)	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	CF (NMP/ 100 mL)	NH ₃ (mg/L)	ST (mg/L)	SS (mg/L)
EB	Média	28,0	7,3		594	993	2,0E+10	53	1222	708
	Med	28,0	7,3		609	998	3,5E+09	56	1200	720
	DP	1,4	0,3		120	146	2,8E+10	12	163	133
	Min	26,0	6,8		340	740	8,0E+08	28	910	500
	Max	31,0	7,8		825	1259	9,0E+10	67	1480	920
FLP	Média	26,8	7,6	3,7	149	418	1,6E+07	20	654	179
	Med	27,0	7,6	3,4	134	407	2,7E+06	21	646	144
	DP	0,8	0,2	1,8	51	142	3,3E+07	3	120	125
	Min	25,0	7,2	0,8	76	160	2,3E+05	14	500	69
	Max	28,0	8,0	6,8	240	678	1,1E+08	28	1000	587
LM-1	Média	26,7	7,7	4,9	107	309	6,1E+05	16	603	137
	Med	26,5	7,8	4,9	101	288	6,5E+04	16	575	110
	DP	1,0	0,3	1,6	40	127	2,0E+06	4	103	107
	Min	25,0	7,3	2,4	33	130	1,4E+03	9	460	65
	Max	29,0	8,4	8,2	210	555	9,0E+06	24	800	457
LM-2	Média	26,9	7,5	4,1	94	222	2,7E+04	8	546	99
	Med	27,0	7,5	3,6	93	195	1,1E+04	7	530	76
	DP	1,0	0,3	1,2	33	105	4,1E+04	6	90	58
	Min	25,0	7,0	2,6	33	111	1,0E+03	0	380	55
	Max	29,0	8,0	6,6	204	481	1,7E+05	21	700	281

As Figuras 5.1 e 5.2 apresentam os resultados característicos de coliformes (falta de normalidade) e amônia (tendência de normalidade) e exemplificam as análises realizadas em todas as amostras.

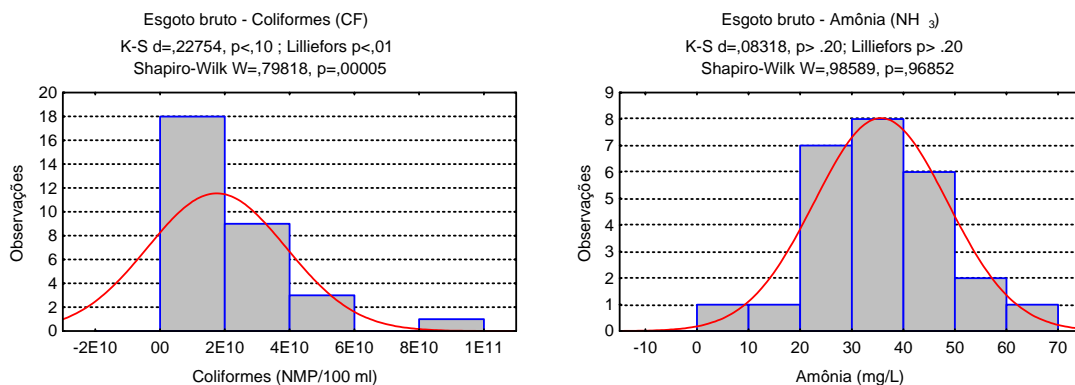


Figura 5.1 – Histogramas de frequência de coliformes termotolerantes e amônia no esgoto bruto afluente do sistema Jardim Lola 1.

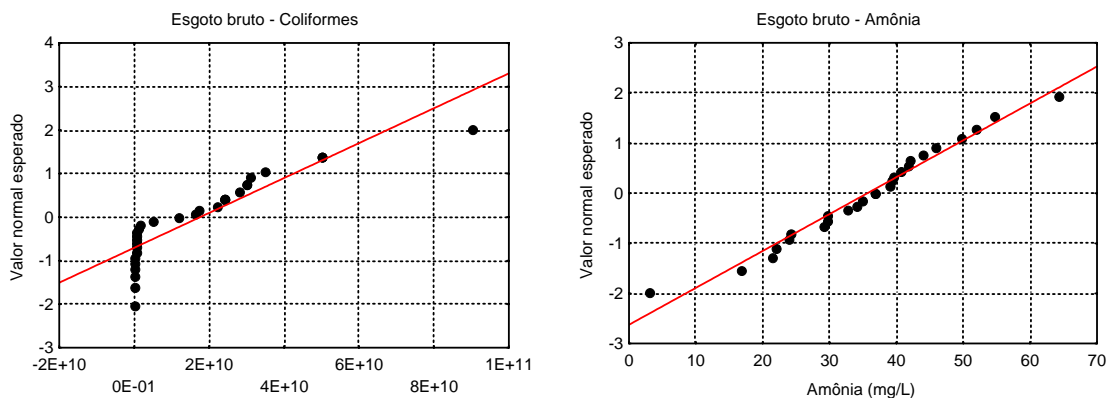


Figura 5.2 – Distribuição normal de probabilidade de coliformes termotolerantes e amônia no esgoto bruto afluente do sistema Jardim Lola 1.

Na tentativa de normalização dos dados de coliformes foi efetuada a transformação logarítmica para todas as amostras sendo os testes de verificação de normalidade novamente aplicados aos dados transformados. As Figuras 5.3 e 5.4 apresentam os histogramas de variação e os gráficos de distribuição normal de probabilidade, respectivamente, para os dados transformados de coliformes. Através destas figuras pode ser verificado que os dados transformados (Log da concentração) tiveram um comportamento tendendo para a distribuição normal (mais ajustados às linhas de tendência), sendo obtidos para todas as estações de coleta valores de $p > 0,05$.

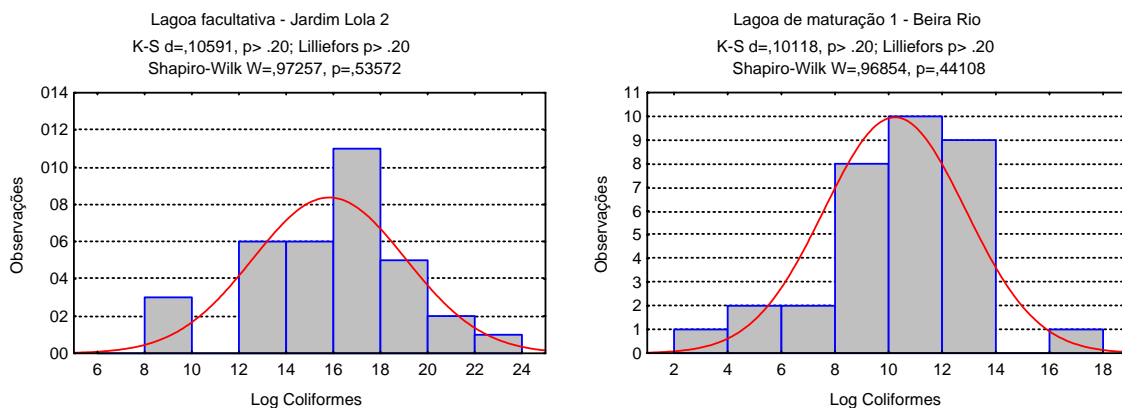


Figura 5.3 – Histogramas de frequência de coliformes termotolerantes após transformação logarítmica nos efluentes da lagoa facultativa (Jardim Lola 2) e da lagoa de maturação (Beira Rio).

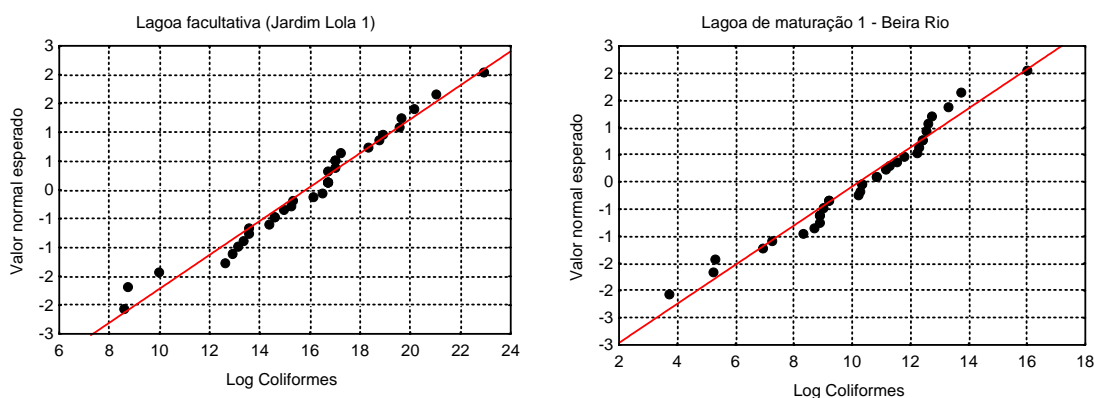


Figura 5.4 – Distribuição normal de probabilidade de coliformes termotolerantes após transformação logarítmica nos efluentes da lagoa facultativa (Jardim Lola 2) e da lagoa de maturação (Beira Rio).

Com base nos resultados apresentados foi decidido trabalhar com os valores das medianas visto que estas apresentam um valor mais realístico em relação às médias aritméticas para os dados de coliformes.

Graficamente foi feita a opção de se trabalhar com gráficos de linha para apresentar tendência de variação temporal, gráficos de barras para caracterizar as médias dos pontos de coleta, gráficos “Box-Plot” para apresentar simultaneamente valores centrais (medianas), valores de dispersão (quartis) e valores extremos (mínimos e máximos).

5.2. Características operacionais das três ETE's

Em cada sistema de tratamento avaliado foi realizado um perfil de 24 h de vazão de esgotos afluentes, nos quais foram obtidos os fluxos diários da vazão de 660 m³/d (Jardim Lola 1), 637 m³/d (Jardim Lola 2) e 718 m³/d (Beira Rio), resultando em tempos de detenção hidráulicos totais nas séries de lagoas de 36, 18 e 89 dias, respectivamente. Tais resultados indicam que os três sistemas de tratamento estão operando com vazão abaixo do valor previsto no projeto, correspondendo a 48% da sua capacidade para Beira Rio, 74% para Jardim Lola 1 e 85% para Jardim Lola 2, portanto, favorecendo a elevação dos seus respectivos tempos de detenção hidráulica, principalmente na ETE de Beira Rio. A Figura 5.5 apresenta o perfil característico diário das vazões nas três séries estudadas. Utilizando a DBO média dos esgotos brutos foram determinadas as cargas orgânicas superficiais aplicadas nas lagoas facultativas primárias de 400, 720 e 150 kgDBO/ha.dia, respectivamente, para Jardim Lola 1, Jardim Lola 2 e Beira Rio. Vale salientar que nos sistemas Jardim Lola 1 e 2 as cargas são superiores as sugeridas pela literatura (100 – 300 kgDBO/ha.dia).

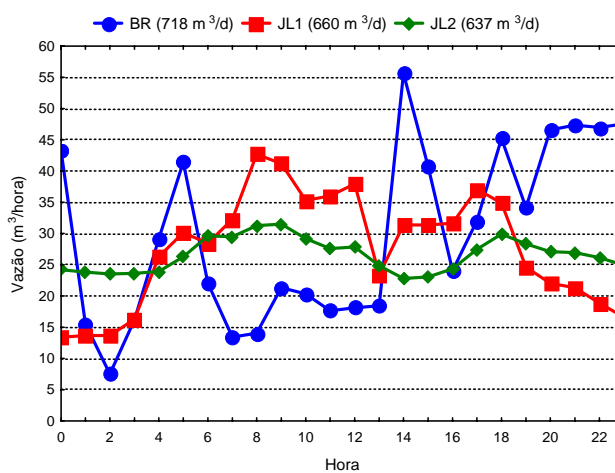


Figura 5.5 - Variação das vazões das ETE's Jardim Lola 1, Jardim Lola 2 e Beira Rio ao longo do ciclo diário em 28/11/02.

Segundo dados obtidos na Estação Climatológica da Universidade Federal do Rio Grande do Norte – UFRN, o clima dessas áreas em estudo é do tipo tropical úmido, regime de ventos moderados, predominantemente na direção sudoeste, com

velocidade média anual igual 4,5 m/s, 80,9% de umidade relativa do ar e precipitação pluviométrica anual média de 2009 mm as quais ocorreram principalmente em julho e agosto. A temperatura média do ar no ano de 2002, foi de 26,45 °C sendo que a temperatura média mais baixa ocorreu no mês de agosto e a mais alta ocorreu no mês de dezembro com média anual de 2900 horas de insolação. A Tabela 5.3 apresenta os dados meteorológicos de temperatura do ar (máximos, mínimos e médias) e precipitação pluviométrica durante o período da coleta dos dados.

Tabela 5.3 - Dados meteorológicos da região das três lagoas de estabilização durante o período de monitoramento.

Meses (2002)	Temperatura (°C)			Precipitação mensal (mm)
	Mínima	Média	Máxima	
Maio	23,7	26,8	30,1	122,9
Junho	22,5	25,4	28,8	405,6
Julho	22,2	25,2	28,5	225,2
Agosto	22,0	25,1	28,3	312,9
Setembro	23,7	26,4	29,2	1,0
Outubro	24,4	26,7	29,6	29,1
Novembro	24,9	26,9	29,8	28,2

5.3. Temperatura, pH e oxigênio dissolvido

Nos três sistemas de tratamento a temperatura média variou na estreita faixa de 26,9 a 27,7 °C, tendo sido observados valores mínimos de 26 °C e máximos de 30 °C. Ocorreram pequenas variações da temperatura independentemente da estação do ano.

As Figuras 5.6 e 5.7 apresentam respectivamente as variações de pH e oxigênio dissolvido ao longo das três séries de lagoas. O teste F (Anova), ao nível de 0,05, demonstrou haver diferenças significativas entre as médias de pH ao longo dos três sistemas ($p < 0,05$). O mesmo teste aplicado as médias de oxigênio demonstrou haver diferenças apenas no sistema Jardim Lola 1 ($p < 0,05$) e

igualdade nos efluentes das lagoas das outras duas estações de tratamento ($p > 0,05$).

Os valores de médias de pH no esgoto bruto estiveram sempre bem próximos da neutralidade, levemente alcalinos, variando entre 7,1 a 7,3. Ao longo das séries o pH dos reatores tenderam a aumentar ligeiramente entre a lagoa facultativa primária e a primeira lagoa de maturação, ocorrendo em seguida, um pequeno decréscimo na segunda lagoa de maturação. Os efluentes finais apresentaram valores médios de pH próximos a 7,4. São relativamente baixos quando comparados com valores citados pela literatura e, provavelmente a carga orgânica mais alta aplicada aos sistemas favoreceu a predominância de condições anaeróbicas, até mesmo nas lagoas de maturação em certos períodos do ciclo diário.

O comportamento do oxigênio dissolvido foi similar ao pH, aumentando até o efluente da primeira lagoa de maturação e diminuindo no efluente final da série. Vale salientar que embora os efluentes tenham sido coletados próximo à superfície das lagoas pela manhã (horas de elevada intensidade luminosa), os valores medidos podem ser considerados baixos para lagoas de maturação. Os efluentes finais apresentaram concentrações médias de oxigênio dissolvido de 2,1 mg/L (Jardim Lola 1), 3,2 mg/L (Jardim Lola 2) e 4,1 mg/L (Beira Rio). Uma vez mais, os resultados sugerem que os sistemas estavam operando com carga superior ao do projeto (sobrecarregados), particularmente no sistema Jardim Lola 2. Indicando uma predominância de condições próximas à anaerobiose decorrente do reduzido tempo de detenção hidráulica total de apenas 18 dias (metade do TDH de Jardim Lola 1 e um quinto de Beira Rio). Os mais elevados TDH verificados em Beira Rio contribuíram para o estabelecimento de maiores valores de pH e oxigênio dissolvido.

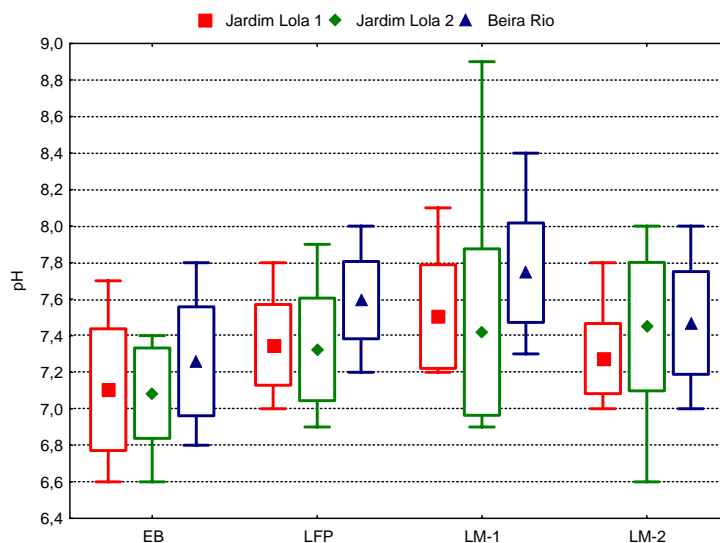


Figura 5.6 – Variação dos valores médios, desvios padrões (caixas), mínimos e máximos de pH ao longo das séries monitoradas.

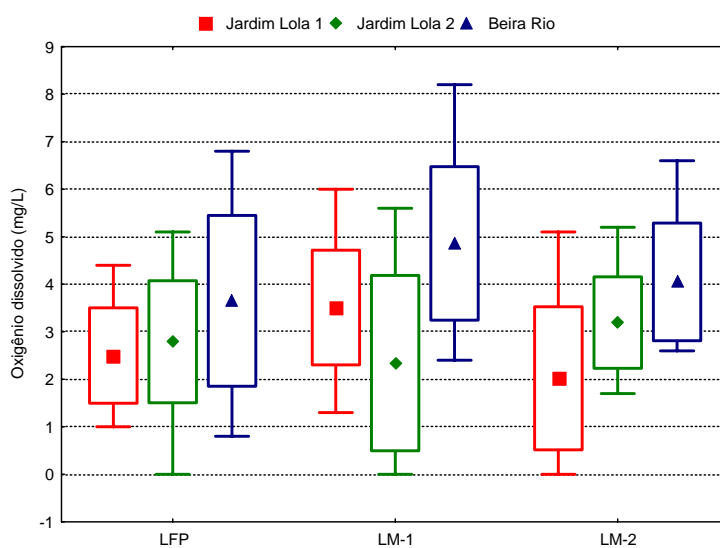


Figura 5.7 – Variação dos valores médios, desvios padrões (caixas), mínimos e máximos de oxigênio dissolvido ao longo das séries monitoradas.

5.4. Sólidos Totais e Suspensos

Nos três sistemas de tratamento os esgotos brutos apresentaram concentrações médias de sólidos totais e suspensos variando nos intervalos de 1119 a 1222 mg/L e 609 a 727 mg/L, respectivamente.

Nos efluentes dos reatores as concentrações de sólidos foram gradativamente sendo removidas ao longo das séries atingindo nos efluentes finais concentração média de sólidos totais de 815 mg/L, 816 mg/L e 546 mg/L e sólidos suspensos de 464 mg/L, 462 mg/L e 99 mg/L, em Jardim Lola 1, Jardim Lola 2 e Beira Rio, respectivamente. As Figuras 5.8 e 5.9 apresentam as variações das concentrações de sólidos ao longo dos três sistemas de tratamento. A remoção gradual de sólidos nos sistemas foi confirmada pelo teste F (0,05) que identificou a existência de diferenças significativas entre as médias de sólidos totais obtidas nos quatro pontos amostrados nas três séries, assim como para as concentrações de sólidos suspensos ($p = 0$).

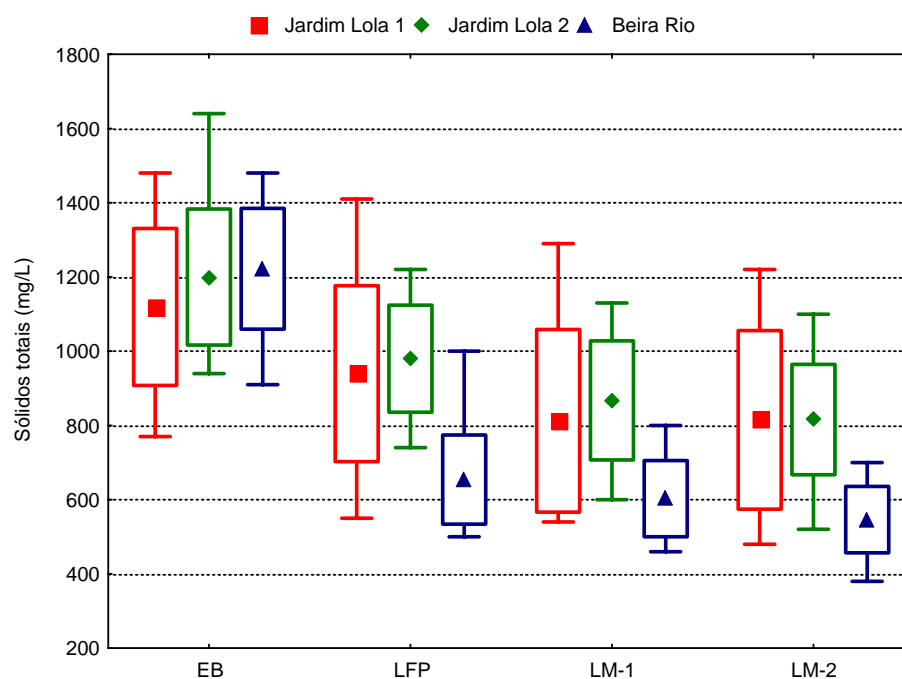


Figura 5.8 – Variação dos valores médios, desvios padrões (caixas), mínimos e máximos de sólidos totais ao longo das séries monitoradas.

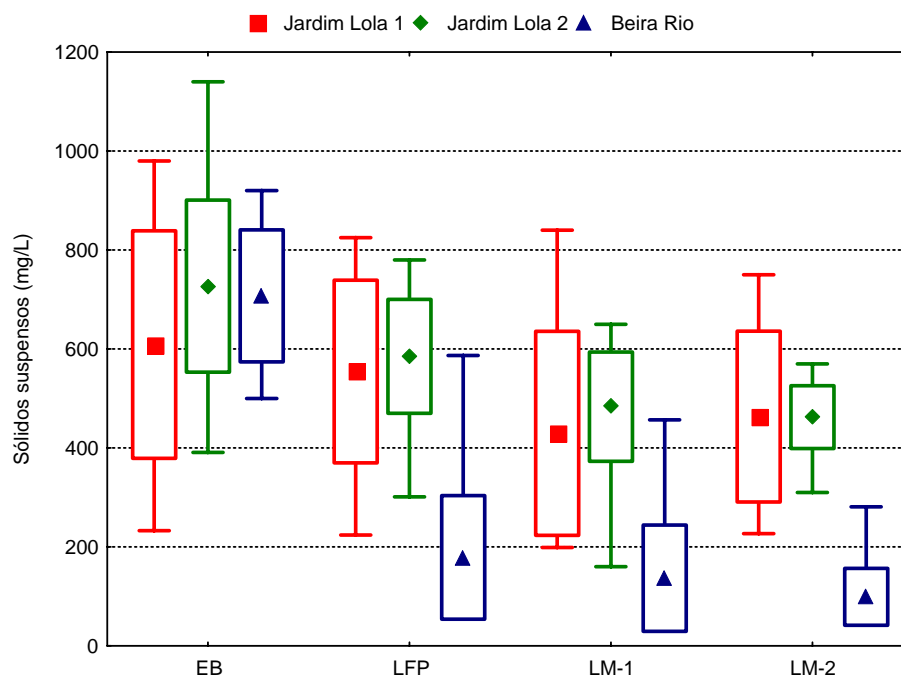


Figura 5.9 – Variação dos valores médios, desvios padrões (caixas), mínimos e máximos de sólidos suspensos ao longo das séries monitoradas.

Na Figura 5.10 pode ser observada a eficiência cumulativa da remoção de sólidos ao longo das séries de lagoas. Em todos os sistemas a maior fração de sólidos totais foi removida na lagoa facultativa primária (16, 18 e 46%, respectivamente em Jardim Lola 1, Jardim Lola 2 e Beira Rio). O mesmo comportamento foi observado em relação aos sólidos suspensos nos sistemas Jardim Lola 2 e Beira Rio onde foram verificadas remoções de 20 e 75%, respectivamente, enquanto que em Jardim Lola 1 a maior eficiência foi atingida no efluente da primeira lagoa de maturação. Com relação à eficiência total de remoção, Jardim Lola 1 removeu 27 e 24%, Jardim Lola 2 removeu 32 e 36% e Beira Rio removeu 55 e 86%, respectivamente para sólidos totais e suspensos. Tais resultados indicam claramente que o sistema Beira Rio promoveu remoções bem superiores aos sistemas Jardim Lola, podendo estar associado ao elevado tempo de detenção hidráulica do sistema (89 dias). Por outro lado, Jardim Lola 1 com 36 dias de TDH foi menos eficiente que Jardim Lola 2 com apenas 18 dias. Vale salientar que a lagoa facultativa primária de Jardim Lola 1 estava muito assoreada, com bancos de lodo em várias partes do reator, particularmente próximo as tubulações de entrada de esgoto bruto.

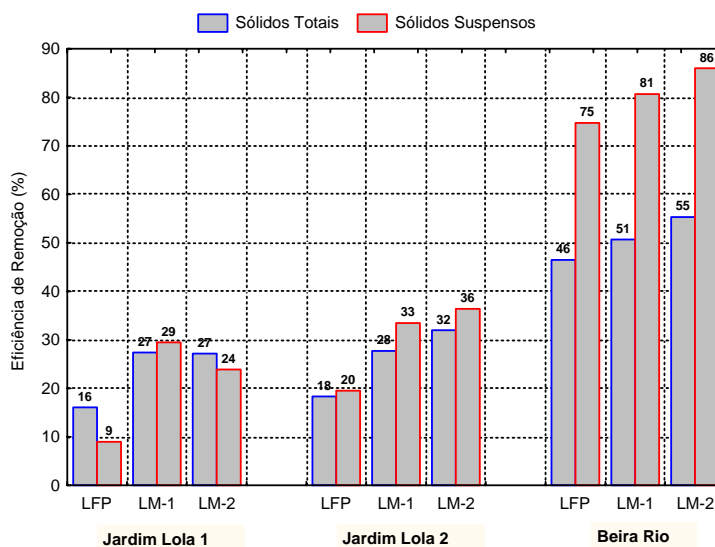


Figura 5.10 – Eficiência de remoção de sólidos totais e suspensos ao longo das séries monitoradas.

5.5. Demanda Bioquímica de Oxigênio e Demanda Química de Oxigênio

A média de DBO nos esgotos brutos afluentes aos sistemas variou na faixa de 594 a 668 mg/L enquanto que a DQO média variou de 993 a 1096 mg/L. Com base nas médias afluentes de DBO foram determinadas as cargas orgânicas superficiais aplicadas nas lagoas facultativas primárias de 400, 720 e 150 kgDBO/ha.dia, respectivamente, para Jardim Lola 1, Jardim Lola 2 e Beira Rio. Os sistemas de Jardim Lola 1 e Jardim Lola 2 apresentaram carga orgânica duas vezes superiores aos valores de projetos, enquanto em Beira Rio a carga orgânica foi semelhante ao projetado. Estas características tiveram grande influência no desempenho das lagoas de estabilização. É importante destacar novamente que a excessiva quantidade de lodo da lagoa facultativa primária de Jardim Lola 1 contribuiu para que a carga superficial real seja superior a estimada devido a redução do volume desse reator.

As séries promoveram remoções graduais de matéria orgânica, atingindo concentrações médias de DBO e DQO nos efluentes finais de 149 e 389 mg/L, em Jardim Lola 1, 163 e 465 mg/L, em Jardim Lola 2, e 94 e 222 mg/L, em Beira Rio. Observando as Figuras 5.11 e 5.12 é possível constatar que nos três sistemas a

lagoa facultativa primária foi o reator responsável pela maior remoção de matéria orgânica, atendendo ao objetivo básico de sua utilização numa série de lagoas. As lagoas de maturação promoveram uma remoção adicional de DBO e DQO, contudo, de forma pouco significativa quando comparadas com as lagoas facultativas. Os testes F (0,05) comprovaram a significativa remoção total de DBO e DQO nos três sistemas, sendo obtidos em todos os testes valores de $p = 0$.

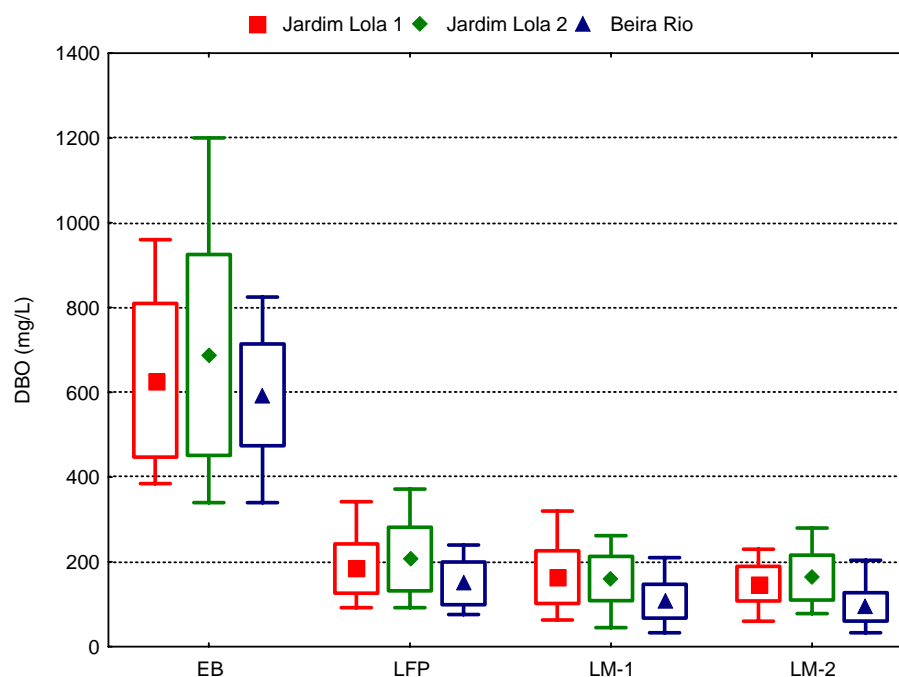


Figura 5.11 – Variação dos valores médios, desvios padrões (caixas), mínimos e máximos de DBO ao longo das séries monitoradas.

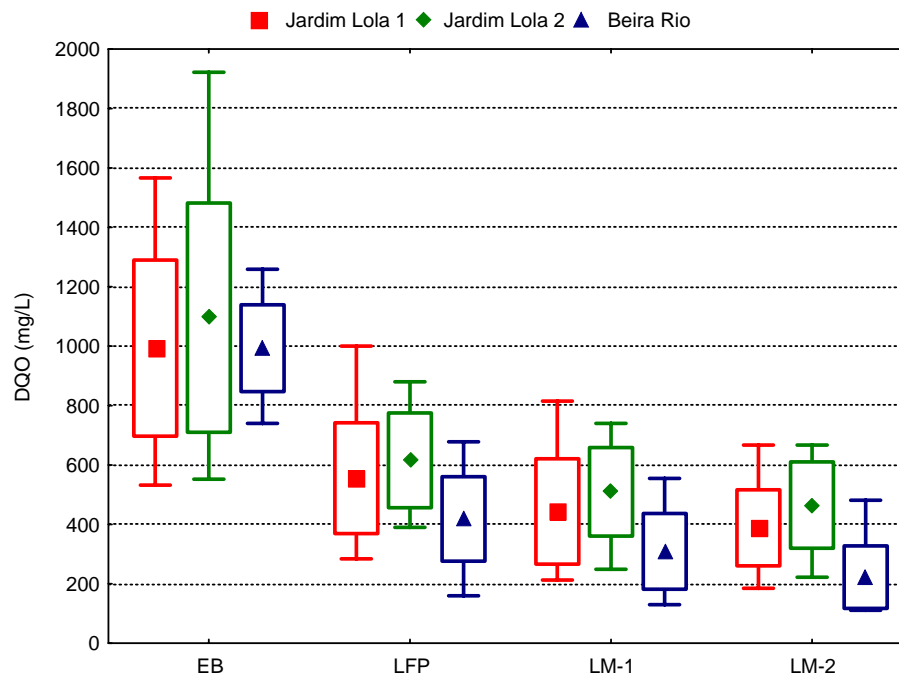


Figura 5.12 – Variação dos valores médios, desvios padrões (caixas), mínimos e máximos de DQO ao longo das séries monitoradas.

As lagoas facultativas primárias promoveram remoções médias de DBO de 71, 70 e 75%, e de DQO de 44, 44 e 58%, respectivamente para os sistemas de Jardim Lola 1, Jardim Lola 2 e Beira Rio. Considerando toda a série, as maiores remoções ocorreram no sistema Beira Rio (84 e 78% de DBO e DQO, respectivamente), enquanto que os sistemas de Jardim Lola foram determinadas remoções semelhantes de DBO de 76% e de DQO em torno de 60% (Figura 5.13). As maiores remoções de matéria orgânica foram observadas na série Beira Rio, assim como o verificado em relação aos sólidos, comprovando novamente a grande influência das variáveis operacionais tais como tempo de detenção hidráulica e carga orgânica aplicada, no desempenho dos sistemas de tratamento.

Nas lagoas facultativas e em todos os sistemas, as eficiências estavam dentro das mesmas faixas de remoção verificadas por SILVA (1982) e DE OLIVEIRA (1990), que estudaram estes tipos de reatores sob diferentes cargas aplicadas, em sistemas rasos e profundos em escala-piloto, respectivamente. Também são semelhantes aos resultados obtidos por VIEIRA *et al.* (2004) em seu estudo sobre o desempenho de 115 lagoas facultativas em escala real. Tais resultados atestam a

elevada capacidade de sistemas de lagoas na equalização de choques de carga e, além disso, que é possível atingir eficiência significativa mesmo quando mal operadas.

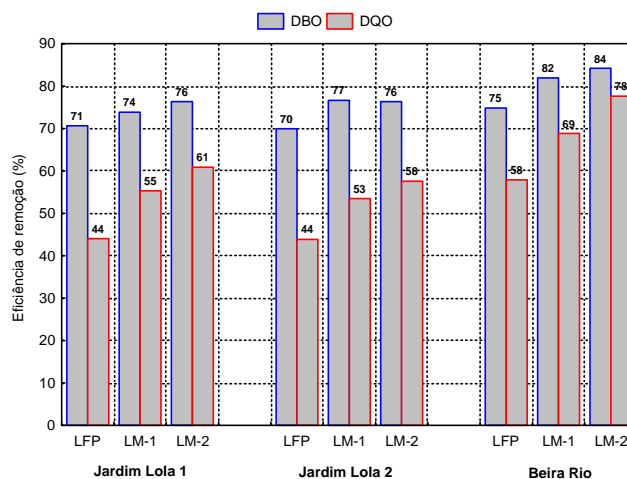


Figura 5.13 – Eficiência de remoção de DBO e DQO ao longo das séries monitoradas.

As concentrações de DBO e DQO verificadas nos esgotos brutos afluentes podem ser consideradas fortes de acordo com MARA (1976). Tais concentrações foram de forma geral cerca de duas vezes superiores aos valores comumente adotados para dimensionamento de lagoas de estabilização (300 – 350 mg/L de DBO, por exemplo). A análise de variância (ANOVA) ao nível de 5% aplicadas aos grupos de dados de DBO e DQO (pontos de coleta) dos sistemas monitorados demonstrou não haver diferenças significativas ($p > 0,05$) entre os três sistemas monitorados (Figura 5.14) para a maioria dos grupos. Verifica-se, por exemplo, que como os esgotos são provenientes de bacias bem próximas e com populações de características sócio-econômicas similares, suas características tendem a ser muito próximas em termos de DBO e DQO, não apresentando diferenças significativas entre si (Figuras 5.14 e 5.15). ARAÚJO *et al.* (2003) demonstraram que as médias de DBO e DQO obtidas em Jardim Lola 1, Jardim Lola 2 e Beira Rio são significativamente superiores aquelas encontradas no sistema Ponta Negra (350 e 700 mg/L para DBO e DQO, respectivamente), também situado em Natal-RN, mas numa área de classe sócio-econômica bem mais elevada. Por outro lado, não diferem daquelas determinadas por SANTOS *et al.* (2005) na cidade de Parelhas, no

interior do Rio Grande do Norte (700 e 1400 mg/L para DBO e DQO, respectivamente).

A mesma observação em relação as concentrações de DBO e DQO pode ser feita para os demais pontos com relação à DBO onde, independentemente do sistema, todos tenderam a apresentar médias que não são significativamente diferentes entre si. É possível então atestar que todos os efluentes das lagoas facultativas são estatisticamente iguais em termos de concentração média de DBO, assim como o das primeiras lagoas de maturação e os efluentes finais das ETE's. Resultados semelhantes foram verificados para as concentrações de DQO. As únicas diferenças significativas para essa variável ocorreram entre o sistema Beira Rio para os de Jardim Lola, nas lagoas facultativas; Beira Rio e Jardim Lola 2, para a primeira lagoa de maturação; e Beira Rio e Jardim Lola 2, para o efluente final ($p < 0,05$).

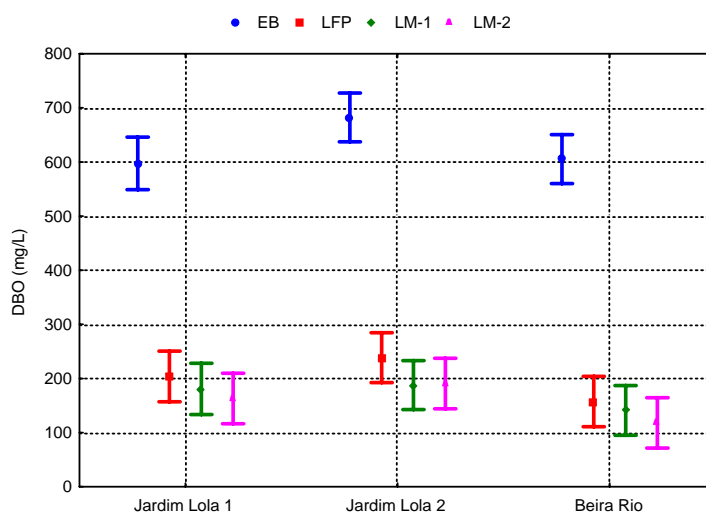


Figura 5.14 – Comparação entre as médias de DBO dos três sistemas avaliados obtidas nos quatro pontos de monitoramento (barras que não fazem intercessão denotam médias diferentes ao nível de 0,05).

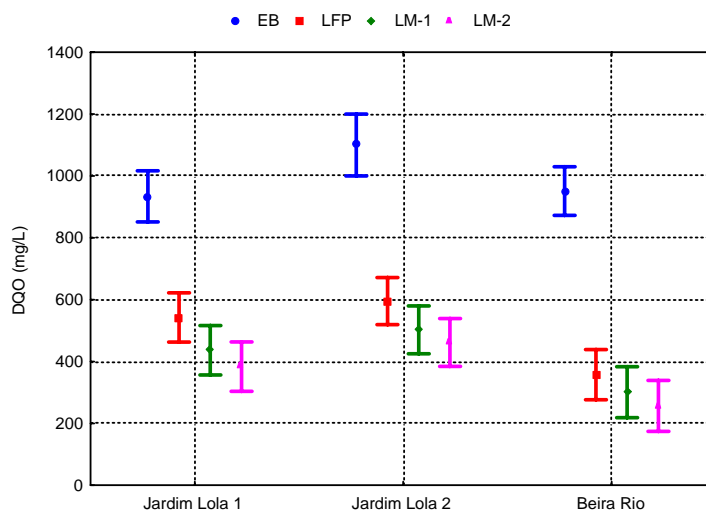


Figura 5.15 – Comparação entre as médias de DQO dos três sistemas avaliados obtidas nos quatro pontos de monitoramento (barras que não fazem intercessão denotam médias diferentes ao nível de 0,05).

A ANOVA aplicada aos dados de DBO e DQO ao longo de cada sistema indicou a existência de diferenças significativas ($p < 0,05$). As Figuras 5.16 e 5.17 apresentam as comparações entre as médias de DBO e DQO, respectivamente, ao longo dos sistemas de tratamento. Analisando essas figuras, fica claro que em cada sistema, a maior e mais significativa remoção de matéria orgânica foi promovida pela lagoa facultativa primária, enquanto que as lagoas de maturação não atingiram concentrações médias que diferissem daquela obtida no reator facultativo. Tal resultado pode ser considerado normal uma vez que lagoas facultativas são utilizadas com o objetivo principal de remoção de carga orgânica enquanto que as lagoas de maturação atuam como uma etapa terciária para a redução de microrganismos patogênicos. Também está de acordo com a cinética de primeira ordem de degradação de matéria orgânica (DBO) onde as maiores remoções são obtidas na etapa inicial do processo, quando a DBO é mais facilmente degradável, restando para as etapas posteriores os materiais mais resistentes a degradação.

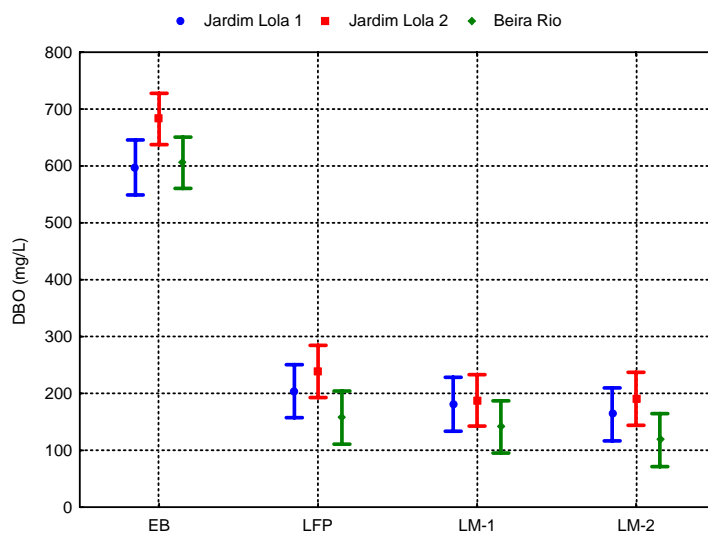


Figura 5.16 – Comparação entre as médias de DBO ao longo dos três sistemas avaliados (barras que não fazem intercessão denotam médias diferentes ao nível de 0,05).

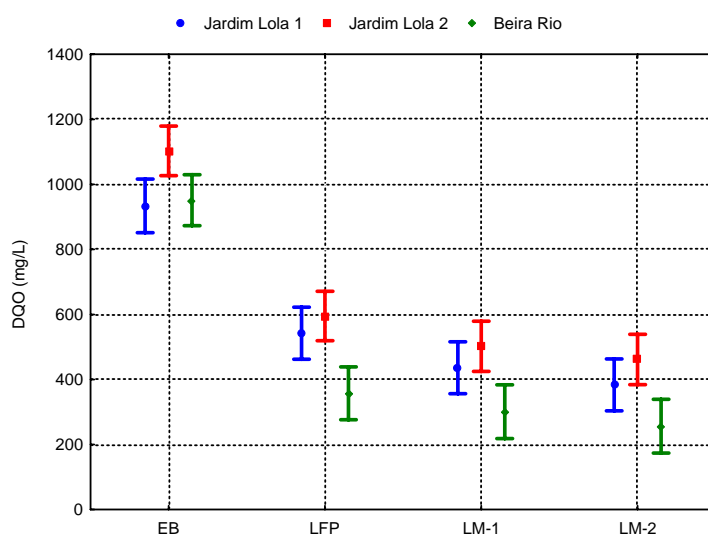


Figura 5.17 – Comparação entre as médias de DQO ao longo dos três sistemas avaliados (barras que não fazem intercessão denotam médias diferentes ao nível de 0,05).

5.6. Nitrogênio amoniacal

As concentrações de nitrogênio amoniacal também apresentaram tendência de queda ao longo das séries de lagoas, conforme verificado na Figura 5.18. Nos esgotos brutos afluentes foram determinadas concentrações médias de nitrogênio amoniacal de 39,1 mg/L N (Jardim Lola 1), 40,1 mg/L N (Jardim Lola 2) e 53,0 mg/LN (Beira Rio). Nas lagoas facultativas, provavelmente as concentrações foram reduzidas devido ao mecanismo da volatilização, influenciado pela ação dos ventos, associado a tempo de detenção hidráulica alto, atingindo nos efluentes valores médios de 20,1 mg/L, 19,2 mg/L e 20,0 mg/L, respectivamente nas séries Jardim Lola 1, Jardim Lola 2 e Beira Rio, o que corresponde a remoções de 49, 52 e 61% (Figura 5.19).

As séries promoveram remoções totais 57% em Jardim Lola 1 e Jardim Lola 2, e 86% em Beira Rio. Os efluentes finais atingiram concentrações médias de 16,9 mg/L N (Jardim Lola 1), 17,4 mg/L N (Jardim Lola 2) e 8,0 mg/L N (Beira Rio), em todos os casos, os valores estão abaixo ao padrão de lançamento de efluentes preconizado pela resolução CONAMA 357/2005 de 20,0 mg/L N.

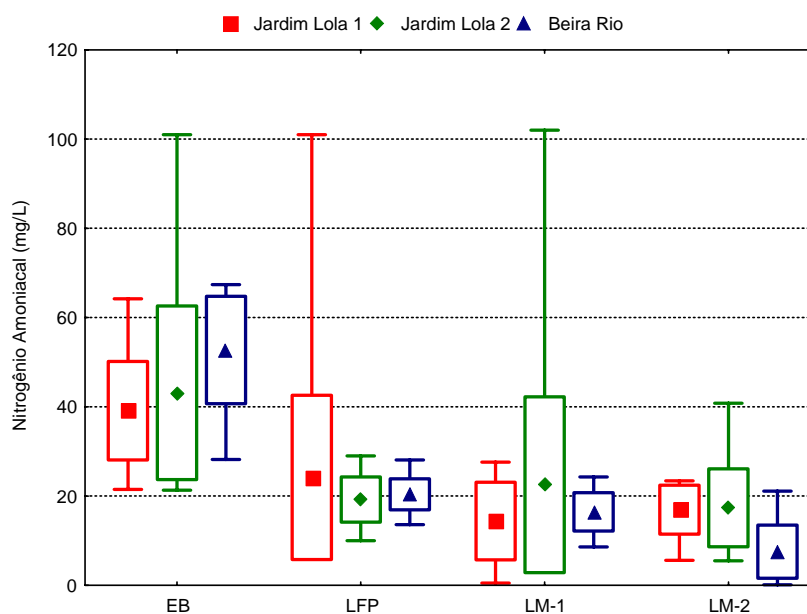


Figura 5.18 – Variação dos valores médios, desvios padrões (caixas), mínimos e máximos de nitrogênio amoniacal ao longo das séries monitoradas.

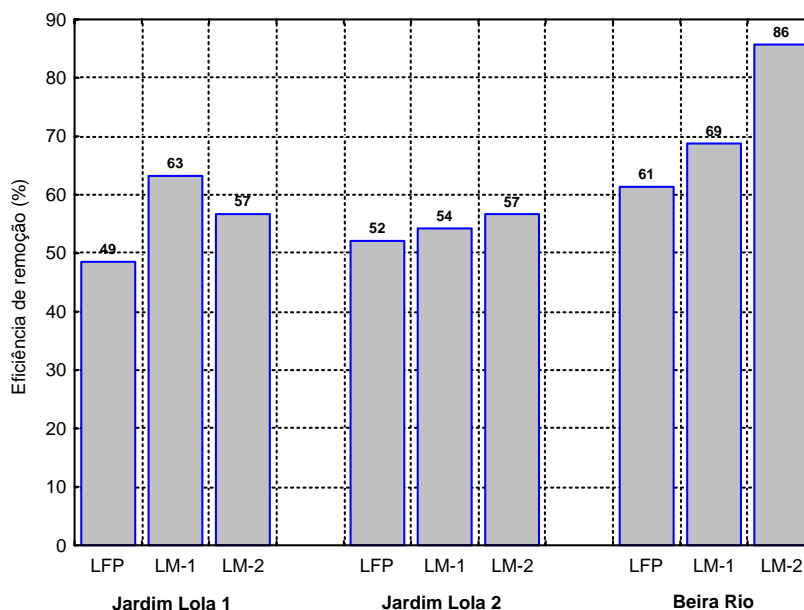


Figura 5.19 – Eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal ao longo das séries monitoradas.

5.7. Coliformes termotolerantes

Jardim Lola 1, Jardim Lola 2 e Beira Rio apresentaram medianas de coliformes termotolerantes no esgoto bruto afluente de $2,4 \times 10^{10}$ NMP/100 mL, $1,7 \times 10^{10}$ NMP/100 mL e $3,5 \times 10^9$ NMP/100 mL, respectivamente, comprovando, assim como nas concentrações de DBO e DQO, que o esgoto é muito concentrado. A Figura 5.20 indica que as concentrações de coliformes foram reduzidas ao longo dos sistemas, particularmente nas lagoas facultativas primárias (cerca de 2 a 3 unidades logarítmicas), atingindo nos efluentes finais das séries valores medianos de $2,2 \times 10^5$ NMP/100 mL (Jardim Lola 1), $5,0 \times 10^5$ NMP/100 mL (Jardim Lola 2), e $1,1 \times 10^4$ NMP/100 mL (Beira Rio).

Embora as estações de tratamento tenham atingido eficiências em torno de 99,999% (Figura 5.21), as concentrações nos efluentes finais podem ser consideradas muito elevadas para lançamento em corpos aquáticos, particularmente as de Jardim Lola 1 e 2. Além disso, estão muito acima do valor limite de 1000 NMP/100 mL esperado para o efluente tratado durante o projeto de séries de lagoas de estabilização. As características dos esgotos afluentes aliado a deficiência

operacional e de manutenção, podem ser apontados como fatores contribuintes para tal comportamento.

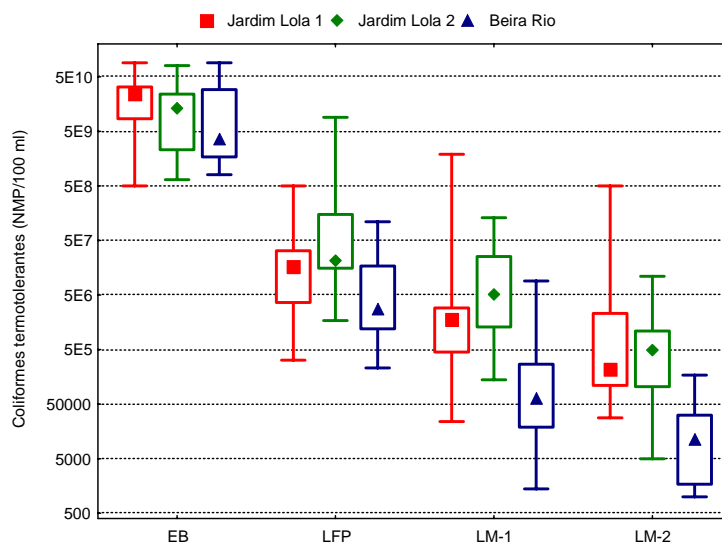


Figura 5.20 – Variação das medianas, quartis (caixas), mínimos e máximos de coliformes termotolerantes ao longo das séries monitoradas.

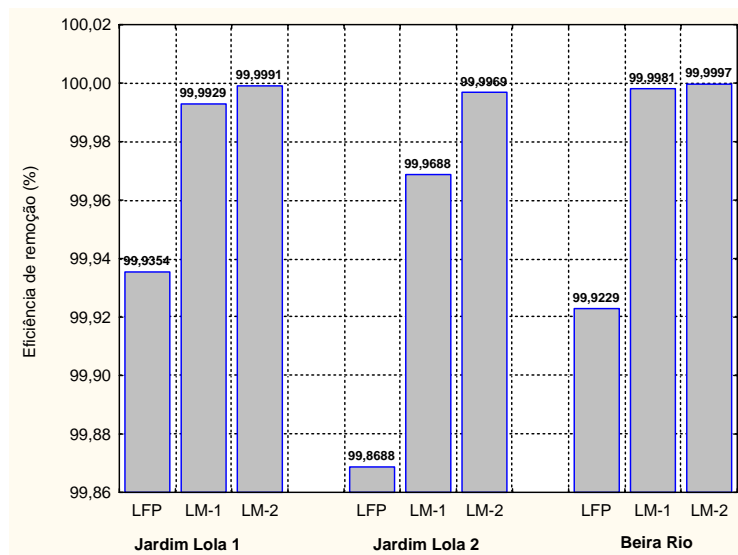


Figura 5.21 – Eficiência de remoção de coliformes termotolerantes ao longo das séries monitoradas.

5.8. Perfis ao longo do ciclo diário

As variações que a temperatura, pH e oxigênio dissolvido sofrem durante o dia nas lagoas de estabilização foram avaliadas, através da realização em cada sistema, de um perfil abrangendo os períodos matutino e vespertino (8:00 às 17:00 h). O perfil do ciclo diário não foi completo, devido o período noturno não foi incluído no estudo, devido às regiões onde os sistemas estão instalados serem muito perigosas, não possuem instalações laboratoriais e pontos de apoio. Essas análises foram realizadas em 28 de novembro de 2002, 05 de dezembro de 2002 e 12 de dezembro de 2002, nos sistemas de Beira Rio, Jardim Lola I e jardim Lola II, respectivamente.

As Figuras 5.22 a 5.24 apresentam as variações de temperatura, pH e oxigênio dissolvido (gráficos de linhas) além das médias, desvios padrões e faixas de variação (gráficos box-plot), respectivamente para os sistemas Jardim Lola 1, Jardim Lola 2 e Beira Rio.

Os valores médios de temperatura variaram nos efluentes dos três sistemas na estreita faixa de 27,9 a 29,7 °C. Os valores mais elevados foram comumente observados no período de 11:00 às 14:00 h.

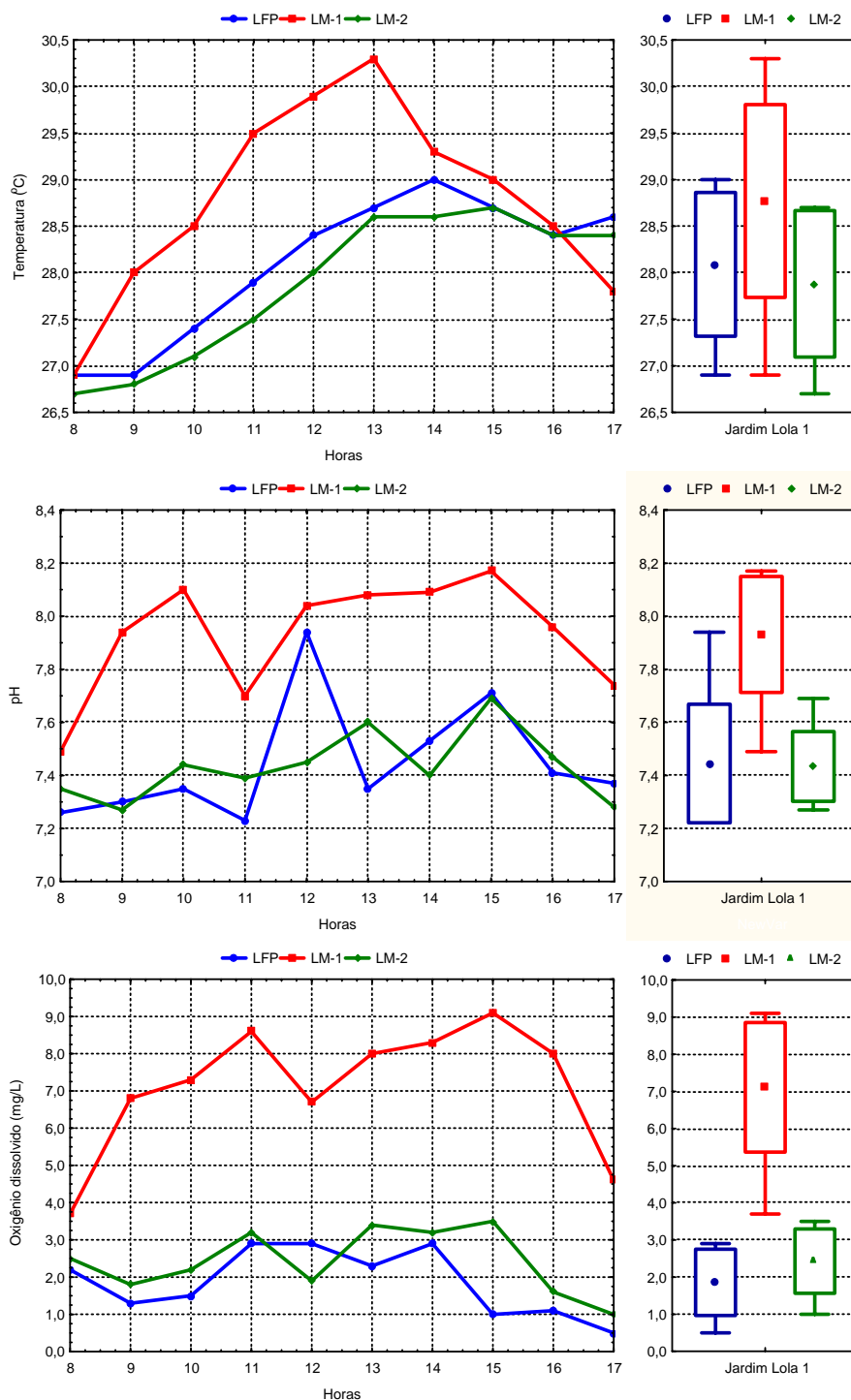


Figura 5.22 – Variação de temperatura, pH e oxigênio dissolvido e resumo estatístico ao longo perfil de 10 horas nos efluentes das lagoas do sistema Jardim Lola 1.

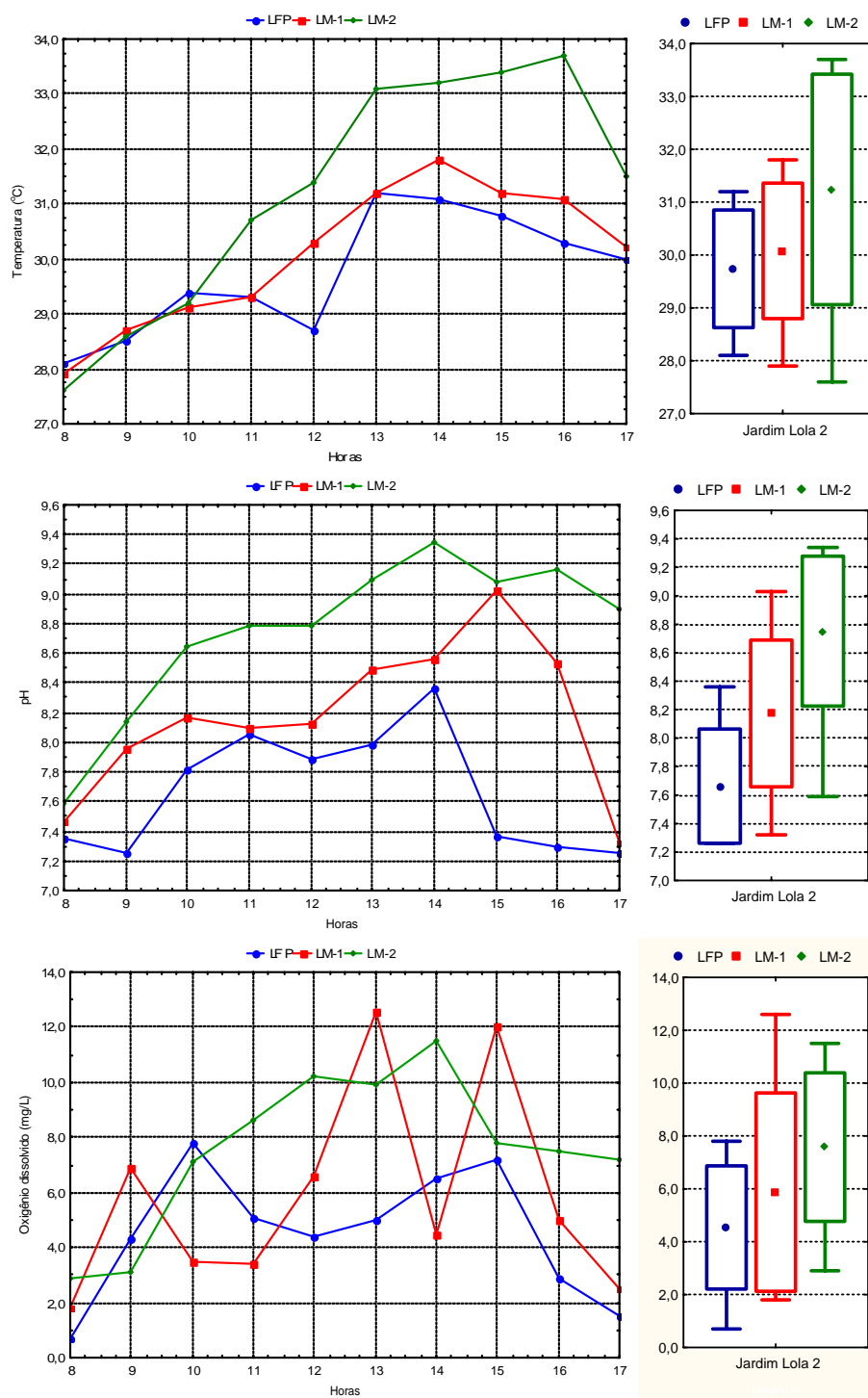


Figura 5.23 – Variação de temperatura, pH e oxigênio dissolvido e resumo estatístico ao longo perfil de 10 horas nos efluentes das lagoas do sistema Jardim Lola 2.

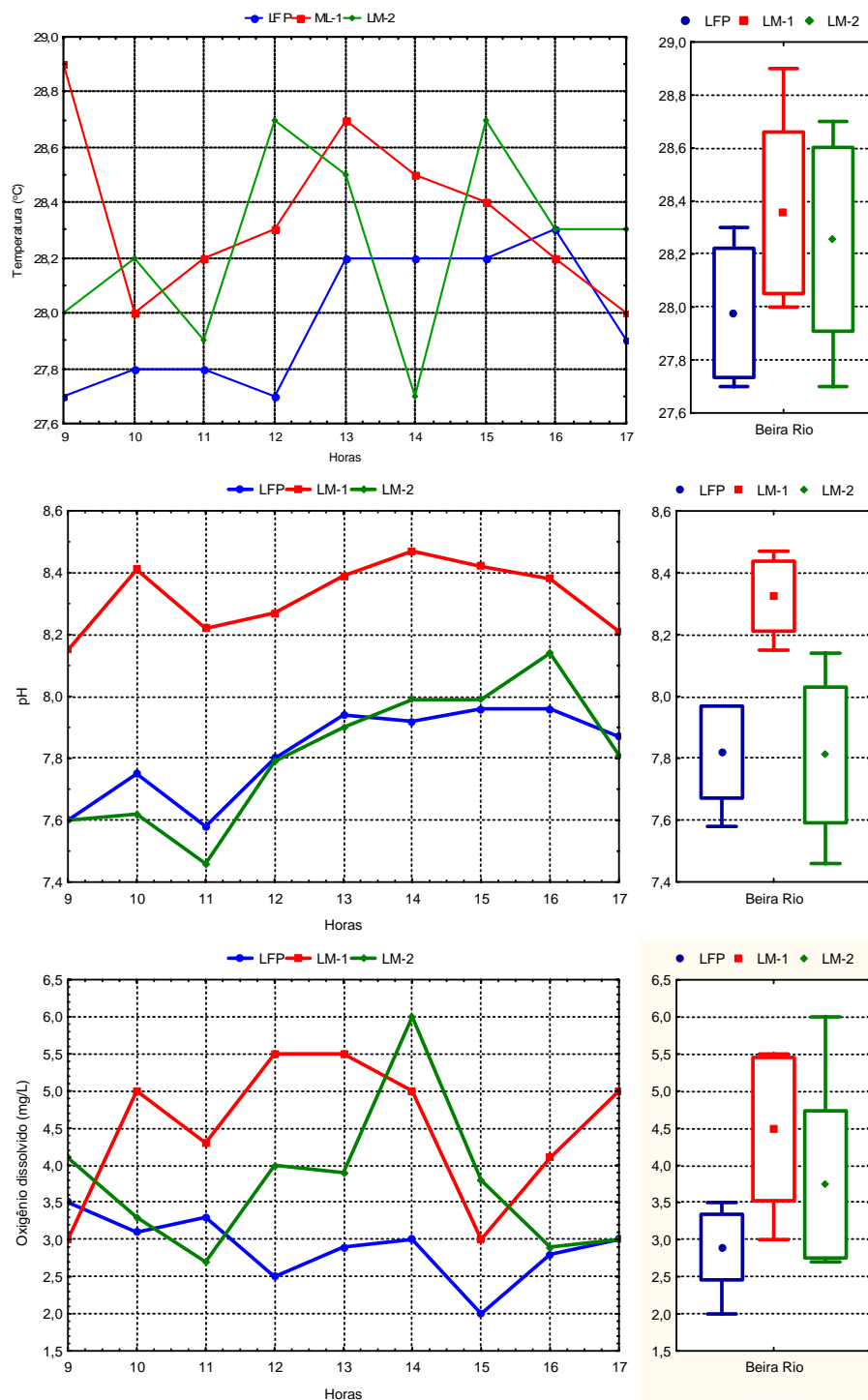


Figura 5.24 – Variação de temperatura, pH e oxigênio dissolvido e resumo estatístico ao longo perfil de 10 horas nos efluentes das lagoas do sistema Beira Rio.

Os valores médios de pH variaram de 7,4 a 7,9 (Jardim Lola 1), de 7,7 a 8,8 (Jardim Lola 2) e de 7,8 a 8,3 (Beira Rio). Nos sistemas Jardim Lola 1 e Beira Rio as

concentrações médias mais elevadas foram verificadas na primeira lagoa de maturação das séries enquanto que em Jardim Lola 2 tais valores foram continuamente aumentando ao longo do sistema, reproduzindo o mesmo comportamento observado durante o monitoramento de rotina.

Os valores de pH mais elevados foram de 8,2 (Jardim Lola 1 – LM-1), 9,3 (Jardim Lola 2 – LM-2) e 8,5 (Beira Rio – LM-1), sempre detectados no período da tarde às 15, 14 e 14 h, respectivamente. Os resultados indicam que as séries podem ter favorecido remoções de nitrogênio amoniacal via mecanismo de volatilização, particularmente durante as horas de maior intensidade luminosa, estimulado também pela elevada incidência de ventos nas áreas dos sistemas de estudo e a temperatura elevada das lagoas.

As concentrações máximas e médias de oxigênio dissolvido apresentaram comportamento similar ao pH: maiores valores na primeira lagoa de maturação nos sistemas Jardim Lola e Beira Rio, e crescimento contínuo em Jardim Lola 2. Os valores mais elevados também ocorreram pela parte da tarde coincidindo com os valores máximos de pH. O maior valor foi de 11,5 mg/L, observado no efluente final de Jardim Lola 2, seguido de 9,1 mg/L, obtido em Jardim Lola 1 (LM-1) e 6,0 mg/L no sistema Beira Rio (LM-2). Os valores médios obtidos ao longo de cada série foram 1,9 mg/L, 7,1 mg/L e 2,4 mg/L, em Jardim Lola 1; 4,5 mg/L, 5,9 mg/L e 7,7 mg/L, em Jardim Lola 2; e 2,9 mg/L, 4,5 mg/L e 3,7 mg/L, no sistema Beira Rio, respectivamente para amostras coletadas em LFP, LM-1 e LM-2.

6. CONCLUSÃO

Os esgotos brutos afluentes das ETE's de Jardim Lola 1, Jardim Lola 2 e Beira Rio são significativamente concentrados em termos de DBO, DQO, sólidos, nitrogênio amoniacal e coliformes termotolerantes. A proximidade da bacia contribuinte da estação de tratamento associada à classe sócio-econômica (média-baixa) da população, que favorece o menor consumo per-capita de água, pode ter influenciado na elevada concentração média destes parâmetros no esgoto bruto.

As DBO médias medidas no esgoto bruto dos três sistemas de tratamento foram de 628 mg/L (Jardim Lola 1), 688 mg/L (Jardim Lola 2) e 594 mg/L (Beira Rio) sendo cerca de duas vezes superior àquela considerada no projeto. Este fato deve ser levado em consideração quando em fase de projeto, para que sejam adotados valores de DBO no esgoto mais realísticos. Provavelmente, para este caso em particular, a DBO no esgoto bruto de cerca de 350 mg/L utilizada no projeto, tenha sido um valor muito conservador. Valores entre 600 e 700 mg/L parecem ser mais realista para o Estado do Rio Grande do Norte para classe média-baixa.

Os maiores percentuais de remoção de DBO e DQO ocorreram predominantemente nas lagoas facultativas primárias dos três sistemas, sendo a da ETE de Beira Rio a mais eficiente devido ao fato de apresentar maior tempo de detenção hidráulica, confirmando o que diz a literatura, e após estas lagoas não foram observadas remoções significativas, sendo que a lagoa de maturação de Jardim Lola 1, praticamente não removeu a matéria orgânica.

Foram obtidas remoções totais de DBO na faixa de 72% a 85% e DQO na faixa de 58% a 73%. A maior remoção ocorreu no sistema de Beira Rio, a qual apresentava maior tempo de detenção hidráulica, aproximadamente de 89 dias. As menores remoções foram verificadas nas ETE's de Jardim Lola 1 e Jardim Lola 2, que além de apresentarem tempo de detenção hidráulica menores de 36 e de 18 dias respectivamente, tinham seus reatores facultativos primários muito assoreados.

Os efluentes finais apresentaram concentrações de DBO na faixa de 93 a 163 mg/L e DQO entre 222 e 465 mg/L correspondendo a valores elevados em

considerações aos padrões de lançamento em corpos de água. Provavelmente a grande quantidade de algas nestes efluentes tenham contribuído para estes elevados valores de matéria orgânica obtidos nos mesmos.

Os esgotos brutos afluentes de Jardim Lola 1, Jardim Lola 2 e Beira Rio apresentaram concentrações médias de coliformes termotolerantes de 10^9 NMP/100 mL, muito superior ao valor de 10^7 considerado nos projetos.

As três séries obtiveram remoções médias de coliformes fecais entre 99,896 e 99,999%. Mesmo com valores elevados de remoção, os sistemas de Jardim Lola 1 e Jardim Lola 2 produziram efluentes finais com qualidade bem inferior ao esperado. Este desempenho está diretamente relacionado às elevadas cargas orgânicas aplicadas nos dois sistemas; como consequência apresentaram características anaeróbias na maior parte do ciclo diário, tais como baixas concentrações de oxigênio dissolvido, assim como os valores de pH próximo a neutralidade e, além disso, não tiveram aumento significativo durante as séries de lagoas e ao longo do ciclo diário.

As séries obtiveram remoções médias de amônia entre 57 (ETEs Jardim Lola) e 85% (Beira Rio). As concentrações médias de amônia nos efluentes finais estavam entre 7,5 e 17,4 mg/L, abaixo do padrão de lançamento da resolução CONAMA 357/2005.

As remoções médias obtidas de sólidos totais e sólidos suspensos pelos sistemas de tratamento variaram entre 27 a 55% e 24 e 86% respectivamente. As concentrações médias de sólidos totais nos efluentes finais estavam entre 546 (Beira Rio), e 816 (Jardim Lola 2), mg/L e as de sólidos suspensos entre 99 (Beira Rio), e 464 mg/L (Jardim Lola 1).

Mesmo operando com vazão, aproximadamente, metade do valor do projeto, favorecendo a elevação do respectivo tempo de detenção hidráulica, possibilitando melhor remoção de tratamento. Mesmo assim, o sistema de lagoa de estabilização de Beira Rio, apresentou elevados teores de coliformes termotolerantes e carga orgânicas nos seu efluente.

Os três sistemas de tratamento estudado apresentaram característica de má operação e manutenção que conjuntamente com a adoção de parâmetros inadequados de projetos contribuíram para a baixa qualidade dos seus efluentes.

Os efluentes tratados apresentaram teores de carga orgânica, bactérias, nitrogênio amoniacal e de sólidos que indicam a necessidade de tratamento complementar ou melhoria nas condições operacionais dos sistemas.

Em relação à manutenção e operação, observaram-se as seguintes falhas: dificuldade de remoção e reposição das pesadas tampas de caixas de inspeção; não retirada constantemente do lodo sobrenadante; falta de local adequado para disposição final do lodo no sistema de Jardim Lola 2; falta de área adequada para secagem do lodo em Jardim Lola 1 e Beira Rio; assoreamento das áreas próximas a entrada por falta de limpeza das caixas de areia; falta de medidores de vazão, e ação predatória da população.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA) *et al.*. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18th edition. Public Health Association Inc., New York, 1992.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA) *et al.*. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 19th edition. Washington, 1995.

ANDRADE NETO, C. O. Sistema simples para tratamento de esgotos sanitários: experiência brasileira. Rio de Janeiro: ABES, 1997.

ARAÚJO, A. L. C. Comportamento de formas de fósforo em sistemas de lagoas de estabilização em série, em escala-piloto sob diferentes configurações tratando esgoto doméstico. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 1993.

ARAÚJO, A. L. C.; DUARTE, M. A. C.; VALE, M. B. Avaliação preliminar de quatro séries de lagoas de estabilização na Grande Natal-RN. In: X SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. *Anais*. Braga Portugal, 2002.

ARAÚJO, A. L. C.; DUARTE, M. A. C.; VALE, M. B. Avaliação de quatro séries de lagoas de estabilização na Grande Natal-RN. ABES, 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2003.

ARAÚJO, L. F. P. Reuso com lagoas de estabilização, potencialidade no Ceará. SEMACE, Fortaleza, CE, 2000.

ARTHUR, J. P. Notes on the design and operation of waste stabilization ponds in warm climates of developing countries. Technical paper nº 7. Washington: World Bank, 1983.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 357 de 17 de março de 2005.

CASTRO, L. R., CORTES L. A. B. Influência da temperatura no desempenho de biodigestores com esterco bovino. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 2, n.1. p 97 – 102. Campina Grande – PB, DEAg/UFPB, 1998.

CETESB. Operação e manutenção de lagoas anaeróbias e facultativas. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, São Paulo, 1989.

CHERNICHARO, C. A. L. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Biodigestores Anaeróbios. V.5, Belo Horizonte. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997.

CURTIS, T. P.; MARA, D. D.; DIXO, N. G. H.; SILVA, S. A. Light penetration in waste stabilization ponds. Wat. Res., great Britain, v.28, n.5, p. 1031-1038, 1994.

DE OLIVEIRA, R. The performance of deep waste stabilization ponds in northeast Brazil. Tese de Doutorado. Universidade de Leeds, UK, 1990.

DE OLIVEIRA, R.; SILVA, S.A.; ARAÚJO, A.L.C.; SOARES, J.; MARA, D.D.; PEARSON, H.W. The performance of a pilot-scale series of ten ponds treating municipal sewage in northeast Brazil. Waste Science & Technology, 33 (7), pp. 165-171, 1996.

ELLIS, K. V. Stabilization ponds: design and operation. Critical Reviews in Environmental Control, 13 (2), 1983.

EPA. Process design manual for nitrogen control. U. S. Environmental Protection Agency, Washington D. C., USA, 1975.

FONSECA, P. W. Avaliação do desempenho e caracterização de parâmetros em lagoas facultativas e de maturação. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2005.

JORDÃO, E. P. e PESSÔA, C. A. Tratamento de esgotos doméstico. 3ª edição, ABES, 1995.

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

LETTINGA, G.; HULSHOFF POL, L. W.; ZEEMANG, G. Biological wastewater treatment. Lecture notes. Wageningen Agricultural University, ed. January, 1996.

MACÊDO, S. L. Avaliação da taxa de decaimento de coliformes fecais no Sistema de Lagoas de Estabilização de Ponta Negra. Dissertação de Mestrado. UFRN, Natal-RN, 2005.

MARA, D. D. Sewage Treatment in Hot Climates. Chichester: John Wiley & Sons, 1976.

MARA, D. D.; ALABASTER, G. P.; PEARSON, H. W.; MILLS, S. W. Waste Stabilization Ponds - A Design Manual for the Eastern Africa. Lagoon International Technology Ltd, 1992.

MARA, D. D. and PEARSON, H. W. Artificial freshwater environment: Waste stabilization ponds. In: Biotechnology - A comprehensive treatise, Vol. 8, Chapter 4. (Ed. H. J. Rehm and G. Reed). Weinheim: Verlagsgesellschaft, pp. 177-206, 1986.

MARA, D.D. and PEARSON, H. W. Waste stabilization ponds design manual for Mediterranean Europe. Copenhagen: World Health Organization Regional Office for Europe, 1987.

MARA, D. D. and PEARSON, H. W. Design manual for waste stabilization ponds in Mediterranean Europe. Lees: Lagoon Technology International, 1998.

MAYO, A. W. Effect of pond depth on bacterial mortality rate. Journal of Environmental Engineering, 115 (5), pp. 964-977, 1989.

MAYO, A. W. Modelling coliform mortality in waste stabilization ponds. J. Env. Eng. Div., ASCE, v.121, n.2, p. 140-152, 1995.

MENDONÇA, S. R. Lagoa de estabilização e aeradas mecanicamente: novos conceitos. João Pessoa, PB, 1990.

MOELLER, J. R. and CALKINS, J. Bactericidal agents in wastewater lagoons and lagoon desing. Journal of the Water Pollution Control Federation, v. 52, n.10, pp. 2442-2451, 1980.

OLIVEIRA, L. F. F. Eficiências de Remoção de Carga Orgânica por Lagoas de Estabilização. ABES, 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1999.

OMS. Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture. WHO Scientific group technical report. Genebra, series 778, 1989.

PEARSON, H. W.; MARA, D. D.; MILLS, S. W.; SMALLMAN, D. J. Physico-chemical parameters influencing faecal bacterial survival in waste stabilization ponds. Wat. Sci. Teach, Great Britan, v.19, n.12, p.145-152, 1987.

PEDROZA, M. M. Comportamento de formas de nitrogênio e fósforo em sistemas de lagoas facultativas primárias providas de chicana, tratando esgotos domésticos. Dissertação de mestrado. UFPB, Campina Grande, 2000.

PEREIRA, C. M. Avaliação do uso de peixes planctófagos como auxiliares do tratamento de efluentes. Dissertação de Mestrado. Departamento de Aqüicultura - Universidade Federal de Santa Catarina, 2000.

POLPRASERT, C.; DISSANAYAKE, M. G.; THANH, N. C. Bacterial die-off kinetics in waste stabilization ponds. Journal Water Pollution Control Federation, v.55, n.3, p.285-296, 1983.

RAMADAN, H. & PONCE, V. M. Design and Performance of Waste Stabilization Ponds, 2003. <http://stabilizationponds.sdsu.edu/>

RAVEN, P. H.; EVERT, R. F.; EICHHORN, S. E. *Biologia vegetal*. 5ª ed., Editora Guanabara Koogan S.A., Rio de Janeiro, 1992.

REED, S. S. Nitrogen removal in stabilization ponds. *Journal of the Water Pollution Control Federations*, 57 (1), 39-45, 1985.

REEVES, T. G. Nitrogen removal: a literature review. *Journal of the Water Pollution Control Federation*. 57 (1), 39-45, 1972.

SALIH, A. A. Performance Evaluation of the Aero-fac Wastewater Treatment Process at Errol, Scotland. Tese de Doutorado. Universidade de Leeds, UK, 2004.

SANTOS, J. L.; LUCAS FILHO, M.; ARAÚJO, A. L. C.; Avaliação de tecnologias de pós-tratamento de efluentes de lagoa facultativa primária objetivando o reúso na irrigação agrícola. *Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 2005.

SILVA, F. J. A. Estudo do ciclo do nitrogênio em lagoas de estabilização tratando esgotos domésticos no Nordeste do Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 1994.

SILVA, J. L. B. Estudo sobre a remoção de fósforo em uma série longa de dez lagoas de estabilização tratando esgotos domésticos em região de clima tropical. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 1992.

SILVA, S. A. On the treatment of domestic sewage in waste stabilization ponds in northeast Brazil. Tese de Doutorado. Universidade de Dundee, UK, 1982.

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

SILVA, S. A.; ATHAYDE JR.; de OLIVEIRA, R.; ARAÚJO, A. L. C.; SILVA, S. T. A.; PEARSON, H. W. Efeito de características físicas e operacionais na cinética de remoção de coliformes fecais em lagoas facultativas secundárias e de maturação.

Anais do 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. I-076; pp 475-479, 1997.

SPECTROPHOTOMETR HANDBOOK DR/2000. HACH Company. Loveland, Colorado U.S.A., 1991.

SPEECE, R. E. Anaerobic biotechnology for industrial waste treatment. Environmental Science and technology, v. 17, n 9. p. 416-A – 427-A, 1983.

STAINER, R. U.; INGRAHAM, J. L.; WHEELSIS, M. L.; PAIRTES, P. R. The Microbial World. New Jersey: Prentice Hall, 1986.

TRAJANO, A. S. A. Influência das características físicas e operacionais no desempenho de lagoas facultativas secundárias e de maturação. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 1999.

VIEIRA, J. R. G. Avaliação da eficiência na remoção de fósforo em lagoas de estabilização em escala real no Nordeste do Brasil. Dissertação de Mestrado. UFRN, Natal-RN, 2003.

VIEIRA, M. R.; OLIVEIRA, S. M. A. C.; VON SPERLING, M. ; CHERNICHARO, C.A.L.; ALÉM SOBRINHO, P. Avaliação do desempenho de 115 lagoas facultativas primárias e secundárias no Sudeste do Brasil, tratando esgotos municipais. In: XI SILUBESA - Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2004, Natal. XI SILUBESA - Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2004. v. 1.

VON SPERLING, M. introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. V.1, Belo Horizonte: DESA, UFMG, 2005.

VON SPERLING, M. Princípios básicos de tratamento de esgoto. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol. 2. Belo Horizonte: DESA, UFMG, 1996.

VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol. 3. Lagoas de estabilização. 2º edição. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, 2002.

XAVIER, C. A . N.; SANTOS T. M. e LUCAS JUNIOR J. Avaliação de dois níveis de inóculo em substratos para biodigestão anaeróbia de dejetos bovinocultura leiteira, II Encontro Internacional de Integração Técnico-científica para o Desenvolvimento sustentável do Cerrado e Pantanal, 2002,