

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

ANA GLÁUCIA MAGALHÃES SILVEIRA

**ANÁLISE DE EFICIÊNCIA E CONFIABILIDADE EM SISTEMAS DE BAIXO
CUSTO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS DO TIPO LAGOAS DE
ESTABILIZAÇÃO**

**FORTALEZA
2011**

ANA GLÁUCIA MAGALHÃES SILVEIRA

**ANÁLISE DE EFICIÊNCIA E CONFIABILIDADE EM SISTEMAS DE BAIXO
CUSTO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS DO TIPO LAGOAS DE
ESTABILIZAÇÃO**

Dissertação submetida à Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia Civil.

Área de concentração: Saneamento Ambiental

Orientador: Prof. Dr. André Bezerra dos Santos

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca de Pós-Graduação em Engenharia - BPGE

-
- S586a Silveira, Ana Gláucia Magalhães.
 Análise de eficiência e confiabilidade em sistemas de baixo custo de tratamento de esgotos do tipo lagoas de estabilização / Ana Gláucia Magalhães Silveira. – 2011.
 108 f. : il. color., enc. ; 30 cm.
- Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Fortaleza, 2011.
 Área de Concentração: Saneamento Ambiental
 Orientação: Prof. Dr. André Bezerra dos Santos.
1. Saneamento. 2. Águas residuais - Purificação. I. Título.

ANA GLÁUCIA MAGALHÃES SILVEIRA

**ANÁLISE DE EFICIÊNCIA E CONFIABILIDADE EM SISTEMAS DE BAIXO
CUSTO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS DO TIPO LAGOAS DE
ESTABILIZAÇÃO**

Dissertação submetida à Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia Civil, na área de concentração em Saneamento Ambiental.

Dissertação será defendida e julgada 11/11/2011.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. André Bezerra dos Santos (Orientador)
Universidade Federal do Ceará – UFC

Prof. Dr. Vítor Moreira da Rocha Ponte
Universidade Federal do Ceará – UFC

Dr. Alexandre Colzi Lopes
Pesquisador Pós-Doc PNPd/CAPES

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo dom da vida, razão da minha existência, por me proporcionar uma vida feliz, repleta de pessoas maravilhosas, e me ajudar a superar todas as dificuldades.

Aos meus pais, pelo cuidado, paciência, apoio e exemplo de vida.

Ao Marcos Erick, por seu amor, paciência e ajuda em todas as fases desse trabalho.

Ao Prof. André, pela orientação, dedicação e apoio.

À CAGECE, pela instituição que representa, e pelas pessoas maravilhosas com quem tenho que conviver todo dia.

À Neuma e Marlyde, pelo apoio e compreensão.

À toda equipe da GECCOQ – Gerência de Controle de Qualidade do Produto, especialmente as pessoas que fazem parte do LAR – Laboratório de Águas Residuárias: Socorro, Janete, Lúcia, Walber, Cleyciane, Marcinha, Ednard e Eliabe pela ajuda, amizade, companheirismo, espírito de equipe e por me aguentarem!

Às meninas do Hidro, pela ajuda, amizade e apoio de sempre.

Aos professores do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental pelo conhecimento transmitido.

E todos que, de alguma forma, contribuíram para a execução desse trabalho.

Muito obrigada!

RESUMO

A presente pesquisa teve como objetivo geral realizar uma análise de desempenho, confiabilidade e situação operacional de lagoas de estabilização localizadas em Fortaleza e na sua Região Metropolitana. A confiabilidade foi avaliada por meio do Coeficiente de Confiabilidade (CDC) e o desempenho foi avaliado por meio de estatística descritiva, eficiência de remoção e percentual de atendimento aos padrões ambientais de lançamento vigentes. Por fim, realizou-se um diagnóstico operacional das Estações de Tratamento de Esgotos (ETE's) a partir de inspeções de campo. Foram selecionadas oito lagoas de estabilização e os dados analisados corresponderam ao período de janeiro de 2007 a março de 2011. Optou-se por estudar os parâmetros de maior relevância e mais analisados no período avaliado: pH, DQO, DQO filtrada, DBO, DBO filtrada, OD, SST, sólidos sedimentáveis, amônia, coliformes totais e *E.coli*. A verificação da forma da distribuição de frequência dos indicadores DBO, DQO, SST, Amônia e *E.coli* efluentes das ETEs foi efetuada em duas etapas. Esta verificação consistiu de testes de aderência às distribuições normal, lognormal, gama e exponencial, através dos testes do Qui-quadrado (χ^2) e Kolmogorov-Smirnov. O teste gráfico "Probability - Probability Plot" foi utilizado, em alguns casos, para verificação da distribuição teórica que melhor se ajustava aos dados amostrais. Os "softwares" utilizados para execução dos testes foram o Statistica 7.0 e Statgraphics Centurion XV. O desempenho das ETEs nos parâmetros pH, DQO filtrada e DBO filtrada não foi muito significativo, entretanto nos parâmetros OD, SST, amônia e *E.coli* observou-se uma clara superioridade da tipologia ANA+FAC+MAT. Em relação à eficiência, verificou-se também os melhores resultados para esta tipologia, que por apresentar um maior número de unidades de tratamento também apresentou maior estabilidade. No diagnóstico operacional, os aspectos mais relevantes observados podem indicar que as lagoas estavam assoreadas ou necessitavam de dragagem do lodo, interferindo no TDH ou ainda estariam sobrecarregadas organicamente, prejudicando diretamente a confiabilidade, a eficiência e o desempenho das ETEs estudadas. Os testes de aderência mostraram que a maioria dos parâmetros avaliados seguiu uma distribuição lognormal, em especial os que apresentavam maior quantidade de dados. Para todos os parâmetros, foi grande a variabilidade dos coeficientes de variação e de confiabilidade das ETEs, não sendo evidenciada correlação entre os valores de CDC e as modalidades de tratamento. Quanto ao percentual de atendimento à legislação, verificou-se também um desempenho superior da modalidade ANA+FAC+MAT e um desempenho aquém do esperado para a tipologia FAC, demonstrando um tratamento deficiente se comparado às outras modalidades de lagoas de estabilização.

Palavras-chave: confiabilidade, eficiência, desempenho, estação de tratamento de esgotos, padrões de lançamento.

ABSTRACT

The present work aimed to analyze the performance, reliability and operational situation of stabilization ponds located in Fortaleza and its Metropolitan Region. The reliability was assessed by using the Coefficient of Reliability (COR) and the performance was assessed by using descriptive statistics, removal efficiency and percentage of compliance with the discharge limits. Finally, operational diagnostics of the Wastewater Treatment Plants (WTP) was carried out from field inspections. Eight stabilization ponds were selected and the analyzed data corresponded to the period from January 2007 to March 2011. The most important parameters were studied and analyzed over the period assessed: pH, COD, filtered COD, BOD, filtered BOD, DO, TSS, settleable solids, ammonia, total coliforms and *E.coli*. Shape verification of the frequency distribution for the treated sewage indicators BOD, COD, TSS, ammonia and *E. coli* was conducted in two stages. This verification consisted of adherence tests to normal, lognormal, gamma and exponential tests of compliance with normal distributions by using the chi-square (χ^2) and Kolmogorov-Smirnov tests. The graphical test "Probability - Probability Plot" was used in some cases to verify the theoretical distribution that best fit the sample data. The computer programs used to perform the tests were Statistica 7.0 and Statgraphics Centurion XV. WTPs performances with regard to the parameters pH, filtered COD and filtered BOD was not very significant. However, the parameters DO, TSS, ammonia and *E. coli* showed a clear superiority of the type ANA + FAC + MAT. Regarding efficiency, the best results were verified for this configuration, which, for having a higher number of treatment units, also showed a higher stability. In the operational diagnostics, the most relevant aspects observed may indicate that the ponds were silted or needed to have the sludge dredged, which interfered in the TDH or they would be organically overloaded, which directly impaired the reliability, efficiency and performance of the studied WTPs. The adherence tests showed that most of the evaluated parameters followed a lognormal distribution, especially those with higher amounts of data. For all parameters, there was a great variability in terms of CV and COR, and there was not an evident correlation between the values of COR and treatment types. In relation to the discharge limits, there was also a superior performance of the ANA + FAC + MAT treatment type and a low non expected performance for the FAC type, showing a poor treatment when compared to other types of stabilization ponds.

Keywords: reliability, efficiency, performance, wastewater treatment plants, release standards.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Variação das proporções de sulfeto de hidrogênio, bissulfito e sulfeto com pH em uma solução aquosa.....	24
Figura 2 – Variação diária de oxigênio dissolvido na superfície de uma lagoa facultativa..	26
Figura 3 – Zonas existentes em uma lagoa facultativa e relação entre bactérias e algas.....	27
Figura 4 - Identificação dos valores extremos e <i>outliers</i> em relação ao conjunto de dados ..	46
Figura 5 – Boxplot da quantidade de dados efluentes das ETEs analisadas no período de 2007 a 2011	55
Figura 6 – Boxplot da variação do pH em lagoas facultativas (FAC)	57
Figura 7 – Boxplot da variação do pH em lagoas facultativas seguidas de maturação (FAC+MAT).....	57
Figura 8 – Boxplot da variação de pH em lagoas anaeróbias seguidas de facultativa e maturação em série (ANA+FAC+MAT)	58
Figura 9 – Boxplot da variação de DQO nas lagoas facultativas (FAC)	59
Figura 10 – Boxplot da variação de DQO em lagoas facultativas seguidas de maturação (FAC+MAT).....	59
Figura 11 – Boxplot da variação de DQO em lagoas anaeróbias seguidas de facultativa e maturação em série (ANA+FAC+MAT)	59
Figura 12 – Boxplot da variação da DQO filtrada nas lagoas facultativas (FAC)	61
Figura 13 – Boxplot da variação de DQO filtrada em lagoas facultativas seguidas de maturação (FAC+MAT).....	61
Figura 14 – Boxplot da variação de DQO filtrada em lagoas anaeróbias seguidas de facultativa e maturação em série (ANA+FAC+MAT).....	62
Figura 15 – Boxplot da variação de DBO nas lagoas facultativas (FAC).....	63
Figura 16 – Boxplot da variação da DBO em lagoas facultativas seguidas de maturação (FAC+MAT).....	63
Figura 17 – Boxplot da variação de DBO em lagoas anaeróbias seguidas de facultativa e maturação em série (ANA+FAC+MAT)	64
Figura 18 – Boxplot da variação da DBO filtrada nas lagoas facultativas (FAC)	65
Figura 19 – Boxplot da variação de DBO filtrada em lagoas facultativas seguidas de maturação (FAC+MAT).....	65
Figura 20 – Boxplot da variação de DBO filtrada em lagoas anaeróbias seguidas de facultativa e maturação em série (ANA+FAC+MAT).....	66

Figura 21 – Boxplot da variação da Amônia em lagoas facultativas (FAC).....	67
Figura 22 – Boxplot da variação da Amônia em lagoas facultativas seguidas de maturação (FAC+MAT).....	67
Figura 23 – Boxplot da variação de Amônia em lagoas anaeróbias seguidas de facultativa e maturação em série (ANA+FAC+MAT)	67
Figura 24 – Boxplot da variação de <i>E. coli</i> em lagoas facultativas (FAC)	69
Figura 25 – Boxplot da variação de <i>E.coli</i> em lagoas facultativas seguidas de maturação (FAC+MAT).....	69
Figura 26 – Boxplot da variação em <i>E.coli</i> em lagoas anaeróbias seguidas de facultativa e maturação em série (ANA+FAC+MAT)	70
Figura 27 – Boxplot da variação de <i>E.coli</i> nas ETes Marechal Rondon e Palmeiras	70
Figura 28 – Distribuição de frequência acumulada para os parâmetros pH, SST, DQO Filtrada, DBO Filtrada, OD, amônia e <i>E.coli</i> em função das tipologias estudadas	72
Figura 29 – Escuma na lagoa anaeróbia – Marechal Rondon	77
Figura 30 – Assoreamento da Lagoa Anaeróbia - Palmeiras	77
Figura 31 – Vegetação na FAC 1 – Araturi.....	77
Figura 32 – Vegetação na lagoa facultativa – Nova Metrópole	77
Figura 33 – Vegetação na lagoa facultativa – Marechal Rondon.....	78
Figura 34 – Lagoa de Maturação 1 - Palmeiras	78
Figura 35 – Lagoa Facultativa 1 – Tabapuá	78
Figura 36 – Lagoa facultativa – Nova Metrópole.....	78
Figura 37 – Lagoa Facultativa Secundária - Tupãmirim.....	79
Figura 38 – Vertedouro da Lagoa Anaeróbia – Palmeiras	79
Figura 39 – Lagoa de Maturação 3 – Marechal Rondon.....	80
Figura 40 – Lagoa de Maturação – Parque Fluminense.....	80
Figura 41 – Assoreamento na lagoa facultativa – Nova Metrópole.....	80
Figura 42 – Assoreamento da Lagoa Anaeróbia - Palmeiras	80
Figura 43 – Eficiência de remoção de DQO por tipologia de lagoas de estabilização	83
Figura 44 – Eficiência de remoção de DBO por tipologia de lagoas de estabilização	84
Figura 45 – Eficiência de remoção de SST por tipologia de lagoas de estabilização.....	85
Figura 46 – Eficiência de remoção de Amônia por tipologia de lagoas de estabilização	86
Figura 47 – Eficiência de remoção de Fósforo por tipologia de lagoas de estabilização	87
Figura 48 – Eficiência de remoção de <i>E.coli</i> por tipologia de lagoas de estabilização	87
Figura 49 – Eficiência de remoção de <i>E.coli</i> das tipologias FAC+MAT e ANA+FAC+MAT	

.....	88
Figura 50 – Exemplos de gráficos “Probability – Probability Plot” utilizados para a verificação das distribuições lognormal (A) e normal (B).....	92
Figura 51 – Valores de CDC em função do CV, considerando diferentes níveis de confiabilidade.....	94

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Padrões de Lançamento de Esgoto das Legislações Estadual e Nacional.....	33
Tabela 2 – Amostragem mínima a ser realizada em ETEs.....	34
Tabela 3 – Frequência dos parâmetros analisados no plano de monitoramento de esgotos da Companhia de Água e Esgoto do Ceará - CAGECE	44
Tabela 4 – Descrição das lagoas de estabilização avaliadas e suas respectivas configurações	45
Tabela 6 – Valores da variável normal padronizada para diferentes níveis de confiabilidade.....	51
Tabela 7 – Procedimento de cálculo do CDC, m_x e percentual esperado de atendimento às metas de descarte de esgoto.....	51
Tabela 8 – Descrição das lagoas de estabilização avaliadas.....	53
Tabela 9 – Estatística descritiva do número de dados efluentes.....	54
Tabela 10 – Estatística descritiva referente às concentrações efluentes por tipo de lagoa.....	56
Tabela 11 – Principais problemas operacionais observados nas ETEs	76
Tabela 12 – Estatística descritiva de eficiência de remoção dos constituintes analisados por ETE.....	82
Tabela 13 – Testes de aderência às distribuições normal, lognormal, gama e exponencial.....	90
Tabela 14 – Coeficientes de confiabilidade (CDC) para diversos valores de CV e níveis de confiabilidade.....	94
Tabela 15 – Dados de CV e CDC das ETEs estudadas, calculados para um nível de confiabilidade de 95%.....	95
Tabela 17 – Percentual Esperado de Atendimento à Legislação	100

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

α	Probabilidade de falha de alcançar o padrão
ANA+FAC+MAT	Anaeróbia seguida de facultativa e maturação em série
CAGECE	Companhia de Água e Esgoto do Ceará
CDC	Coefficiente de Confiabilidade
CT	Coliformes Totais
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CV	Coefficiente de Variação
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DQO	Demanda química de oxigênio
<i>E.coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
ETE	Estação de tratamento de esgotos
FAC	Facultativa
FAC+MAT	Facultativa seguida de maturação
m_x	Concentração média esperada para atendimento à meta
OD	Oxigênio dissolvido
pH	Potencial hidrogeniônico
QI	Quartil inferior
QS	Quartil superior
RMF	Região metropolitana de Fortaleza
δ	Desvio padrão dos dados efluentes
SEMACE	Superintendência Estadual do Meio Ambiente do Ceará
SST	Sólidos Suspensos Totais
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
μ	Média efluente dos dados de tratamento das ETES
X_s	Concentração efluente especificada na legislação (meta)
Z	Probabilidade cumulativa da distribuição normal padronizada
$Z_{(1-\alpha)}$	Variável normal padronizada

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	15
2. OBJETIVOS.....	17
2.1 Objetivo Geral	17
2.2 Objetivos específicos.....	17
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
3.1 Importância do Saneamento	18
3.2 Lagoas de Estabilização.....	19
3.2.1 Lagoas Anaeróbias.....	21
3.2.2 Lagoas Facultativas.....	24
3.2.3 Lagoas de Maturação	28
3.2.4 Remoção de Nitrogênio.....	30
3.3 Padrões de Lançamento	31
3.4 Eficiência de Remoção dos Constituintes.....	35
3.5 Confiabilidade e Desempenho dos Sistemas de Tratamento de Esgoto.....	36
3.5.1 Avaliação de Confiabilidade e Desempenho.....	36
3.5.2 A Distribuição Lognormal e o Coeficiente de Confiabilidade (CDC).....	39
3.5.3 Avaliação de Desempenho	41
4. METODOLOGIA	44
4.1 Determinação e Eliminação das Inconsistências e Outliers	45
4.2 Estatística Descritiva dos Dados Utilizados	46
4.3 Diagnóstico Operacional	46
4.4 Eficiência de Remoção dos Constituintes.....	47
4.5 Atendimento aos Limites Preconizados pela Legislação	48
4.6 Adoção de um modelo de distribuição de probabilidade dos dados efluentes.....	49
4.7 Cálculos de Confiabilidade das Estações de Tratamento de Esgoto e das Modalidades de Tratamento.....	50
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	53
5.1 Organização dos Dados	53
5.2 Estatística Descritiva do Número de Dados.....	54
5.3 Desempenho e Atendimento aos Padrões.....	56
5.3.1 pH.....	57

5.3.2	Demanda Química de Oxigênio – DQO	58
5.3.3	DQO Filtrada	61
5.3.4	Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO	63
5.3.5	DBO Filtrada	65
5.3.6	Amônia	66
5.3.7	<i>Escherichia coli</i> – <i>E. coli</i>	69
5.4	Diagnóstico Operacional	75
5.5	Avaliação de Eficiência das ETEs	81
5.6	Caracterização das Distribuições de Probabilidade.....	89
5.7	Cálculos dos Coeficientes de Confiabilidade	93
5.8	Cálculos das Concentrações de projeto e do percentual esperado de atendimento à legislação.....	97
6.	CONCLUSÕES	103
7.	RECOMENDAÇÕES	104
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	105

1. INTRODUÇÃO

Apesar da ascendente preocupação com os recursos naturais e o crescente aumento dos investimentos públicos em saneamento, a carência brasileira nesta área pode ser verificada através dos dados divulgados pelo IBGE (2011), indicando que no Brasil 45,7% da população possui rede coletora de esgoto e apenas 29% da população é atendida por sistemas públicos de tratamento de esgotos sanitários. No Ceará 48% da população possui algum sistema de tratamento de esgoto instalado.

Dentre os diversos processos de tratamento de esgotos sanitários atualmente utilizados no Brasil, as lagoas de estabilização se destacam devido principalmente a sua simplicidade operacional e elevada eficiência de remoção de matéria orgânica, baixo custo de manutenção e operação, favorecidas pelas condições climáticas do Brasil, sendo largamente utilizadas também na região nordeste.

É, portanto, urgente a necessidade de estudos que forneçam subsídios à implantação de sistemas de tratamento de esgotos viáveis economicamente e que produzam efluentes de satisfatória qualidade físico-química e microbiológica, não comprometendo as características dos corpos d'água receptores e a saúde da população (GOTARDO *et al.*, 2004).

Os dados oriundos do monitoramento da qualidade do efluente de Estações de Tratamento de Esgoto – ETEs necessitam de um tratamento adequado. Para se fazer uma interpretação mais precisa e exata a respeito das verdadeiras condições do sistema é fundamental o uso de ferramentas estatísticas. Desta forma, a determinação de características importantes como atendimento aos padrões de lançamento, confiabilidade e desempenho podem representar, por exemplo, o sucesso de um determinado tipo de tratamento.

O conceito de confiabilidade tem estado presente em vários trabalhos na área e uma definição bastante aceita para o termo, é que a confiabilidade de um sistema é a probabilidade de se obter um desempenho adequado por, pelo menos, um período específico de tempo, sob determinadas condições. Em termos de desempenho de uma ETE, a confiabilidade pode ser entendida como a porcentagem de tempo em que se consegue

cumprir os padrões de lançamento de efluentes. Por conseguinte, ocorrerá uma falha de um processo de tratamento sempre que um dado padrão de lançamento de efluente for excedido (NIKU; SCHROEDER, 1981).

A confiabilidade operacional de uma ETE está relacionada aos aspectos de falhas nos equipamentos e aos aspectos inerentes ao processo de tratamento, buscando-se avaliar o grau de confiabilidade que foi alcançado pelos sistemas, definindo o limite ou padrão que pode ser alcançado em cada processo (VON SPERLING; PINTO; OLIVEIRA, 2009).

Entretanto, pouca atenção era dada à confiabilidade e ao desempenho das ETEs no Brasil. Estudos realizados por Oliveira (2006) em Minas Gerais e São Paulo, avaliaram dados operacionais de 208 ETEs compreendendo 21 processos de tratamentos. O enfoque principal do estudo foi o desempenho das tecnologias de tratamento de esgotos, considerando o alcance a diversas metas de qualidade, a variabilidade e a confiabilidade dos sistemas.

No Ceará, Monteiro (2009) analisou a eficiência e a confiabilidade de 56 ETEs situadas na Região Metropolitana de Fortaleza. Na referida pesquisa, foi avaliado o desempenho das ETEs individualmente e agrupadas por processo de tratamento, utilizando as eficiências médias de remoção, os coeficientes de confiabilidade e as concentrações de projeto para atenderem aos padrões de lançamento e metas de qualidade.

Um sistema de tratamento de esgotos, quando bem operado traz inúmeros benefícios para a população e se espera que sejam mais eficientes e confiáveis. Além disso, o impacto do lançamento de efluentes e a proteção dos corpos receptores é uma preocupação constante, e com o passar dos anos, as legislações ambientais que regulam os padrões de lançamento, tornaram-se cada vez mais rígidas, para garantir que os impactos ambientais provocados pela disposição destes efluentes sejam aceitáveis.

Outro aspecto a ser ressaltado é que com a mudança das legislações novos estudos de confiabilidade devem ser conduzidos com os recentes padrões de lançamento, como por exemplo, a eficiência de remoção imposta pela Resolução nº 430/11 do CONAMA.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Realizar uma análise de desempenho, confiabilidade e situação operacional de lagoas de estabilização localizadas em Fortaleza e em sua região metropolitana.

2.2 Objetivos específicos

- Analisar os dados de monitoramento físico-químicos e microbiológicos dos efluentes de oito lagoas de estabilização, utilizando as principais variáveis da estatística descritiva;
- Avaliar a confiabilidade dos diferentes tipos de lagoas de estabilização por meio do Coeficiente de Confiabilidade (CDC);
- Realizar um diagnóstico das condições operacionais das ETEs estudadas;
- Avaliar o desempenho individual e conjunto das diversas estações de tratamento, considerando a eficiência e o percentual de atendimento aos padrões de lançamento previstos nas legislações ambientais vigentes.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste capítulo serão abordados alguns tópicos referentes à área em estudo, destacando-se entre eles: importância do saneamento, lagoas de estabilização, padrões de lançamento, confiabilidade e desempenho de ETEs.

3.1 Importância do Saneamento

O homem sempre buscou afastar de si os resíduos de suas atividades. Inicialmente, esse problema tinha pouca importância em razão da baixa densidade demográfica. Quando surgiram comunidades, gerando vilarejos e cidades, a fixação ocorreu, preferencialmente, junto a corpos d'água. Criou-se assim a necessidade de coletar e tratar o esgoto (LA ROVERE *et al.*, 2002).

O crescimento desordenado das grandes cidades tem contribuído para dificultar a aplicação de soluções simples e baratas em saneamento. O modelo do Plano Nacional de Saneamento (PLANASA) não conseguiu resolver de forma efetiva os problemas de saneamento básico no Brasil (LA ROVERE *et al.*, 2002).

Cerca de 70% da população brasileira vive nas cidades, sendo esta responsável em grande parte pelos problemas ambientais do país. Dentre os problemas enfrentados no meio urbano, a falta de coleta e tratamento de esgotos sanitários é um dos principais responsáveis pela degradação dos corpos d'água, além de provocar problemas de saúde pública (DESTRO; AMORIM, 2007).

Os investimentos em saneamento resultam em benefícios econômicos, sociais e ambientais, como redução dos gastos com saúde, melhoria na saúde da população e redução dos níveis de poluição. No que diz respeito ao esgotamento sanitário, muitos problemas estão relacionados com a ausência ou com um tratamento inadequado ou ineficiente ou ainda com a disposição incorreta de esgotos sanitários. Portanto, é indispensável que os esgotos tratados em ETEs sejam monitorados adequadamente, respeitando os critérios que determinam a mínima eficiência e o desempenho de seus processos, necessários para uma boa operação e para o atendimento à legislação (MONTEIRO, 2009).

De acordo com Brostel, Neder e Souza (2001) uma ETE tem o objetivo de produzir

um efluente de qualidade adequada ao corpo receptor em que será lançado, da forma mais econômica e eficiente possível. Enquanto o aspecto econômico da unidade é de fácil percepção, envolvendo seus custos de implantação e operação, o aspecto de eficiência, quando analisado sob um ponto de vista mais amplo, é bem mais complexo, pois pretende julgar a forma como o efluente está sendo tratado, envolvendo conceitos, como sustentabilidade ambiental, simplicidade operacional, construtiva e de manutenção, uso do espaço físico e segurança operacional.

As ETEs devem ser projetadas, construídas, operadas, monitoradas e mantidas de forma a garantir um funcionamento eficaz em todas as condições climáticas locais, devendo ser levadas em consideração as variações sazonais de carga, o padrão de vida e cultura da população.

Apesar da ascendente preocupação com os recursos naturais e o crescente aumento dos investimentos públicos em saneamento, a carência brasileira nesta área pode ser verificada através dos dados divulgados pelo IBGE (2011), indicando que no Brasil 45,7% da população possui rede coletora de esgoto e apenas 29% da população é atendida por sistemas de tratamento de esgotos sanitários. No Ceará 48% da população possui algum sistema de tratamento de esgoto instalado.

3.2 Lagoas de Estabilização

As lagoas de estabilização de esgotos foram descobertas acidentalmente em 1901 após a construção de uma lagoa de armazenamento de esgotos em San Antônio, Texas, EUA (lago Mitchel) na qual se verificou que os efluentes possuíam melhor qualidade que os afluentes (SILVA; MARA, 1979).

As lagoas de estabilização são muito indicadas para regiões de clima quente e países em desenvolvimento, devido aos seguintes aspectos (VON SPERLING, 2005; 2002):

- Baixo custo de implantação;
- Elevada eficiência de remoção de matéria orgânica e outros constituintes;
- Suficiente disponibilidade de área em um grande número de localidades;
- Clima favorável (temperatura e insolação elevadas);

- Simples Operação e manutenção;
- Etc.

É urgente a necessidade de estudos que forneçam subsídios à implantação de sistemas de tratamento de esgotos viáveis economicamente e que produzam efluentes de satisfatória qualidade físico-química e microbiológica, não comprometendo as características dos corpos d'água receptores e a saúde da população. Dentro dessa perspectiva, as lagoas de estabilização apresentam-se como uma interessante alternativa. Esse tipo de sistema vem sendo utilizado no mundo todo para o tratamento de esgotos sanitários e industriais, quer sozinho quer associado com outras tecnologias de tratamento (GOTARDO *et al.*, 2004).

Os sistemas de lagoas de estabilização constituem-se na forma mais simples para o tratamento dos esgotos. Há diversas variantes dos sistemas de lagoas de estabilização, com diferentes níveis de simplicidade operacional e requisitos de área (DOS SANTOS, 2007). São esses os mais usuais:

Lagoas sem aeração artificial:

- Lagoas anaeróbias;
- Lagoas facultativas;
- Lagoas de maturação;
- Lagoas de polimento;
- Lagoas de alta taxa;

Lagoas com aeração artificial:

- Lagoas aeradas facultativas;
- Lagoas aeradas de mistura completa.

O principal objetivo das lagoas de estabilização é a remoção de matéria orgânica carbonácea. Segundo Von Sperling (2005), o processo consiste na retenção dos esgotos por um período de tempo longo o suficiente para que os processos naturais de estabilização da matéria orgânica se desenvolvam. Adicionalmente, tais lagoas podem constituir um eficiente sistema para eliminação de organismos patogênicos, além de ser possível obter significativa remoção de nitrogênio e de fósforo.

As lagoas anaeróbias e facultativas são projetadas para remoção de DBO (demanda bioquímica de oxigênio), enquanto as lagoas de maturação são projetadas para remoção de coliformes termotolerantes. Contudo, alguma remoção de coliformes termotolerantes ocorre nas lagoas anaeróbias e facultativas, que são também responsáveis pela maior remoção de ovos de helmintos, e alguma remoção de DBO ocorre nas lagoas de maturação, que também podem remover nutrientes (MARA, 2003).

O oxigênio necessário, nas lagoas facultativas e de maturação, para que as bactérias oxidem a matéria orgânica é fornecido principalmente por microalgas que crescem naturalmente nessas lagoas, e o dióxido de carbono necessário às algas é fornecido pelas bactérias como produto final desse metabolismo (CRITES; MIDLDLEBROOKS; REED 2006).

As principais vantagens e desvantagens das lagoas de estabilização são relacionadas a fenômenos naturais. Dentre as vantagens ressalta-se a simplicidade e confiabilidade da operação. As lagoas são mais indicadas onde a terra é barata, o clima favorável e não se disponha de uma capacitação especial dos operadores (ARCEIVALA, 1983). Além disso, a construção é simples e os custos operacionais são muito baixos, e a eficiência do sistema é muito satisfatória, chegando a níveis comparáveis aos de outros tratamentos secundários (VON SPERLING, 2005).

Shilton (2005) cita que as principais desvantagens relacionadas ao emprego das lagoas de estabilização são os elevados requisitos de área, pois os processos naturais são lentos e necessitam de longos tempos de detenção hidráulica (TDH) para que as reações se completem, o que demanda uma elevada área. A simplicidade operacional das lagoas pode trazer descaso na manutenção.

3.2.1 Lagoas Anaeróbias

As lagoas anaeróbias têm sido utilizadas para o tratamento de esgotos domésticos e despejos industriais predominantemente orgânicos, com elevados valores de DBO, como matadouros, laticínios, bebidas, dentre outros (MARA, 2003).

Com alguma frequência, lagoas anaeróbias são projetadas, às vezes isoladas ou

muitas vezes associadas a lagoas facultativas. Tais sistemas, seguidas ou não de outras lagoas, ocupam uma área menor do que estritamente aeróbias, ou as facultativas isoladas (BRITTO, 2004).

As lagoas anaeróbias são responsáveis pelo tratamento primário dos esgotos, e são dimensionadas para receber cargas orgânicas elevadas, que impedem a existência de oxigênio dissolvido no meio líquido e a matéria orgânica presente nesta lagoa é digerida anaerobiamente (KELLNER; PIRES, 1998).

As lagoas anaeróbias são geralmente as primeiras das séries de lagoas. Elas têm profundidade de 2 a 5 m e recebem uma elevada carga orgânica, o que resulta em uma menor demanda de área. Não possuem oxigênio dissolvido e nem algas, embora ocasionalmente um fino filme de *Chlamydomonas* possa estar presente na superfície. Estas lagoas funcionam como um tanque séptico aberto, e sua função primária é a remoção de DBO. O tempo de detenção hidráulica é curto, para esgotos com uma DBO $\leq 300\text{mg/L}$, por exemplo, um dia é suficiente (SHILTON, 2005).

A remoção de DBO é alcançada pela sedimentação dos sólidos sedimentáveis e sua subsequente digestão anaeróbia na camada de lodo gerada; isto é particularmente intenso em uma temperatura acima de 15 °C, quando há geração de biogás (normalmente com 70% de metano e 30% de dióxido de carbono) na superfície da lagoa (EPA, 2011).

Muitos compostos em esgotos industriais são tóxicos a algas, e o tratamento prévio por lagoas anaeróbias é necessário para removê-los, antes das lagoas facultativas e de maturação. Metais pesados podem ser precipitados pelos sulfetos formados nesses sistemas, e muitos compostos orgânicos tóxicos (por exemplo, fenol) são degradados em produtos não tóxicos. Materiais flutuantes, incluindo óleos e espuma, que bloqueiam a luz necessária para a fotossíntese das algas nas lagoas facultativas, são retidos nas lagoas anaeróbias (MARA, 2003).

Nas lagoas anaeróbias, a degradação da matéria orgânica é realizada nas etapas de hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (DOS SANTOS, 2007). Na etapa da hidrólise, os compostos orgânicos complexos presentes são transformados em moléculas orgânicas mais simples. Ou seja, proteínas são convertidas em aminoácidos, carboidratos

convertidos em açúcares e os lipídeos em glicerol e ácidos graxos de cadeia longa.

Na fase da acidogênese, os compostos mais simples são convertidos em alcoóis, aldeídos e ácidos orgânicos como o propiônico, butírico e valérico.

Por sua vez, na fase da acetogênese há a formação dos substratos precursores da metanogênese como o acetato e o hidrogênio/CO₂.

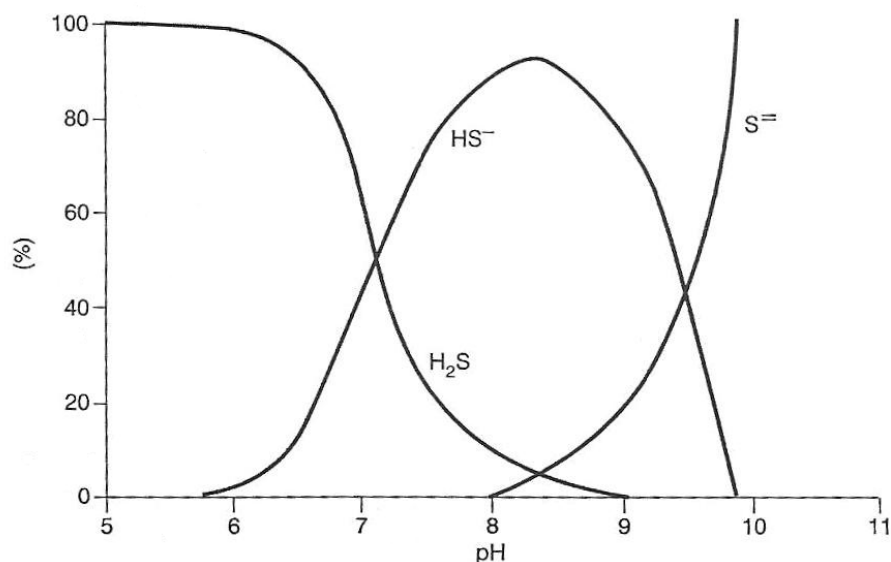
A etapa final da digestão anaeróbia é a metanogênese. Na metanogênese acetoclástica, o acetato é convertido em metano e CO₂, e na metanogênese hidrogenotrófica, o H₂ é oxidado, CO₂ é reduzido para formar também metano (DOS SANTOS, 2007).

A conversão da matéria orgânica em condições anaeróbias é lenta, pois os microrganismos anaeróbios se reproduzem em uma taxa muito vagarosa. Isto ocorre porque as reações anaeróbias geram menos energia do que as reações aeróbias de estabilização da matéria orgânica. A temperatura do meio tem uma grande influência nas taxas de reprodução da biomassa e conversão do substrato, o que faz com que regiões de clima quente sejam propícias para este tipo de lagoas (VON SPERLING, 2005).

A maior desvantagem da lagoa anaeróbia está no fato de ser um reator anaeróbio aberto, onde há possibilidade de geração de maus odores, causado principalmente pelo gás sulfídrico (H₂S). O H₂S é formado principalmente pela redução anaeróbia de sulfato, pelas bactérias redutoras de sulfato, como a *Desulfovibrio* spp.

O sulfeto formado pode ainda estar em outras formas como o íon bissulfeto (HS⁻) ou íon sulfeto (S²⁻) as quais são função do pH do esgoto (Figura 1):

Figura 1 – Variação das proporções de sulfeto de hidrogênio, bissulfito e sulfeto com pH em uma solução aquosa



Fonte: Mara, 2003

A presença da lagoa anaeróbia em uma série de lagoas representa uma economia considerável de terreno, visto que, a maior parte da matéria orgânica biodegradável do afluente é removida nessa unidade. No entanto, a qualidade físico-química e microbiológica do efluente é compatível com a de outro processo anaeróbio e, quase sempre, requer tratamento complementar. Além disso, a possibilidade de ocorrência de maus odores, assim a proximidade a habitações, é um fator que deve ser sempre considerado e evitado (TORQUATO, 2010).

A quantidade de DBO removida por unidade de volume em uma lagoa anaeróbia é muito superior à quantidade removida nas lagoas facultativas ou estritamente aeróbias. A remoção de DBO em uma lagoa anaeróbia é da ordem de 50 a 80%, dessa forma o tratamento posterior deve ser projetado para remover a carga remanescente (BRITTO, 2004).

3.2.2 Lagoas Facultativas

As lagoas facultativas são utilizadas no tratamento secundário dos esgotos diferenciando-se das lagoas anaeróbias por serem menos profundas e por operarem com menores cargas orgânicas. O principal objetivo dessas unidades de tratamento corresponde à

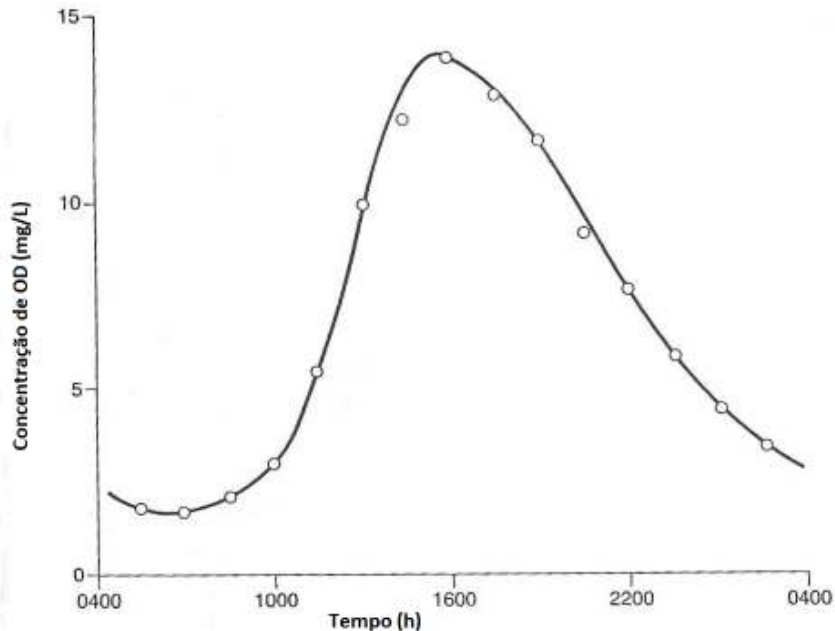
remoção da matéria orgânica dos esgotos. São denominadas facultativas por apresentarem uma camada aeróbia superficial, uma zona facultativa intermediária e uma camada anaeróbia no fundo da lagoa (BENTO *et al.*, 2002).

As lagoas facultativas podem ser de dois tipos: facultativa primária (recebe esgoto bruto ou após o tratamento preliminar), e facultativa secundária (recebem os esgotos de uma lagoa anaeróbia ou lagoa facultativa primária). Elas são projetadas com taxas de aplicação superficial (TAS) da ordem de 100 a 400 KgDBO/ha.dia, permitindo um crescimento saudável da população de algas, já que o oxigênio necessário para a remoção de DBO pelas bactérias é principalmente gerado pela fotossíntese das algas (SHILTON, 2005).

Os processos de oxidação bacteriana convertem o material orgânico em dióxido de carbono, amônia e fosfatos. As bactérias predominantes responsáveis pelos processos oxidativos são *Pseudomonas* spp, *Flavobacterium* spp e *Alcaligenes* spp. A existência de nutrientes proporciona um ambiente favorável para que se desenvolvam as populações de algas e através da fotossíntese seja gerado uma grande quantidade de oxigênio dissolvido. Este oxigênio fica disponível para que as bactérias aeróbias continuem a oxidação da matéria orgânica. A relação entre bactérias e algas é chamada de mutualismo (KONIG, 2000).

Como resultado da atividade fotossintética das algas nas lagoas, há uma variação diária na concentração de OD (Figura 2). Após o nascer do sol, o OD sobe gradualmente, em resposta à fotossíntese, até atingir um máximo no meio da tarde, depois ele cai até um mínimo durante a noite, quando a fotossíntese cessa e as algas (como também as bactérias), consomem oxigênio através da respiração. A profundidade em que o balanço entre oxigênio produzido e consumido é igual a zero é denominada oxipausa (MARA, 2003; SHILTON, 2005).

Figura 2 – Variação diária de oxigênio dissolvido na superfície de uma lagoa facultativa



Fonte: Adaptado de Mara, 2003

O pH na lagoa também varia ao longo da profundidade e do dia, pois depende da fotossíntese e da respiração. Durante a fotossíntese, o CO_2 é consumido e o íon bicarbonato (HCO_3^-) é convertido em hidroxila, elevando o pH. Durante a respiração, há uma produção de CO_2 e o íon bicarbonato é convertido a H^+ , reduzindo o pH (SHILTON, 2005).

Durante o dia, nas horas de máxima atividade fotossintética, o pH pode atingir valores próximos a 10. Nessas condições, há conversão da amônia ionizada (NH_4^+) a amônia livre (NH_3), que é tóxica, mas tende a se liberar para a atmosfera, promovendo a remoção de nutrientes (VON SPERLING, 2005).

Normalmente essas lagoas apresentam grande espelho d'água para o desenvolvimento de algas nas camadas mais superficiais e iluminadas, e para propiciar maior área de transferência de oxigênio com a atmosfera (Figura 3). O suprimento de oxigênio na camada aeróbia das lagoas facultativas é controlado pelo metabolismo foto-autotrófico das algas e a reaeração através da interface ar/água (GOTARDO *et al.*, 2005).

Figura 3 – Zonas existentes em uma lagoa facultativa e relação entre bactérias e algas



Fonte: Adaptado de Von Sperling, 2005

O tratamento de esgotos em lagoas facultativas também promove uma eficiente remoção de microrganismos patogênicos resultante principalmente da radiação solar incidente, o alto TDH, altas concentrações de pH e OD (MAYNARD; OUKI; WILLIAMS, 1999). Outros fatores relacionados são as toxinas liberadas por certas espécies de algas, a predação, a inanição, a temperatura e a profundidade da lagoa. Bento *et al.* (2002) verificaram remoção de até 4 unidades logarítmicas para *Escherichia coli* em lagoas facultativas com TDH de aproximadamente 12 dias.

Von Sperling (2002) menciona que a profundidade de lagoas facultativas são de aproximadamente 1,5 a 2,0m. Por outro lado, Mara (2003) sugere profundidades de 1,0 a 1,8m. Valores maiores que 1,8m, a oxipausa se dará muito próxima da superfície, resultando em uma lagoa facultativa predominantemente anaeróbia, quando deveria ser aeróbia.

Em uma lagoa de estabilização, as algas desempenham papel fundamental. A sua concentração é mais elevada que a de bactérias, fazendo com que o líquido na superfície da lagoa seja predominantemente verde (ARCEIVALA, 1983). Grupos de algas importantes encontrados nas lagoas de estabilização são: *Chlamydomonas*, *Euglenas*, *Chlorellas*, *Oscillatoria*, *Anacystis*, *Anabaena*. As espécies variam em cada tipo de lagoa e ambiente.

Para Ceballos, Sousa e König (1997), o TDH em lagoas poderá resultar em diferentes comportamentos da comunidade microbiana. Se for muito curto poderá impedir a geração

significativa de biomassa algal, não favorecendo a interação; e se for muito longo poderá resultar num crescimento exagerado do fitoplâncton, resultando na diminuição do oxigênio produzido nas camadas mais profundas, elevação do pH na superfície e menor eficiência na remoção de patógenos.

O bom desempenho das lagoas facultativas tem sido evidenciado em vários países. A maioria dessas unidades integra sistemas contendo três ou mais lagoas, normalmente na sequência: lagoa anaeróbia para o tratamento primário, seguida de facultativa para o tratamento secundário e de maturação para o tratamento terciário. As remoções de DBO nessas unidades variam de 70% a 90% (BENTO *et al.*, 2002).

3.2.3 Lagoas de Maturação

As lagoas de maturação são projetadas para receberem efluentes de lagoas facultativas ou de outros sistemas de tratamento (lodo ativado, filtros biológicos), com baixas cargas orgânicas, o que implica em uma menor demanda de oxigênio para a degradação da matéria orgânica, fazendo prevalecer em tais lagoas ambientes aeróbios.

Apresentam menor turbidez do que os outros tipos de lagoas, portanto, a radiação solar pode penetrar até camadas mais profundas, favorecendo o desenvolvimento de algas em toda extensão da massa líquida. Esses organismos, através da atividade fotossintética, liberam oxigênio molecular em quase toda a coluna d'água (MARA, 2003).

A remoção de organismos patogênicos é um dos objetivos mais importantes das lagoas de maturação. Entre os organismos a serem removidos, incluem-se bactérias, vírus, cistos de protozoários e ovos de helmintos. Alguma remoção ocorre nas lagoas anaeróbias e facultativas, entretanto a grande remoção ocorre nas lagoas de maturação (VON SPERLING, 2005).

Quanto à remoção de coliformes, Von Sperling (2002) cita que as lagoas de maturação devem atingir elevadíssimas eficiências de remoção para que possam ser cumpridos padrões usuais para utilização direta do efluente na irrigação ou para a manutenção de diversos usos no corpo receptor. Para se conseguir uma elevada eficiência se emprega, geralmente, três ou quatro lagoas em série ou uma única lagoa com chicanas. As

lagoas de maturação usualmente atingem remoção total de ovos de helmintos.

As lagoas de maturação possibilitam um polimento no efluente de qualquer sistema de tratamento de esgotos. O principal objetivo das lagoas de maturação é a remoção de patógenos, constituindo-se uma alternativa econômica à desinfecção do efluente por métodos convencionais, como a cloração. Em uma série de lagoas espera-se uma remoção de coliformes termotolerantes da ordem de 3 a 5 log, ou seja, 99,9 a 99,999%, respectivamente. Além disso, as lagoas de maturação promovem uma remoção adicional de DBO, geralmente limitada a cerca de 10 a 25% em cada lagoa (SHILTON, 2005).

O tamanho e o número de lagoas de maturação variam conforme a qualidade do efluente tratado nas unidades precedentes e a qualidade final requerida. De acordo com Mara (2003), nas lagoas de maturação ocorre menor estratificação biológica e físico-química vertical, e a oxigenação é mais homogênea ao longo do dia em relação às facultativas.

As lagoas de maturação geralmente apresentam uma menor estratificação vertical que as lagoas facultativas e são bem oxigenadas durante todo o dia. A população algal é mais diversificada do que as lagoas facultativas, dessa forma a diversidade de algas aumenta na série.

As lagoas de maturação são projetadas com o intuito de remover patógenos presentes no efluente da lagoa facultativa, ou de qualquer outro sistema de tratamento. Os fatores que contribuem para a remoção de bactérias e vírus são: a temperatura, insolação, pH, escassez de alimento, organismos predadores, competição e compostos tóxicos (MAYNARD; OUKI; WILLIAMS, 1999).

Konig (2000) cita que cistos de protozoários e ovos de helmintos são removidos da fase líquida por sedimentação e que considerando os TDHs usualmente empregados, as lagoas de maturação e facultativas podem atingir a remoção total de protozoários e helmintos.

Lagoas de maturação são tipicamente aeróbias, devido a sua pequena profundidade, entre 0,6 e 1,0m (JORDÃO; PESSOA, 2005). Essas lagoas têm uma grande diversidade de gênero de algas, pois a maior quantidade desses organismos situa-se próxima à superfície

das lagoas, região de maior intensidade luminosa.

3.2.4 Remoção de Nitrogênio

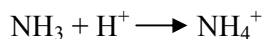
Enquanto a remoção de DBO e SST nos sistemas de lagoas de estabilização é bem documentada e utilizada nos projetos de novas ETEs, a capacidade de remoção de N e P desses sistemas tem sido pouco considerada na elaboração de projetos. À medida que mais rigorosos padrões em relação aos nutrientes são adotados, processos de remoção de nutrientes devem ser incluídos no projeto de novos sistemas e adicionados aos sistemas existentes.

A remoção de nitrogênio pode ser fundamental em muitas situações, desde a amônia que mesmo em baixas concentrações pode afetar a vida aquática dos corpos receptores, até o fato de que a presença de nitrato em águas superficiais representa um dos principais contribuintes para a eutrofização (EPA, 2011). Além disso, a contaminação por nitrato em poços artesianos de água para abastecimento humano tem-se tornado uma grande preocupação.

Middlebrooks *et al.* (1982) destacaram três mecanismos principais de remoção do nitrogênio em lagoas de estabilização: volatilização da forma não-ionizada do nitrogênio amoniacal (NH_3) sob condições favoráveis de temperatura e elevado pH; assimilação e incorporação na biomassa algal; e nitrificação biológica acoplada a desnitrificação. Além destes mecanismos, Ferrara e Avci (1982) consideraram a sedimentação do nitrogênio orgânico como um dos processos efetivos na remoção de N nestes sistemas.

Baixas concentrações de nitrato e nitrito medido em efluentes da lagoa indicam que a nitrificação geralmente não é responsável por uma parcela significativa de remoção de amônia. A desnitrificação pode ocorrer nos sedimentos de fundo, em condições anóxicas, nas lagoas facultativas. A assimilação do nitrogênio pelas algas depende da atividade biológica no sistema e é afetada pela temperatura, carga orgânica, TDH, e as características das águas residuárias (EPA, 2011).

O mecanismo mais importante é a volatilização da amônia (VON SPERLING, 2005). No meio líquido, a amônia apresenta-se segundo a seguinte reação de equilíbrio:



A amônia livre (NH_3) é passível de volatilização, ao passo que a amônia ionizada não pode ser removida por volatilização. Com a elevação do pH, o equilíbrio da reação se desloca para a esquerda, favorecendo a maior presença de NH_3 . A 20 °C e pH em torno da neutralidade, praticamente toda a amônia encontra-se na forma de NH_4^+ . Para valores de pH próximos a 9,5, aproximadamente 50% da amônia está na forma de NH_3 e 50% na forma de NH_4^+ . Em pH superior a 11, praticamente toda a amônia está na forma de NH_3 .

A fotossíntese que ocorre nas lagoas de estabilização e de maturação contribui para a elevação do pH, por retirar do meio líquido o CO_2 , ou seja, a acidez carbônica. Em condições de elevada atividade fotossintética, o pH pode subir a valores superiores a 9,0, proporcionando condições para a volatilização da amônia livre. Em condições de alta taxa de fotossíntese, a elevada produção algal contribui com o consumo direto de NH_3 pelas algas (ARCEIVALA, 1983).

A volatilização deve ser mais importante em lagoas de maturação que, devido a sua reduzida profundidade e elevada atividade fotossintética em toda coluna de água, geralmente atingem valores de pH bastante elevados.

A volatilização da amônia é o processo dominante de remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização, removendo de 75 a 98% do nitrogênio total em pH entre 7 e 9, e temperatura entre 22 e 28 °C (SHILTON, 2005). Em lagoas de maturação em série, a eficiência de remoção de amônia pode chegar a 70 e 80%. Já nas lagoas facultativas e aeradas, a remoção situa-se entre 30 e 50% (VON SPERLING, 2002).

3.3 Padrões de Lançamento

Os efluentes originados em ETES podem ter duas destinações: reutilização ou disposição no ambiente, através de descarga e diluição em ambientes aquáticos ou aplicação no solo. Uma série de legislações ambientais, critérios e políticas procuram influir tanto na seleção dos locais de lançamento quanto no nível de tratamento exigido para garantir que os impactos ambientais provocados pela disposição desses efluentes tratados sejam aceitáveis (OLIVEIRA, 2006).

Além dos requisitos de qualidade, há a necessidade de se estabelecer padrões de qualidade, embasados por um suporte legal. Os padrões devem ser cumpridos, por força de lei, pelas entidades envolvidas com a água a ser utilizada. Os padrões de lançamento variam de país para país, de estado para estado, e devem refletir suas particularidades, estágio de desenvolvimento, nível econômico, compromisso com o meio ambiente e outros fatores (VON SPERLING, 2005).

Os esgotos sanitários devem ser tratados de forma que a qualidade da água conferida ao corpo receptor não sofra comprometimento dos diferentes usos exercidos naquela bacia. Este modelo ideal de gestão ambiental e pública é dificultado pela própria dinâmica do desenvolvimento econômico e social. A legislação ambiental é baseada em critérios de controle de poluição mais abrangentes e aplicáveis à totalidade das coleções de água, independente de suas condições e dos usos benéficos que nela preponderam (JORDÃO; VOLSCHAM, 2009).

Segundo Porto (2002) o controle da poluição consiste em um conjunto de atividades de acompanhamento da produção e descarte de cargas poluidoras. Estas atividades são regidas pela legislação ambiental, que é o conjunto de regras, estabelecidas pela Constituição Federal e suas emendas, leis complementares, leis ordinárias, medidas provisórias, decretos, resoluções, portarias e normas de diversos órgãos públicos com objetivo de regular as atividades e inter-relações humanas sobre a natureza.

No Brasil, as legislações federais e estaduais classificam seus corpos d'água em função dos seus usos preponderantes e estabelecem, para cada classe de água, os padrões de qualidade a serem obedecidos. Estes padrões de qualidade são utilizados principalmente para a proteção da qualidade da água, de forma a assegurar os usos previstos.

A Resolução nº 430/11 do CONAMA dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e as diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões para o lançamento de efluentes. Em seu Capítulo 4, Artigo 24 consta que “os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água, após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostos nesta Resolução e em outras normas aplicáveis”.

As outras normas aplicáveis a que a resolução se refere são as legislações estaduais para descarte de efluentes. No Estado do Ceará, a Portaria nº 154/02 da SEMACE dispõe sobre os padrões e condições para descarte de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras, incluindo ETEs. No Artigo 4º da referida Portaria está definido que qualquer fonte poluidora, inclusive ETEs, deve atender aos padrões de qualidade dos cursos de água estabelecidos em função de sua classe, bem como define os padrões para lançamento de esgoto. Os padrões regionais podem ser tão ou mais restritivos que os padrões nacionais.

Na Tabela 1 são comparadas a Portaria nº 154/02 da SEMACE, a Resolução nº 357/05 do CONAMA, que vigorava a época que os dados foram gerados e a Resolução nº 430/11 do CONAMA que a substituiu.

Tabela 1 – Padrões de Lançamento de Esgoto das Legislações Estadual e Nacional

Parâmetros/Legislação	Portaria nº 154/02 – SEMACE ¹	Resolução nº 357/05 – CONAMA	Resolução nº 430/11 – CONAMA
pH	7,5 – 10,0	5,0 a 9,0	5,0 a 9,0
DQO	-	-	-
DQO Filtrada	200mg/L	-	-
DBO	-	-	Remoção de 60%
DBO Filtrada	60mg/L	-	-
OD	> 3,0 mg/L	-	-
SST	150mg/L	-	-
Amônia	5mg/L ²	20mg/L	20mg/L
Coliformes Totais	-	-	-
<i>E. coli</i>	5000NMP/100mL	-	-

¹ – Os valores da tabela referem-se aos padrões para lagoas de estabilização, para outros tipos de tratamento são estabelecidos diferentes padrões.

² – A Portaria 111/11 SEMACE altera o padrão de lançamento de amônia para 20mg/L.
Fonte: Adaptado das Resoluções 357/05 e 430/11 CONAMA e 154/02 e 111/11 SEMACE

No que tange à qualidade da água em corpos receptores, tem-se os seguintes tipos de padrões:

- Padrões de lançamento no corpo receptor;
- Padrões do corpo receptor;
- Padrões de qualidade para determinado uso do efluente.

A amostragem mínima que deve ser realizada para os esgotos, segundo Von

Sperling, (2005), é apresentada na Tabela 2.

Tabela 2 – Amostragem mínima a ser realizada em ETEs

Amostra	Ponto de Amostragem	Objetivo
Esgoto	Afluente a ETE	Controle Operacional da ETE Verificação do Atendimento ao padrão de lançamento, com relação ao quesito de eficiência mínima de remoção de poluentes (caso exigido pela legislação estadual)
	Efluente a ETE	Controle Operacional da ETE Verificação do Atendimento ao padrão de lançamento, com relação aos limites de concentrações permitidos pela legislação

Fonte: Adaptado de Von Sperling, 2005

A adoção de padrões de qualidade de países desenvolvidos por nações em desenvolvimento é comum, mas neste caso não é considerado o longo período de investimentos em projetos de infraestrutura, durante o qual os padrões foram aperfeiçoados gradativamente, na medida em que a sociedade alcançava melhores níveis econômicos. A adoção de padrões demasiado exigentes para a realidade vigente pode levar ao uso de tecnologias inadequadas para atingir objetivos inacessíveis e inviáveis economicamente, produzindo um sistema insustentável (OLIVEIRA, 2006).

Há ainda o risco de tais padrões serem ignorados, se os países não possuírem uma estrutura regulatória adequada ou capacidade institucional necessária para forçar o seu cumprimento. Outro componente a ser observado diz respeito aos custos de monitoramento, controle, regulamentação e imposição de cumprimento dos padrões.

Von Sperling (2005) sugere que uma solução prática para viabilizar um atendimento gradativo aos padrões ambientais seria o escalonamento da qualidade do efluente, evitando a inadimplência quase que sistemática dos poluidores. Este escalonamento, executado dentro de uma programação bem estabelecida, com amplo envolvimento do órgão ambiental e total compromisso por parte do poluidor, poderia ser mais efetivo do que o objetivo de se atender os padrões em uma única etapa.

Von Sperling e Chernicharo (2000) analisaram os 32 processos de tratamento mais comumente utilizados em todo o mundo e concluíram que a maioria deles é capaz de atingir

valores razoáveis de qualidade de efluente, considerando DBO, DQO e, algumas vezes, SST, compatíveis com a maioria de padrões de lançamento existentes para efluentes. No entanto, para amônia, nitrogênio, coliformes termotolerantes e especialmente fósforo, somente uma faixa limitada de tecnologias de tratamento consegue gerar um efluente compatível com eventuais padrões existentes.

Von Sperling e Chernicharo (2000) ao fazerem um paralelo entre os processos de tratamento disponíveis e a consequente qualidade do efluente obtida, comentam que, embora os padrões de qualidade da água devam ser baseados no critério de qualidade para os seus usos preponderantes, os padrões de lançamento devem ser associados também a tecnologias de tratamento apropriadas e economicamente viáveis. De outro modo, os padrões de lançamento não cumprirão o seu papel de ferramenta para proteção ambiental, especialmente em países em desenvolvimento.

3.4 Eficiência de Remoção dos Constituintes

A remoção dos poluentes no tratamento, de forma a adequar o lançamento a uma qualidade desejada ou ao padrão de qualidade vigente está associada aos conceitos de nível de tratamento e eficiência do tratamento (DOS SANTOS, 2007).

A eficiência se relaciona com o nível de atividades e componentes do projeto durante sua execução (BID, 1997). Seja qual for sua natureza, depende do método empregado na elaboração e execução do projeto da ETE (SATELES *et al.*, 2003).

Segundo Dos Santos (2007) para a avaliação da eficiência de uma ETE em termos de remoção de matéria orgânica, nutrientes e patógenos é importante a definição do grau ou porcentagem de remoção de determinado poluente no tratamento ou em uma etapa do mesmo, que é dada pela seguinte equação:

$$E = \frac{C_0 - C_e}{C_0} \cdot 100$$

Onde:

E: Eficiência de remoção (%);

C_0 : Concentração afluente do poluente (mg/L);

C_e : Concentração efluente do poluente (mg/L).

O processo de tratamento deve garantir a eficiência desejada e os padrões de lançamento ao corpo receptor. Este indicador depende da frequência de análises realizadas para verificação da eficiência do processo e será avaliado pela porcentagem de amostras que respeitem aos padrões de lançamento.

3.5 Confiabilidade e Desempenho dos Sistemas de Tratamento de Esgoto

3.5.1 Avaliação de Confiabilidade e Desempenho

A confiabilidade operacional de uma ETE está relacionada aos aspectos de falhas nos equipamentos e aos aspectos inerentes ao processo de tratamento, buscando-se avaliar o grau de confiabilidade que foi alcançado pelos sistemas, definindo o limite ou padrão que pode ser alcançado em cada processo (VON SPERLING; PINTO; OLIVEIRA 2009).

O conceito de confiabilidade tem estado presente em vários trabalhos na área e uma definição bastante aceita para o termo, é que a confiabilidade de um sistema é a probabilidade de se obter um desempenho adequado por, pelo menos, um período específico de tempo sob determinadas condições. Em termos de desempenho de uma ETE, a confiabilidade pode ser entendida como a porcentagem de tempo em que se consegue cumprir os padrões de lançamento de efluentes. Por conseguinte, ocorrerá uma falha de um processo de tratamento sempre que um dado padrão de lançamento de efluente for excedido (NIKU; SCHROEDER, 1981).

Segundo Oliveira e Von Sperling (2007), quando se trata de uma estação de tratamento, em termos de desempenho, a confiabilidade pode ser definida como a fração de tempo em que as concentrações esperadas no esgoto tratado atingem os padrões de lançamento.

Assim a confiabilidade de uma ETE é inversamente proporcional à quantidade de falhas em seu desempenho, ou seja, quanto menor for a quantidade de vezes em que os limites estabelecidos na legislação ambiental forem violados maior será sua confiabilidade.

Estudos envolvendo análises estatísticas de desempenho de processos de tratamento e desenvolvimento de métodos e procedimentos para a introdução de conceitos de confiabilidade e estabilidade no projeto e operação de ETEs têm sido efetuados há algumas décadas em vários países (OLIVEIRA, 2006).

Alguns estudos efetuados por Niku, Schroeder e Samaniego. (1979), avaliaram a confiabilidade de processos de lodos ativados, analisando 43 ETEs em operação nos Estados Unidos. No primeiro trabalho, foi desenvolvido um coeficiente de confiabilidade, onde a concentração média do constituinte (valor de projeto) está relacionada aos valores limites a serem cumpridos em uma análise de probabilidade. A partir do modelo de confiabilidade obtido, os autores concluíram que é possível a utilização da distribuição lognormal para prever tanto a qualidade do efluente em termos de concentrações de DBO e SST quanto à confiabilidade e ao desempenho de ETEs.

As seguintes considerações devem estar presentes ao se operar e projetar ETEs: necessidade de otimização de desempenho das estações; confiabilidade de processos de tratamento e seleção de parâmetros adequados de projeto; controle de odor; estratégias de controle de processo; expansão da capacidade de tratamento e eficiência energética nos processos de tratamentos de esgotos (METCALF; EDDY, 2003).

Para produzir um efluente de alta qualidade e para atender aos requisitos a um custo mínimo, projetistas devem ser capazes de estimar a qualidade esperada do efluente e suas variações para um dado processo de tratamento. No entanto, cuidados devem ser tomados na interpretação dos dados de desempenho (REDDA, 2008).

Diversas incertezas permeiam os dados ambientais geralmente apresentando características que requerem tratamento especial, tais como (OLIVEIRA, 2006):

- Presença de valores atípicos;
- Vários erros de medições;
- Variância não constante;
- Períodos com ausência de dados;
- Distribuição assimétrica;
- Correlação serial (dados não independentes);

- Relações complexas de causa e efeito;
- Variáveis não medidas;
- Mudanças nos métodos de medição, causando eventual heterogeneidade nos dados amostrais;
- Alteração nos pontos de monitoramento;
- Alteração nos procedimentos de amostragem.

Devido às inúmeras incertezas presentes no projeto e operação de ETEs, existem alguns riscos de falha que são inevitáveis, sendo necessário, portanto, que as ETEs sejam projetadas com base em uma medida aceitável de risco ou violação (NIKU; SCHROEDER; SAMANIEGO, 1979).

A probabilidade de falha é extremamente sensível à função de distribuição da concentração efluente. Conhecida esta distribuição, uma expressão pode ser utilizada para definir a fração do tempo em que uma dada concentração foi excedida no passado e, desta forma, prever o comportamento futuro de uma ETE, desde que as variáveis do processo continuem as mesmas (OLIVEIRA; VON SPERLING 2007).

Os custos inicial e operacional do processo poderão sofrer grandes alterações, a depender da confiabilidade desejada. Quando existem grandes expectativas com respeito à qualidade do efluente, poderá haver necessidade de modernos sistemas de controle, mão de obra mais especializada, exigência de tratamento terciário e/ou expansão física da ETE. Qualquer uma destas modificações aumentará o custo inicial de construção e de operação.

Se, por outro lado, a opção for pela aceitação de maiores probabilidades de falha, haverá menor necessidade de procedimentos operacionais sofisticados e, conseqüentemente, menor custo. No entanto, as conseqüências das violações devem ser consideradas e os custos tangíveis e os intangíveis a elas associados devem ser avaliados (METCALF; EDDY, 2003).

A confiabilidade de uma ETE é baseada no conhecimento do comportamento do processo. Devido às variações na qualidade do efluente tratado, a ETE deve ser naturalmente projetada para produzir uma concentração média efluente abaixo dos padrões de lançamento (OLIVEIRA, 2006).

Oliveira e Von Sperling (2005a) realizaram uma análise da confiabilidade de 166 ETEs no Brasil, considerando os seis processos de tratamento mais adotados. Utilizaram a metodologia desenvolvida por Niku, Schroeder e Samaniego (1979) para determinação de coeficientes de confiabilidade (CDC), considerando o alcance a metas de lançamento para concentrações efluentes de DBO, DQO, SST, NT, PT e CF. Seus resultados mostraram que somente algumas ETEs, nas condições de operação observadas, conseguiriam apresentar desempenhos confiáveis, em termos de cumprimento dos padrões.

3.5.2 A Distribuição Lognormal e o Coeficiente de Confiabilidade (CDC)

As incertezas e suas significâncias no desempenho de processos podem ser analisadas sistematicamente usando métodos de probabilidade. Uma abordagem probabilística para o projeto de ETEs fornece uma base consistente para análise de incertezas e uma base teórica para análise do desempenho e da confiabilidade (NIKU; SCHROEDER, 1979).

É necessário construir uma distribuição de referência que descreva o desempenho de ETEs, em termos de qualidade do efluente. Esta distribuição deve ser baseada em conjuntos de dados efluentes observados em cada ETE ou criada a partir de cálculos estatísticos, como média móvel, taxas ou porcentagens ou ainda médias mensais, semanais, etc. A distribuição de referência pode ser apresentada na forma de um histograma, fornecendo um quadro claro do que é esperado e do que é incomum em termos de comportamento do processo para cada ETE específica (BERTHOUEX; HUNTER, 1983; BERTHOUEX; FAN, 1986).

Alguns conceitos estatísticos devem ser utilizados para análise e entendimento das flutuações e das relações existentes entre diferentes variáveis. As relações entre a qualidade do efluente e outras variáveis são investigadas pela utilização de análises de correlação e de regressão dos dados. A contribuição e influência de cada variável diferem de ETE para ETE e pode ser resultado de projeto, operação ou ambos (OLIVEIRA; VON SPERLING, 2005b).

Alguns estudos versam sobre o comportamento das variáveis efluentes de ETEs, visando estimar a qualidade esperada do efluente e suas variações para uma dada tecnologia de tratamento. As incertezas inerentes aos processos e sua influência no desempenho das ETEs têm sido analisadas sistematicamente por meio da teoria de probabilidades, para isso,

é essencial o conhecimento da distribuição de frequência dos dados efluentes (OLIVEIRA, 2006).

Para determinar uma concentração média que garanta que a concentração do efluente estará abaixo de certo valor, com um determinado nível de confiabilidade, Niku, Schroeder e Samaniego (1979) desenvolveram um método que relaciona a concentração média do constituinte (valor de projeto) com os valores limites a serem cumpridos, baseando-se em análises probabilísticas.

Diversas análises de variáveis efluentes de ETEs têm mostrado que, para a maioria dos processos, grande parte dos constituintes pode ser modelada pela distribuição lognormal (OLIVEIRA, 2006). Esta pode ser definida como a distribuição de uma variável aleatória cujo logaritmo apresenta distribuição normal. Ela é assimétrica, com uma longa cauda à direita da média (VON SPERLING; PINTO; OLIVEIRA 2009).

A determinação da confiabilidade, a partir da função de distribuição lognormal da concentração do efluente, pode ser utilizada durante a fase de elaboração do projeto e na fase de operação. No primeiro caso, uma vez adotado o nível de confiabilidade desejado para a ETE, determina-se um valor médio para cada constituinte. Busca-se garantir, desta forma, que a variação de concentração esperada só ultrapasse os valores permitidos em um número de vezes igual ao previsto pelo valor da confiabilidade adotada. O valor médio de concentração do efluente a ser adotado em projeto é obtido então, em função de um coeficiente de confiabilidade (CDC) (VON SPERLING; PINTO; OLIVEIRA 2009).

O CDC relaciona valores das concentrações médias (valores de projeto) ao padrão a ser alcançado em uma base probabilística. Se, por exemplo, um padrão de 60 mg/L deve ser cumprido em 90% do tempo, o processo deve ser projetado e operado para alcançar uma concentração média efluente nas amostras realizadas tal que, mesmo com a variabilidade presente, este percentual seja alcançado. O valor médio do constituinte, m_x , poderá ser obtido a partir da equação:

$$m_x = (CDC)X_s$$

Onde:

m_x : concentração média do constituinte

X_s : meta de qualidade ou padrão fixado por alguma legislação ou norma

CDC: coeficiente de confiabilidade

O CDC é calculado em função de uma determinada probabilidade de falha α , situada entre 0 e 1. Assim, $(1-\alpha)$ é a probabilidade de que a variável x não excede o padrão X_s .

O CDC é expresso com base nas propriedades dos dados originais e não dos dados logaritmos dos dados. Assim, a partir dos valores dos CDCs calculados é possível determinar as concentrações de projeto que seriam necessárias para o alcance de vários padrões especificados.

O CDC pode ser utilizado também para avaliar a confiabilidade das ETEs, ou seja, para estimar a fração de tempo em que a concentração efluente não excede um certo valor padrão de referência previamente fixado. Para isto, devem ser utilizados os coeficientes de variação (CV) das ETEs estudadas (VON SPERLING; PINTO; OLIVEIRA 2009).

Os coeficientes de variação (CV) são valores de fácil obtenção em ETEs, mas utilizados com pouca frequência. Deve-se ressaltar que baixos valores de CV e, consequentemente, altos valores de CDC, não implicam bons desempenhos, mas apenas uma condição estável de operação. Pequenos valores de CDC implicam em menores valores de concentrações efluentes de projetos que são necessários para o cumprimento dos padrões de lançamento.

Niku e Schroeder (1981) afirmam que, em vista da natureza lognormal dos dados e das incertezas presentes no projeto e operação dos sistemas de tratamento, o caráter randômico dos processos deveria ser levado em conta quando do estabelecimento dos padrões de emissão.

3.5.3 Avaliação de Desempenho

A avaliação implica a aplicação de métodos rigorosos para determinar o progresso de um projeto no processo de alcançar seu objetivo durante sua execução, como também, para determinar se atingiu e como atingiu, ou não, tal objetivo. Nas últimas décadas a avaliação

tem se transformado significativamente desde um enfoque unidimensional, conduzida somente por um avaliador, normalmente um técnico da área a qual estava avaliando, até uma atividade multidimensional, concentrada em vários níveis de um projeto, contando com diversos agentes. Assim, a meta da avaliação que anteriormente era de auditar e responsabilizar passa a propor o entendimento e proporcionar a aprendizagem em função das experiências adquiridas (BID, 1997).

A avaliação de desempenho tem ressurgido, nos últimos anos, no ambiente organizacional, como um instrumento de auxílio às organizações na busca pela eficiência e eficácia, visando garantir a qualidade, a produtividade e a competitividade de seu processo produtivo (BROSTEL; NEDER; SOUZA, 2001). Metodologias como o ciclo PDCA (*Plan, Do, Check, and Act*) que são largamente difundidas e empregadas no meio industrial para análise e solução de problemas podem ser utilizadas na avaliação de ETEs.

Algumas técnicas de avaliação de desempenho, específicas para ETEs, têm surgido nas últimas décadas, e observa-se que há uma tendência para se avaliar essas unidades num contexto mais amplo, onde se incluem aspectos operacionais, administrativos, segurança, sustentabilidade financeira, controle de unidade, dentre outros. Destacam-se as técnicas desenvolvidas pela EPA (*Environmental Protection Agency*), que têm por objetivo identificar, nas unidades, após um estudo extenso e detalhado, os aspectos que podem ter o seu desempenho melhorado (BROSTEL, 2001).

Bastos *et al.* (2006) avaliaram o desempenho de uma ETE antes e depois de intervenções de melhoria. Relataram que a avaliação de desempenho permite identificar falhas de projeto, de processo ou de controle operacional, e facilita a orientação para eventuais intervenções de melhoria. O conhecimento detalhado dos parâmetros de operação de ETEs, um monitoramento rigoroso, a sistematização e a análise detalhada de um banco de dados, permitem avaliar o desempenho, buscando aferir a eficiência dos diversos processos unitários de tratamento.

Von Sperling e Fróes (1998) avaliaram o desempenho de uma ETE do tipo lodos ativados em aeração prolongada tratando esgoto sanitário utilizando dados de três anos de monitoramento intensivo e constataram que a análise de dados foi fundamental para o amplo conhecimento da referida ETE.

Oliveira e Von Sperling (2005a) investigaram o desempenho de 166 ETEs dos estados de Minas Gerais e de São Paulo, distribuídas em seis modalidades de tratamento, quais sejam: fossa séptica seguida de filtro anaeróbio, lagoas facultativas, lagoas anaeróbias seguidas por lagoas facultativas, lodos ativados, reatores UASB operando isoladamente e reatores UASB seguidos por pós-tratamento.

Na supracitada avaliação foram consideradas as concentrações efluentes e as eficiências de remoção dos constituintes DBO, DQO, SST, NTK, PT e coliformes termotolerantes (CTT), que foram comparadas com valores típicos reportados na literatura técnica. De uma forma geral, o desempenho na redução da DBO e DQO esteve dentro do esperado. As eficiências de remoção de SST estiveram abaixo, enquanto a remoção CTT foi maior que a encontrada na literatura. Já a remoção de nutrientes foi baixa, pois nenhuma das modalidades analisadas fora projetada com este objetivo.

4. METODOLOGIA

Foram selecionadas oito lagoas de estabilização localizadas em Fortaleza e na sua região metropolitana no período de janeiro de 2007 a março de 2011, as quais estão contempladas no plano de monitoramento de esgotos da Companhia de Água e Esgoto do Ceará – CAGECE. A frequência e os parâmetros analisados estão descritos na Tabela 3.

Tabela 3 – Frequência dos parâmetros analisados no plano de monitoramento de esgotos da Companhia de Água e Esgoto do Ceará - CAGECE

Parâmetros/Frequência	Mensal	Trimestral	Semestral	Anual
pH	X			
DQO	X			
DQO filtrada		X		
DBO		X		
DBO filtrada		X		
SST	X			
Sólidos sedimentáveis			X	
Oxigênio dissolvido		X		
Amônia			X	
Sulfato				X
Sulfeto			X	
Óleos e Graxas				X
Cromo Hexavalente				X
Ferro dissolvido				X
Manganês dissolvido				X
Coliformes Totais	X			
<i>E. coli</i>	X			

Fonte: CAGECE, 2011

Além dos parâmetros descritos na Tabela 3 a CAGECE realiza a análise anual em laboratório externo dos seguintes parâmetros: arsênio, bário, boro, cádmio, cianeto, cobre, chumbo, cromo total, estanho, mercúrio, selênio, níquel, prata, zinco, clorofórmio, índice de fenóis, dicloroetano, tetracloreto de carbono e tricloroetano.

Na Tabela 4 são apresentadas as Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) do tipo lagoas de estabilização avaliadas e suas respectivas configurações:

Tabela 4 – Descrição das lagoas de estabilização avaliadas e suas respectivas configurações

Identificação	Descrição	Sigla
Araturi	2 Lagoas Facultativas em paralelo	FAC
Nova Metrópole	1 Lagoa Facultativa	FAC
José Walter	1 Lagoa Facultativa + 2 Lagoas de Maturação em série	FAC + MAT
Tabapuá	1 Lagoa Facultativa + 2 Lagoas de Maturação em série	FAC + MAT
Tupãmirim	1 Lagoa Facultativa Aerada + 1 Lagoa Facultativa Secundária + 2 Lagoas de Maturação em série	FAC AER + FAC SEC + MAT
Marechal Rondon	1 Lagoa Anaeróbia + 2 Lagoas Facultativas em paralelo + 2 Lagoas de Maturação em série	ANA + FAC + MAT
Palmeiras	1 Lagoa Anaeróbia + 1 Lagoa Facultativa + 2 Lagoas de Maturação em série	ANA + FAC + MAT
Parque Fluminense	1 Lagoa Anaeróbia + 1 Lagoa Facultativa + 1 Lagoa de Maturação em série	ANA + FAC + MAT

Fonte: CAGECE, 2011

Optou-se por estudar os parâmetros de maior relevância e mais analisados no período avaliado: pH, DQO, DQO filtrada, DBO, DBO filtrada, OD, SST, sólidos sedimentáveis, amônia, coliformes totais e *E.coli*. Os dados de monitoramento foram analisados por meio de estudos estatísticos preliminares, visando à caracterização das ETEs estudadas, e ainda a fim de compará-los aos valores comumente encontrados na literatura.

4.1 Determinação e Eliminação das Inconsistências e Outliers

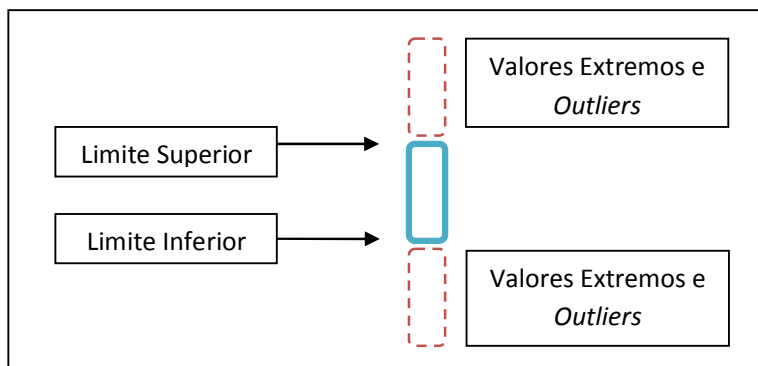
Outliers são observações atípicas ou infrequentes, que parecem não seguir a distribuição característica do resto dos dados. Eles podem refletir propriedades reais do fenômeno em estudo ou serem consequências de erros de medição ou outras anomalias que não podem ser modeladas (OLIVEIRA, 2006).

Os parâmetros monitorados apresentavam valores extremos ou não usuais, os *outliers*. Para a identificação e exclusão desses dados, utilizou-se um teste empírico bastante difundido e aceito no meio científico, além de ser de simples aplicação (OLIVEIRA, 2006). O teste consistiu na determinação de limites inferior e superior, sendo estes calculados utilizando o primeiro e o terceiro quartil da série de dados denominados de quartil inferior (Q_1) e superior (Q_3), respectivamente, conforme ilustrado na Figura 4. Foram calculados limites para cada parâmetro analisado, afluente e efluente de cada ETE. O cálculo dos limites foi feito da seguinte forma:

$$\text{Limite inferior} = Q_i - 1,5 \cdot (Q_s - Q_i)$$

$$\text{Limite superior} = Q_s + 1,5 \cdot (Q_s - Q_i)$$

Figura 4 - Identificação dos valores extremos e *outliers* em relação ao conjunto de dados



Fonte: Monteiro, 2009

Caso o valor observado ficasse abaixo do limite inferior ou acima do limite superior, ele era considerado um *outlier* e, deste modo, era eliminado do conjunto de dados analisados.

4.2 Estatística Descritiva dos Dados Utilizados

Após a remoção de *outliers*, foram calculadas para cada modalidade de tratamento, as estatísticas básicas relativas ao número de dados, médias aritmética e geométrica, mediana, moda, valores máximos e mínimos, quartis inferior e superior, percentis de 10 e de 90%, amplitude, desvio padrão e coeficiente de variação.

Também foram avaliados os dados das concentrações afluentes às ETEs, com o intuito de compará-las aos dados encontrados na literatura, além de servir como subsídio sobre os percentuais de eficiência de remoção esperado, considerando os desempenhos usuais de cada tipo de configuração de lagoa de estabilização.

4.3 Diagnóstico Operacional

Tendo em vista que a condição operacional influencia tanto a eficiência quanto a confiabilidade de uma ETE, foram realizadas inspeções das ETEs avaliadas a partir de listas de verificação e registros fotográficos. Alguns dos aspectos observados foram:

- Tratamento Preliminar
 - Gradeamento;
 - Caixa de Areia;
 - Calha Parshall.
- Tratamento Secundário
 - Estado de conservação dos taludes;
 - Assoreamento das lagoas;
 - Vegetação;
 - Zonas Mortas;
 - Possível sobrecarga orgânica;
 - Coloração das lagoas.
- Destinação de Resíduos;
 - Proliferação de insetos;
 - Aspectos gerais de limpeza e manutenção.

4.4 Eficiência de Remoção dos Constituintes

A remoção dos poluentes no tratamento, de forma a adequar o lançamento a uma qualidade desejada ou ao padrão de qualidade vigente, está associada aos conceitos de nível e eficiência de tratamento (DOS SANTOS, 2007).

A eficiência se relaciona com o nível de atividades e componentes do projeto durante sua execução (BID, 1997). Seja qual for sua natureza, depende do método empregado na elaboração e execução do projeto da ETE (SATELES *et al.*, 2003).

Segundo Dos Santos (2007) para a avaliação da eficiência de uma ETE em termos de remoção de matéria orgânica, nutrientes e patógenos é importante a definição do grau ou porcentagem de remoção de determinado poluente no tratamento ou em uma etapa do mesmo, que é dada pela seguinte equação:

$$E = \frac{C_0 - C_e}{C_0} \cdot 100$$

onde:

E: Eficiência de remoção (%);

C₀: Concentração afluente do poluente (mg/L);

C_e: Concentração efluente do poluente (mg/L).

O processo de tratamento deve garantir a eficiência desejada e os padrões de lançamento ao corpo receptor. Este indicador depende da frequência de análises realizadas para verificação da eficiência do processo e será avaliado pela porcentagem de amostras que respeitem aos padrões de lançamento.

4.5 Atendimento aos Limites Preconizados pela Legislação

Foram calculadas as eficiências médias de remoção dos constituintes: Demanda Química de Oxigênio – DQO, DQO filtrada, Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO, DBO filtrada, Sólidos Suspensos Totais – SST, amônia, coliformes totais e *E. coli* para cada ETE e para cada tipo de tratamento, a fim de compará-las em termos de eficiência de remoção das cargas afluentes. A partir dos limites de lançamento preconizados pelas legislações consultadas, apresentadas na tabela 5, foram determinados valores de concentrações efluentes a serem adotadas no estudo.

Tabela 5 – Padrões de Lançamento de Esgoto das Legislações Estadual e Nacional

Parâmetros/Legislação	Portaria nº 154/02 – SEMACE ¹	Resolução nº 357/05 – CONAMA	Resolução nº 430/11 – CONAMA
pH	7,5 – 10,0	5,0 a 9,0	5,0 a 9,0
DQO	-	-	-
DQO Filtrada	200mg/L	-	-
DBO	-	-	Remoção de 60%
DBO Filtrada	60mg/L	-	-
OD	> 3,0 mg/L	-	-
SST	150mg/L	-	-
Amônia	5mg/L ²	20mg/L	20mg/L
Coliformes Totais	-	-	-
<i>E. coli</i>	5000NMP/100mL	-	-

¹ – Os valores da tabela referem-se aos padrões para lagoas de estabilização, para outros tipos de tratamento são estabelecidos diferentes padrões.

² – A Portaria 111/11 SEMACE altera o padrão de lançamento de amônia para 20mg/L.

Fonte: Adaptado das Resoluções 357/05 e 430/11 CONAMA e 154/02 e 111/11 SEMACE

Para avaliação do atendimento a estes padrões de lançamento foram analisados todos

os dados de pH, DQO, DQO filtrada, DBO, DBO filtrada, OD, SST, sólidos sedimentáveis, amônia, coliformes totais e *E. coli*.

4.6 Adoção de um modelo de distribuição de probabilidade dos dados efluentes

A distribuição lognormal é mais comumente usada por fornecer um melhor ajuste de dados assimétricos a uma distribuição normal utilizando-se uma simples transformação logarítmica destes. Outra justificativa para sua utilização é que as flutuações a partir da média são proporcionais e não aditivas e esta propriedade reprodutiva multiplicativa é uma característica da distribuição lognormal (DEAN; FORSYTHE, 1976, CROW; SHIMIZU, 1988).

Quando são conhecidos o modelo distributivo e os valores numéricos dos parâmetros que definem uma variável aleatória, podem ser calculadas as probabilidades associadas a quaisquer eventos definidos pelos valores da variável em questão (NAGHETTINI; PINTO, 2007).

A verificação da forma da distribuição de frequência dos indicadores DBO, DQO, SST, Amônia e *E.coli* efluentes das ETEs foi efetuada em duas etapas. Esta verificação consistiu de testes de aderência às distribuições normal, lognormal, gama e exponencial, através dos testes do Qui-quadrado (χ^2) e Kolmogorov-Smirnov. O teste gráfico “Probability - Probability Plot” foi utilizado, em alguns casos, para verificação da distribuição teórica que melhor se ajustava aos dados amostrais. Os “softwares” utilizados para execução dos testes foram o Statistica 7.0 e Statgraphics Centurion XV.

A utilização de testes específicos e de métodos gráficos, que verificam e comparam as várias distribuições candidatas foi necessária, já que não existe um procedimento teórico para dedução analítica da distribuição que seja mais adequada aos dados. A escolha da distribuição mais ajustada se deu através da análise gráfica e através de uma ferramenta específica do software Statgraphics Centurion XV.

Os resultados dos testes de aderência foram computados, então, considerando as avaliações individuais de cada teste. Em alguns casos, os testes indicaram mais de uma distribuição candidata como representativa dos dados amostrais. No caso dos testes do χ^2 , os

resultados eram muito influenciados pelo número de intervalos de classes (NIC) adotados. Optou-se por utilizar, sempre, o NIC determinado pelo “software” Statgraphics, que resultava em valores bastante próximos da raiz quadrada do número de dados.

4.7 Cálculos de Confiabilidade das Estações de Tratamento de Esgoto e das Modalidades de Tratamento

O conceito de confiabilidade tem estado presente em vários trabalhos na área e uma definição bastante aceita para o termo, citada por Niku e Schroeder (1981), é que a confiabilidade de um sistema é a probabilidade de se obter um desempenho adequado por, pelo menos, um período específico de tempo sob determinadas condições. Em termos de desempenho de uma ETE, a confiabilidade pode ser entendida como a porcentagem de tempo em que se consegue cumprir os padrões de lançamento de efluentes. Por conseguinte, ocorrerá uma falha de um processo de tratamento sempre que um dado padrão de lançamento de efluente for excedido (OLIVEIRA; VON SPERLING, 2005a).

A partir do modelo de confiabilidade obtido, é possível a utilização da distribuição lognormal para prever tanto a qualidade do efluente, quanto à confiabilidade e ao desempenho de estações de tratamento de esgotos (OLIVEIRA, 2006). A análise de confiabilidade visa à obtenção de um valor de projeto que considere a variação das condições de operação de uma ETE.

Para o cálculo da confiabilidade das ETEs adotou-se a metodologia desenvolvida por Niku, Schroeder e Samaniego (1979) e utilizada por Oliveira (2006) e Monteiro (2009) a qual determina um valor de concentração média efluente que esteja abaixo dos padrões de lançamento para um determinado nível de confiabilidade. A partir do produto entre a variável normal padronizada (obtida na Tabela 6 para um determinado nível de confiabilidade) e do coeficiente de variação (CV) dos dados (relação entre o desvio padrão e a média dos valores efluentes) obteve-se o coeficiente de confiabilidade (CDC) de cada ETE, que ao ser multiplicado pela concentração efluente especificada na legislação resulta na concentração média efluente para o nível de confiabilidade adotado.

Tabela 6 – Valores da variável normal padronizada para diferentes níveis de confiabilidade

Nível de Confiabilidade (%)	$Z_{(1-\alpha)}$
80	0,842
90	1,282
95	1,645
98	2,054
99	2,326

Fonte: Adaptado de Oliveira e Von Sperling (2007).

A Tabela 7 mostra o procedimento para os cálculos de determinação da confiabilidade das ETEs e do percentual esperado de atendimento às metas de lançamento adotadas.

Tabela 7 – Procedimento de cálculo do CDC, m_x e percentual esperado de atendimento às metas de descarte de esgoto

Parâmetro	Concentrações efluentes esperadas para que 95% dos resultados atendam à meta	Média das concentrações efluentes	μ
		Desvio padrão das concentrações efluentes	δ
		Concentração efluente especificada na legislação	X_S
		Coefficiente de variação (CV)	$\frac{\delta}{\mu}$
		Probabilidade de falha de alcançar o padrão	$\alpha \%$
		Confiabilidade	$(1 - \alpha) \%$
		Variável normal padronizada	Tabelada $Z_{(1 - \alpha)}$
		Coefficiente de confiabilidade (CDC)	$\sqrt{CV^2 + 1} \cdot \exp \{-Z_{1-\alpha} \cdot \sqrt{\ln (CV^2 + 1)}\}$
		m_x	$CDC \cdot X_S$
	Percentual esperado de atingir os limites de descarte	Probabilidade cumulativa da distribuição normal padronizada (Z)	$\frac{\ln(X_S) - [\ln(m'_x) - 0,5 \cdot \ln(CV^2 + 1)]}{\sqrt{\ln (CV^2 + 1)}}$
		Percentual esperado de atendimento às metas de lançamento adotadas $(1-\alpha) \%$	$DIST.NORMP(Z_{1-\alpha}) \cdot 100$

Fonte: Adaptado de Oliveira (2006).

Através do CDC e do percentual esperado de atendimento aos padrões de lançamento é que se avalia a ETE em relação à sua confiabilidade, ou seja, a fração de tempo que a concentração efluente não excede um valor padrão de referência previamente fixado; quanto maior o percentual de atendimento alcançado maior é a capacidade de a ETE produzir um efluente com concentração média abaixo dos padrões de lançamento.

Assim, os projetos das estações de tratamento de esgoto devem prever as variações na qualidade do efluente, devendo, portanto, ser projetadas e operadas para produzir uma concentração média efluente abaixo dos padrões de lançamento (OLIVEIRA, 2006).

Desta forma, foram calculados os CVs, CDCs, m_x e percentuais esperados de atendimento às metas, por ETE e por modalidade de tratamento para os parâmetros DQO e SST considerando um nível de confiabilidade de 95% ou uma probabilidade de falha de alcançar o padrão de 5%.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Organização dos Dados

Nesse estudo foram utilizados dados de oito ETES do tipo lagoas de estabilização, localizadas em Fortaleza e na sua região metropolitana. Na Tabela 8 estão descritas as ETES avaliadas, com as respectivas siglas de identificação.

Tabela 8 – Descrição das lagoas de estabilização avaliadas

Identificação	Descrição	Sigla
Araturi	2 Lagoas Facultativas em paralelo	FAC
Nova Metrópole	1 Lagoa Facultativa	FAC
José Walter	1 Lagoa Facultativa + 2 Lagoas de Maturação em série	FAC + MAT
Tabapuá	1 Lagoa Facultativa + 2 Lagoas de Maturação em série	FAC + MAT
Tupãmirim	1 Lagoa Facultativa Aerada + 1 Lagoa Facultativa Secundária + 2 Lagoas de Maturação em série	FAC AER + FAC SEC + MAT
Marechal Rondon	1 Lagoa Anaeróbia + 2 Lagoas Facultativas em paralelo + 2 Lagoas de Maturação em série	ANA + FAC + MAT
Palmeiras	1 Lagoa Anaeróbia + 1 Lagoa Facultativa + 2 Lagoas de Maturação em série	ANA + FAC + MAT
Parque Fluminense	1 Lagoa Anaeróbia + 1 Lagoa Facultativa + 1 Lagoa de Maturação em série	ANA + FAC + MAT

Fonte: CAGECE, 2011

As ETES não apresentaram dados de monitoramento para todos os parâmetros no período estudado. Tais problemas possivelmente são decorrentes de mudanças nos planos de monitoramento, em que usualmente aumenta-se a frequência dos parâmetros analisados, ou são adicionados novos parâmetros. Entretanto, em alguns casos pode ocorrer uma redução na frequência de alguns parâmetros motivada pela inclusão de novas ETES no plano de monitoramento.

Problemas semelhantes foram observados por Oliveira (2006) quando analisou o desempenho e a confiabilidade de ETES localizadas em São Paulo e Minas Gerais, e por Monteiro (2009), analisando também o desempenho e confiabilidade de ETES localizadas no Ceará.

Outro problema observado foi a ausência de algum parâmetro por um ou mais meses, ocasionada por problemas analíticos ou falta de material, ou ainda ETES sem condições de coleta, ETE fechada e sem operador ou ETE sem vazão para coleta.

Assim, foram utilizados neste estudo os parâmetros pH, DQO, DQO filtrada, DBO, DBO filtrada, oxigênio dissolvido, SST, sólidos sedimentáveis, amônia, coliformes totais e *E. coli* na estatística descritiva do número de dados e das concentrações.

5.2 Estatística Descritiva do Número de Dados

Os resultados da análise de estatística descritiva do número de dados efluentes de cada parâmetro: pH, DQO, DQO filtrada, DBO, DBO filtrada, OD, SST, Sólidos Sedimentáveis (Sól. Sed.), Amônia, Coliformes totais (CT) e *E.coli*, no período de janeiro de 2007 a março de 2011, estão expressos na Tabela 9.

Tabela 9 – Estatística descritiva do número de dados efluentes

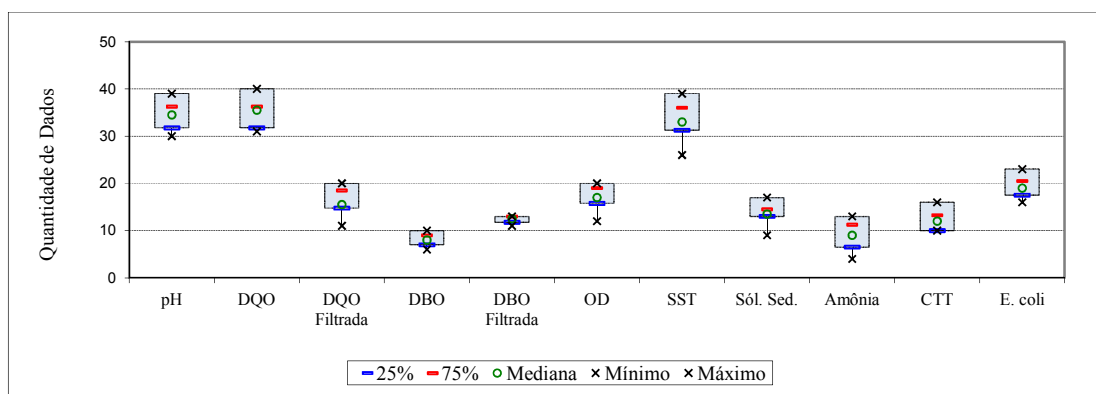
Variável Estatística	pH	DQO	DQO Filtrada	DBO	DBO Filtrada	OD	SST	Sól. Sed.	Amônia	CT	<i>E.coli</i>
Média	34	35	16	8	12	17	33	14	9	12	19
Mediana	35	36	16	8	13	17	33	14	9	12	19
Mínimo	30	31	11	6	11	12	26	9	4	10	16
Máximo	39	40	20	10	13	20	39	17	13	16	23
Desvio Padrão	3	3	3	1	1	3	4	2	3	2	3
Total de Dados	274	278	129	64	98	135	264	109	70	97	153

Fonte: Do Autor

Na Figura 5 estão representadas na forma de gráficos *box-plot* os valores mínimos e máximos, o primeiro e terceiro quartis (25 e 75%) e a mediana referente à quantidade de dados efluentes dos parâmetros analisados.

Observa-se uma grande amplitude na quantidade de dados, variando desde 4 até 40 dados, considerando todos os parâmetros efluentes analisados. Os parâmetros pH, DQO e SST apresentaram uma média de dados de 34, 35 e 33, respectivamente. Esses parâmetros apresentaram maior amplitude, seguida da *E. coli*, que apresentou média de 19 dados. Os parâmetros com menor número de dados foram DBO e amônia, que apresentaram uma média de oito e nove dados, respectivamente.

Figura 5 – Boxplot da quantidade de dados efluentes das ETEs analisadas no período de 2007 a 2011



Fonte: Do Autor

Segundo o Plano de Monitoramento da CAGECE (2011), os parâmetros analisados com maior frequência são pH, DQO, SST, CTT e *E.coli*. De acordo com Dos Santos (2007), os principais parâmetros relativos a esgotos predominantemente domésticos são: sólidos, indicadores de matéria orgânica (DQO ou DBO), indicadores de contaminação fecal (CTT e *E.coli*), e nutrientes (nitrogênio e fósforo).

O parâmetro fósforo não está contemplado nas duas legislações (federal e estadual) que definem os padrões de lançamento e, possivelmente, tal fato tenha influência na ausência deste parâmetro no plano de monitoramento da CAGECE. Entretanto, a legislação também delibera que os esgotos lançados em um corpo d'água não devem modificar suas características, em função de sua classe. Por exemplo, a Resolução nº 430/11 do CONAMA, divide as águas em classes, segundo seus usos preponderantes e define os padrões de qualidade de cada classe. Dessa forma, o parâmetro fósforo poderia ser também monitorado, com o objetivo de verificar se atende aos padrões de qualidade dos cursos de água.

Quanto ao nitrogênio, a forma contemplada na legislação ambiental é a amônia, sendo esta determinação contemplada no plano de monitoramento da CAGECE com frequência semestral. Contudo, outras formas de nitrogênio, também importantes, podem estar presentes nos esgotos domésticos, tais como: nitrato, nitrito, nitrogênio orgânico, que também poderiam ser monitorados.

5.3 Desempenho e Atendimento aos Padrões

Os resultados da análise por meio da estatística descritiva das concentrações dos parâmetros pH, DQO, DQO filtrada, DBO, DBO filtrada, OD, SST, amônia, coliformes totais e *E. coli*, efluentes às ETES analisadas, são mostrados na Tabela 10.

É significativo ressaltar que, segundo Von Sperling (2005), para variáveis cujas concentrações variam em uma faixa muito ampla é mais adequado a utilização da média geométrica, em detrimento da aritmética. Por exemplo, os coliformes totais e *E. coli* variam segundo diversas ordens de magnitude, portanto os valores mais elevados podem ter um grande peso na média aritmética, provocando uma distorção no conceito de tendência central.

Tabela 10 – Estatística descritiva referente às concentrações efluentes por tipo de lagoa

ETE	Parâmetro	pH	DQO	DQO Filtrada	DBO	DBO Filtrada	OD	SST	Amônia	CT	<i>E.coli</i>
	Unidades	-	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	NMP/100mL	
Araturí	Média	8,0	347	68	130	31	4,0	153	21,1	3,7E6	4,7E5
	Desvio Padrão	0,3	108	30	51	14	2,2	31	3,1	3,1E6	3,8E5
	CV (%)	3	31	44	39	44	55	20	15	63	66
	Nº de Dados	32	32	15	7	13	17	29	7	10	18
Nova Metrópole	Média	7,8	374	83	213	45	2,6	202	20,5	2,8E6	5,0E5
	Desvio Padrão	0,3	116	36	44	18	1,6	79	3,6	3,0E6	3,2E5
	CV (%)	4	31	44	21	39	62	39	18	78	54
	Nº de Dados	39	40	20	8	13	19	39	12	16	23
José Walter	Média	7,9	327	94	201	63	4,3	141	24,3	2,2E6	2,2E4
	Desvio Padrão	0,2	119	53	32	36	1,8	52	7,1	4,6E6	2,3E4
	CV (%)	2	36	57	16	57	42	37	29	106	73
	Nº de Dados	30	36	18	9	13	17	32	10	13	22
Tabapuá	Média	8,0	202	64	126	30	2,5	66	22,2	1,5E6	9,4E3
	Desvio Padrão	0,4	101	32	74	13	1,3	37	9,7	3,7E6	1,7E4
	CV (%)	5	50	51	58	43	52	56	44	113	95
	Nº de Dados	35	35	20	9	13	15	34	13	10	19
Tupãmirim	Média	8,4	226	59	104	32	12	98	19,6	6,5E5	1,7E3
	Desvio Padrão	0,3	66	9	28	10	6,6	37	4,4	4,0E6	8,5E3
	CV (%)	4	29	16	27	32	55	37	22	141	136
	Nº de Dados	36	37	14	10	12	20	36	11	13	19
Marechal Rondon	Média	8,5	150	52	67	27	6,3	62	16,1	4,8E5	7,4E1
	Desvio Padrão	0,5	36	15	27	6	3,1	20	2,1	7,7E5	3,4E2
	CV (%)	6	24	28	40	22	49	33	13	86	148
	Nº de Dados	34	31	16	7	12	16	32	5	11	16
Palmeiras	Média	8,6	172	55	60	26	16,0	71	11,2	2,0E5	1,2E2
	Desvio Padrão	0,4	41	17	16	14	3,2	15	4,5	5,4E5	1,6E4
	CV (%)	4	24	31	26	52	20	21	40	124	146
	Nº de Dados	31	31	11	6	11	12	26	4	10	16
Parque Fluminense	Média	8,3	184	53	93	28	5,5	73	27,2	1,7E6	1,6E4
	Desvio Padrão	0,3	62	16	23	7	2,3	29	11,6	3,9E6	6,8E4
	CV (%)	3	34	31	25	23	42	39	43	104	163
	Nº de Dados	37	36	15	8	11	19	36	8	14	20

Obs.: A média dos valores de CT e *E. coli* foi obtida a partir da média geométrica

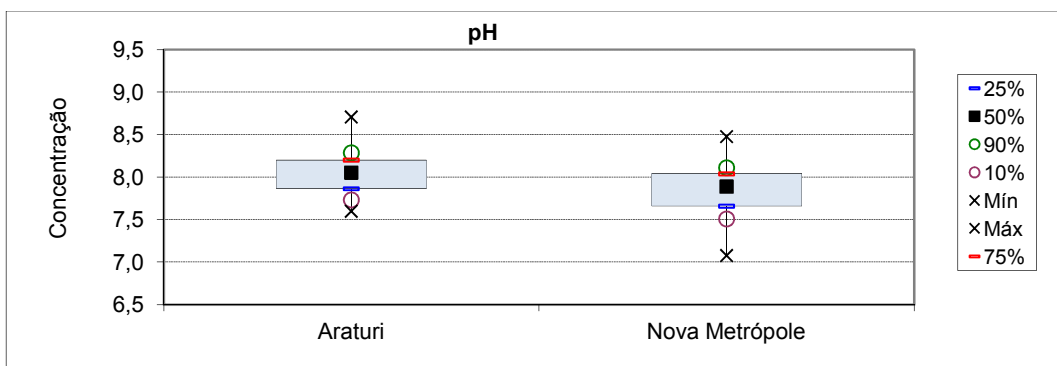
Fonte: Do Autor

Para facilitar a análise, foram elaborados gráficos de Box-plot por tipologia, mostrando o desempenho de cada ETE nos parâmetros avaliados.

5.3.1 pH

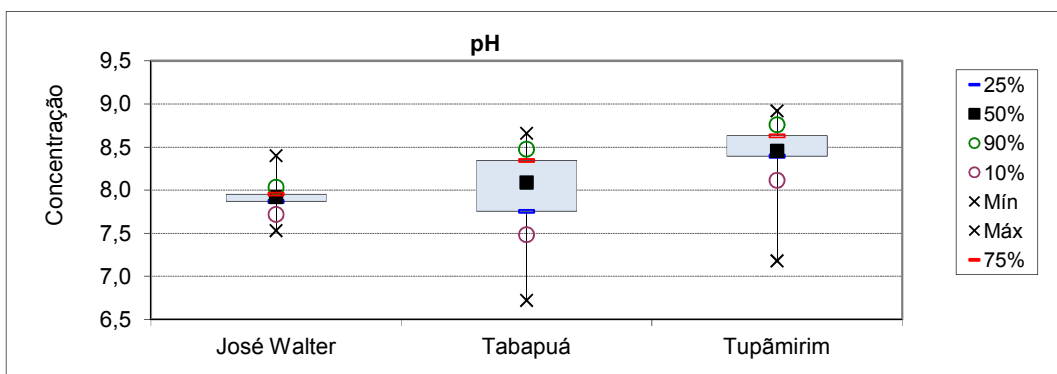
As Figuras 6 a 8 exibem, respectivamente, o boxplot da variação do pH nas modalidades FAC, FAC+MAT e ANA+FAC+MAT.

Figura 6 – Boxplot da variação do pH em lagoas facultativas (FAC)



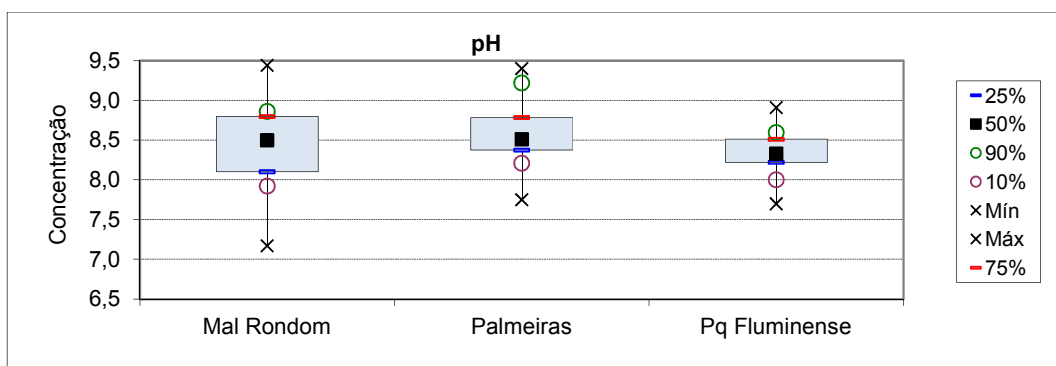
Fonte: Do Autor

Figura 7 – Boxplot da variação do pH em lagoas facultativas seguidas de maturação (FAC+MAT)



Fonte: Do Autor

Figura 8 – Boxplot da variação de pH em lagoas anaeróbias seguidas de facultativa e maturação em série (ANA+FAC+MAT)



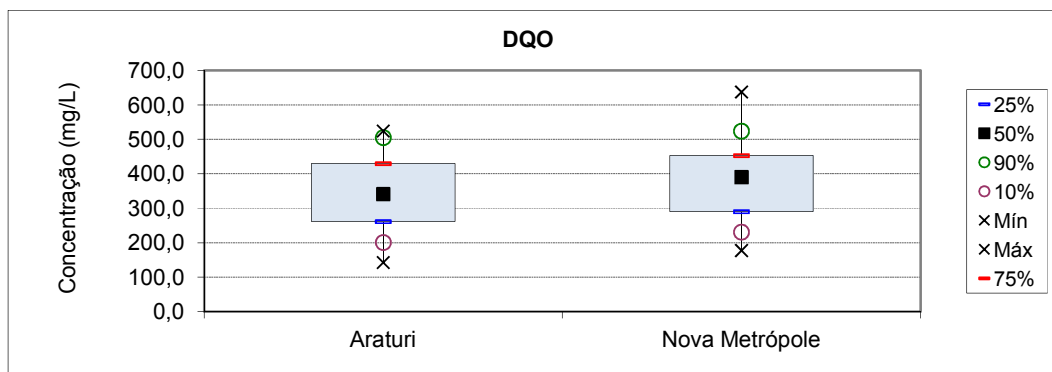
Fonte: Do Autor

A faixa de pH definida pela Portaria nº 154/02 da SEMACE está compreendida entre 7,5 e 10. Observa-se que a grande maioria das ETES analisadas possuem pH efluente dentro dos limites fixados na legislação. Ademais, percebe-se grandes diferenças entre ETES de mesma modalidade ou não, em relação às variações efluente, conforme observado pelas variações nos percentis de 25% e 75% (tamanho das caixinhas no gráfico Box-Plot).

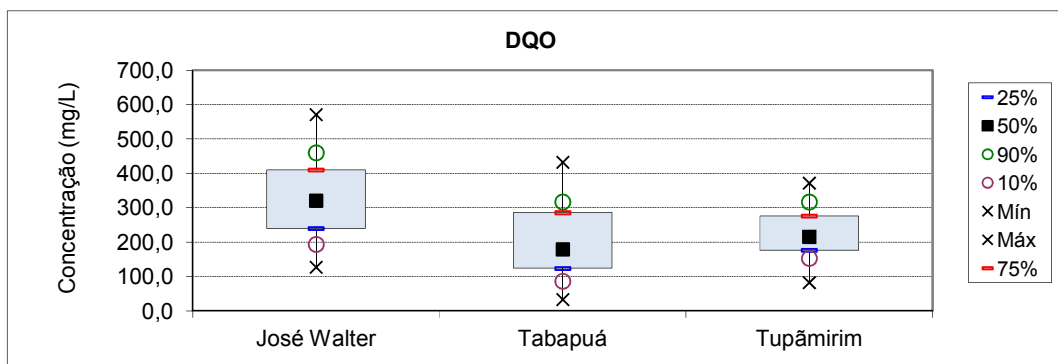
As ETES que apresentavam duas lagoas de maturação (Fig. 7) possuíam valores médios de pH superiores às demais modalidades. Tal fato pode ser atribuído a uma maior atividade fotossintética das lagoas de maturação que tem efeito no aumento do pH, ocasionada pela baixa profundidade dessas lagoas, o que permitia assim uma maior penetração da radiação.

5.3.2 Demanda Química de Oxigênio – DQO

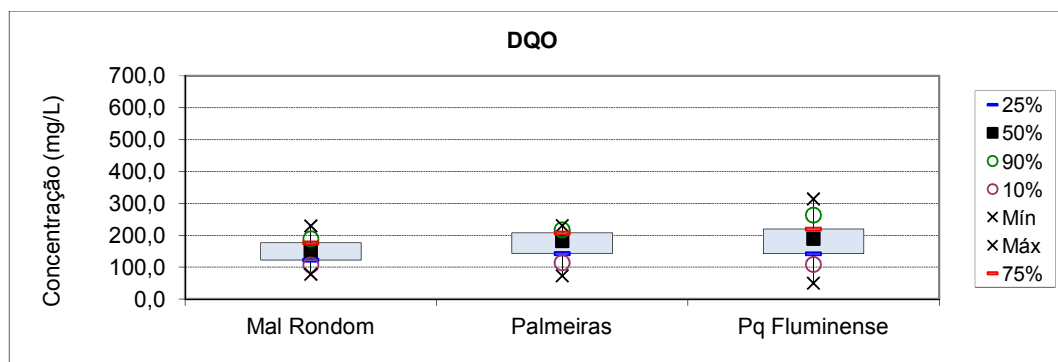
As Figuras 9 a 11 exibem, respectivamente, o boxplot da variação da DQO nas modalidades FAC, FAC+MAT e ANA+FAC+MAT.

Figura 9 – Boxplot da variação de DQO nas lagoas facultativas (FAC)

Fonte: Do Autor

Figura 10 – Boxplot da variação de DQO em lagoas facultativas seguidas de maturação (FAC+MAT)

Fonte: Do Autor

Figura 11 – Boxplot da variação de DQO em lagoas anaeróbias seguidas de facultativa e maturação em série (ANA+FAC+MAT)

Fonte: Do Autor

Dos Santos (2007) descreve que ETEs constituídas de lagoas facultativas apresentam uma faixa de DQO efluente entre 120 e 200mg/L. No entanto observa-se na Tabela 10 e

Figura 9, que as ETEs Araturi e Nova Metrópole apresentaram valores médios de 347 e 374mg/L, respectivamente, muito superior ao intervalo descrito pela literatura. Tal comportamento pode ser devido a um conjunto de fatores como falhas no projeto, sobrecarga orgânica, sobrecarga hidráulica, ou muito comumente devido a falhas operacionais como excesso de lodo ou areia na lagoa, que diminuem o volume útil da lagoa e subsequente diminuição no TDH. Observa-se também na Figura 9 uma grande flutuação dos valores efluentes de DQO conforme observado pelas variações nos percentis de 25% e 75% (tamanho das caixinhas no gráfico Box-Plot).

Os resultados de DQO para o período de 2007 a 2011 são superiores também aos encontrados por Araújo (2000) na análise de um conjunto de lagoas facultativas da Região Metropolitana de Fortaleza – RMF, que encontrou uma média de 186mg/L.

Estudos realizados por Oliveira e Von Sperling (2005b) apresentaram valores médios de DQO de 525mg/L. Os autores atribuem essa média às contribuições industriais não relatadas pelas estações de tratamento ou o tipo de amostragem praticado, além do baixo consumo per capita de água e, ainda,   existência de menores coeficientes de retorno.

Como pode ser observado na Tabela 10 e Figura 10, a ETE José Walter apresentou uma DQO média bem superior às demais, além de elevada amplitude de dados. Observa-se também que exceto a ETE José Walter, os sistemas compostos de FAC+MAT apresentam DQO efluente mais baixa que as encontradas em lagoas facultativas.

Ressalta-se a importância das lagoas de maturação em realizar o polimento do efluente em termos de matéria orgânica, muito embora se saiba que a principal função dessas lagoas é a remoção de microrganismos patog nicos. A média de DQO nos sistemas FAC+MAT foi de 252mg/L, valor também bem superior ao valor médio de 128mg/L encontrado por Araújo (2000).

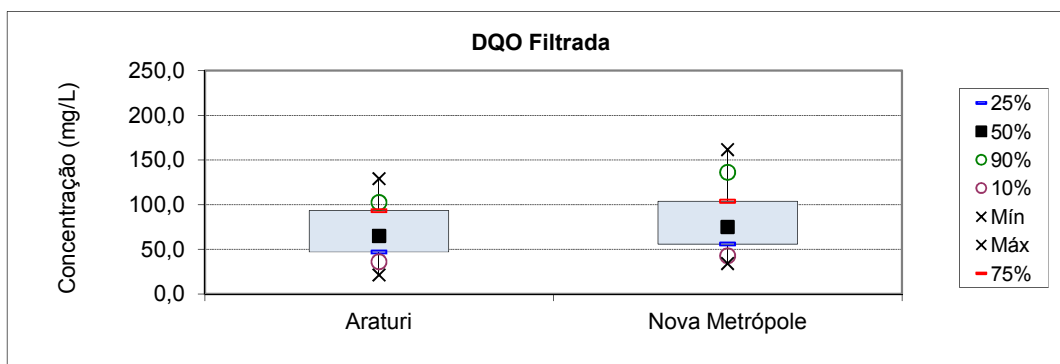
Em relação à tecnologia ANA+FAC+MAT (Tabela 10 e Figura 11) observa-se menores valores médios de DQO efluente, além de menores coeficientes de variação. Dos Santos (2007) relata que o intervalo de DQO dessa tipologia está compreendido entre 100 e 180mg/L. Dessa forma, os dados obtidos estão dentro da faixa reportada, destacando-se a ETE Marechal Rondon que obteve uma DQO efluente média de 150mg/L. Araújo (2000) e

Monteiro (2009) obtiveram valores médios de DQO de 92mg/L e 68,7mg/L, respectivamente, assim bem inferiores aos encontrados no presente trabalho.

5.3.3 DQO Filtrada

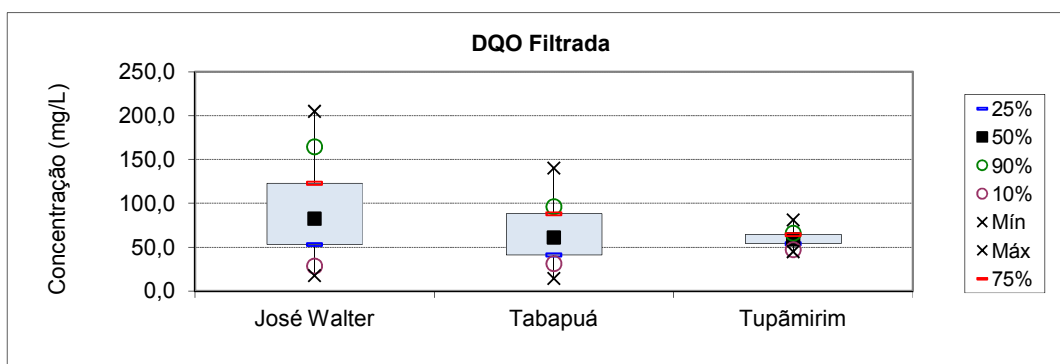
As Figuras 12 a 14 exibem, respectivamente, o boxplot da variação da DQO filtrada nas modalidades FAC, FAC+MAT e ANA+FAC+MAT.

Figura 12 – Boxplot da variação da DQO filtrada nas lagoas facultativas (FAC)



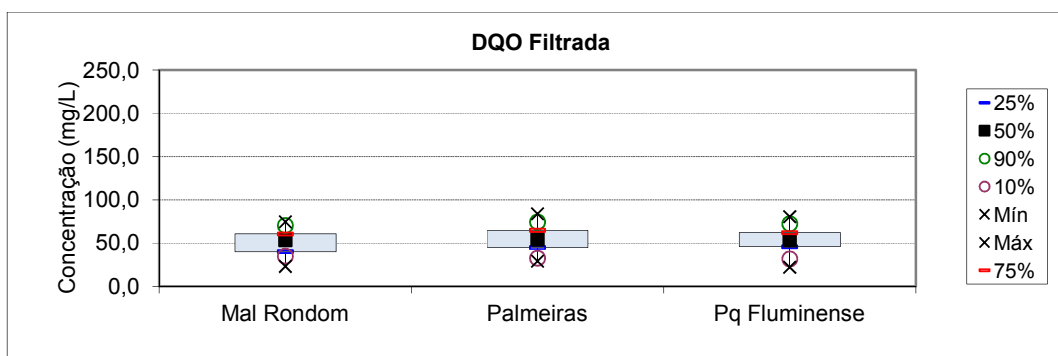
Fonte: Do Autor

Figura 13 – Boxplot da variação de DQO filtrada em lagoas facultativas seguidas de maturação (FAC+MAT)



Fonte: Do Autor

Figura 14 – Boxplot da variação de DQO filtrada em lagoas anaeróbias seguidas de facultativa e maturação em série (ANA+FAC+MAT)



Fonte: Do Autor

Através da Tabela 10 e Figuras 12 a 14, pode ser observado que todas as ETES estudadas apresentaram concentrações de DQO Filtrada dentro do exigido pela Portaria nº 154/02 da SEMACE, cujo limite é 200mg/L. A tipologia ANA+FAC+MAT obteve um efluente de melhor qualidade e maior homogeneidade dos dados, o que já era esperado, pois a DQO total dessas ETES apresentou comportamento semelhante.

Novamente, as ETES da modalidade FAC e a ETE José Walter obtiveram o pior desempenho para este parâmetro. Em comparação com a DQO total, onde a média dos resultados das ETES avaliadas variou de 150 a 374mg/L, a variação da DQO filtrada foi bem menor, de 52 a 94mg/L.

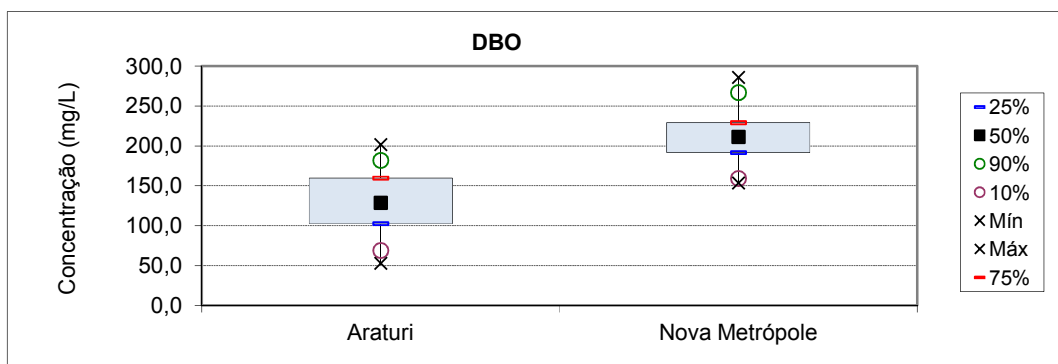
Segundo Mara (2003), a DQO total de um sistema de lagoas de estabilização é causada por duas fontes: a DQO residual (solúvel) e DQO causada pelos sólidos em suspensão (particulada), constituídos de algas em sua maioria. Portanto quando se refere à DQO total, essa inclui a DQO promovida pelas algas, enquanto na DQO filtrada esta influência é removida.

Dessa forma, verifica-se a importância da influência da matéria orgânica gerada pelas algas, e também, como consequência, pela morte das mesmas que gera mais matéria orgânica a ser decomposta, aumentando a DQO e DBO totais.

5.3.4 Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO

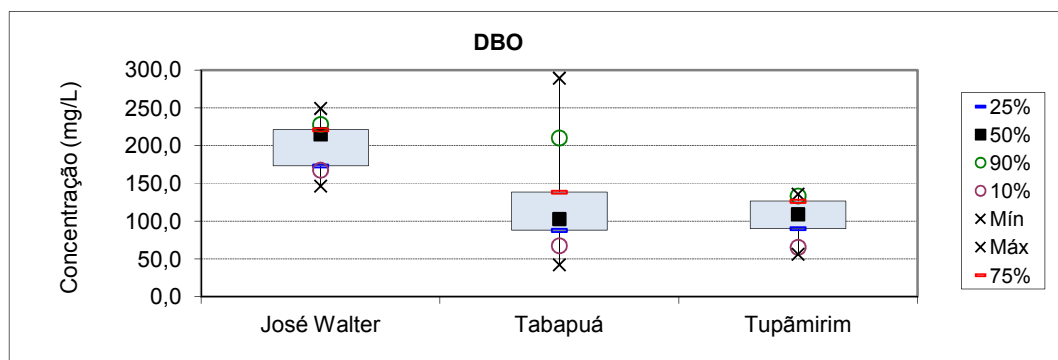
As Figuras 15 a 17 exibem, respectivamente, o boxplot da variação da DBO nas modalidades FAC, FAC+MAT e ANA+FAC+MAT. Observa-se que de uma forma geral houve comportamento semelhante ao obtido para a DQO, em termos de melhor tipo de tratamento e flutuações alcançadas.

Figura 15 – Boxplot da variação de DBO nas lagoas facultativas (FAC)



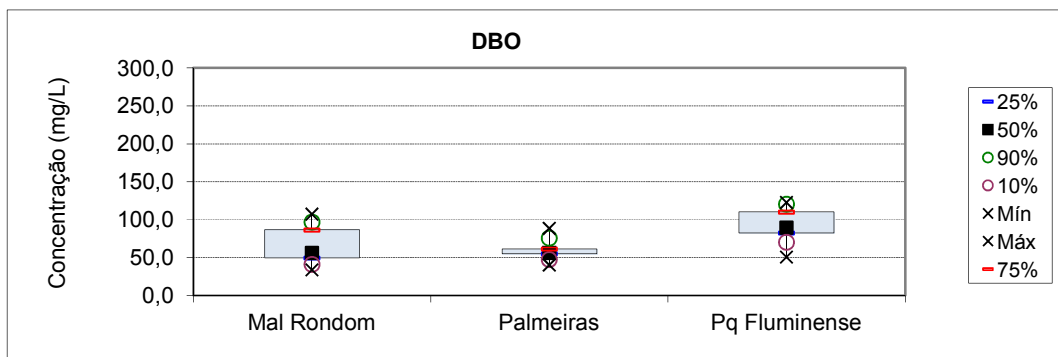
Fonte: Do Autor

Figura 16 – Boxplot da variação da DBO em lagoas facultativas seguidas de maturação (FAC+MAT)



Fonte: Do Autor

Figura 17 – Boxplot da variação de DBO em lagoas anaeróbias seguidas de facultativa e maturação em série (ANA+FAC+MAT)



Fonte: Do Autor

Dos Santos (2007) relata que a DBO efluente de lagoas facultativas (FAC) está compreendida entre 50 e 80mg/L. Como pode ser observado na Tabela 10 e Figura 15, as ETEs Araturi e Nova Metrópole apresentaram uma DBO efluente média de 130 e 213mg/L, respectivamente, concentrações bem superiores às descritas pela literatura. Além disso, destaca-se a diferença entre a média das duas ETEs.

Oliveira e Von Sperling (2005a) acharam DBO média de 136mg/L em efluentes de lagoas facultativas, portanto, acima do relatado pela literatura e bem próximo ao obtido na ETE Araturi. Por sua vez Araújo (2000) obteve uma DBO média efluente de 70mg/L para a tipologia FAC no estudo realizado em ETEs também operadas pela CAGECE.

Na Tabela 10 e Figura 16, pode ser observado para a tipologia FAC+MAT que as ETEs Tabapuá e Tupãmirim apresentaram uma DBO média efluente de 127 e 105mg/L, respectivamente, apesar de a ETE Tupãmirim demonstrar uma maior homogeneidade dos dados. A ETE José Walter apresentou um efluente de qualidade inferior, com uma DBO média de 201mg/L.

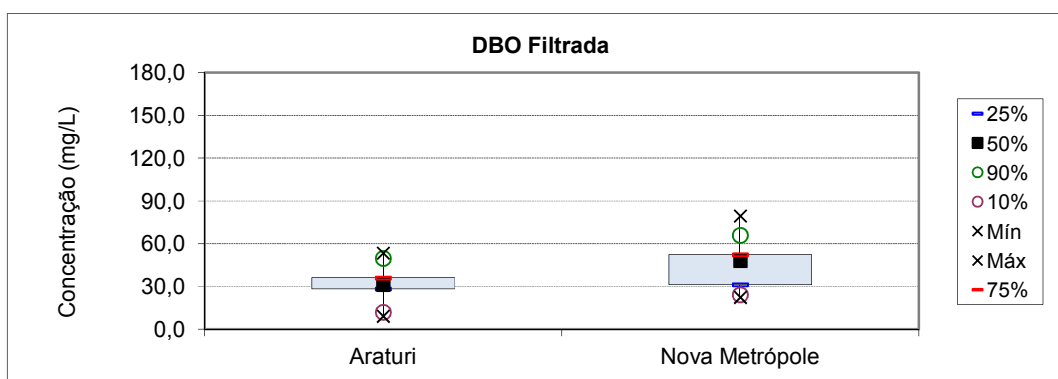
Para a tipologia ANA+FAC+MAT, observa-se uma maior homogeneidade dos dados, ou seja, menores coeficientes de variação, além de baixos valores efluentes de DBO (Tabela 10 e Figura 17). Segundo Dos Santos (2007), a concentração de DBO em uma série ANA+FAC+MAT é da ordem de 40 a 70mg/L. Portanto, os valores de DBO obtidos estão dentro da faixa descrita pela literatura, com exceção da ETE Parque Fluminense, que

registrou valores médios de DBO efluente ligeiramente superiores de 93mg/L. Essa ETE possui apenas uma única lagoa de maturação, o que pode justificar o valor encontrado, confirmando a boa eficiência registrada em sistemas que possuem mais de uma lagoa de maturação, servindo essas para o polimento da DBO remanescente.

5.3.5 DBO Filtrada

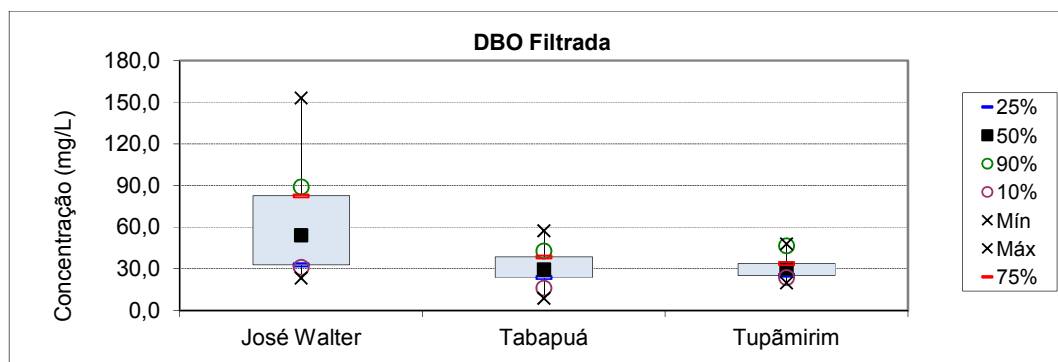
As Figuras 18 a 20 mostram, respectivamente, o boxplot da variação da DBO filtrada nas modalidades FAC, FAC+MAT e ANA+FAC+MAT. De forma análoga ao parâmetro DQO filtrada, percebe-se que grande parte da DBO total é constituída de material particulado, principalmente relacionado à biomassa algal.

Figura 18 – Boxplot da variação da DBO filtrada nas lagoas facultativas (FAC)



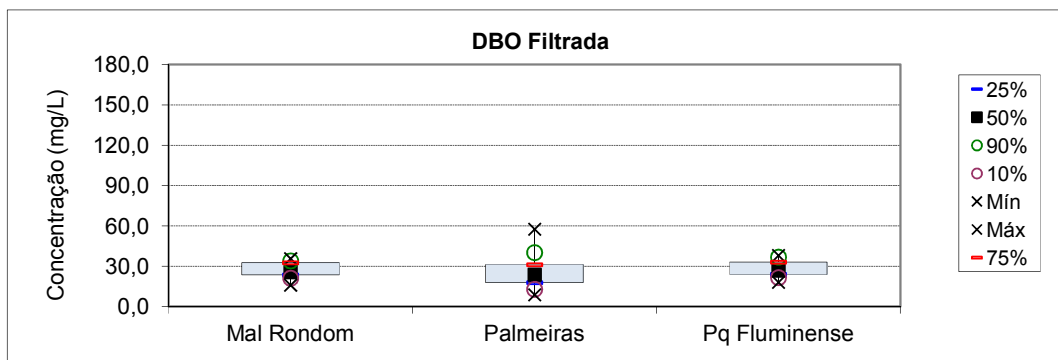
Fonte: Do Autor

Figura 19 – Boxplot da variação de DBO filtrada em lagoas facultativas seguidas de maturação (FAC+MAT)



Fonte: Do Autor

Figura 20 – Boxplot da variação de DBO filtrada em lagoas anaeróbias seguidas de facultativa e maturação em série (ANA+FAC+MAT)



Fonte: Do Autor

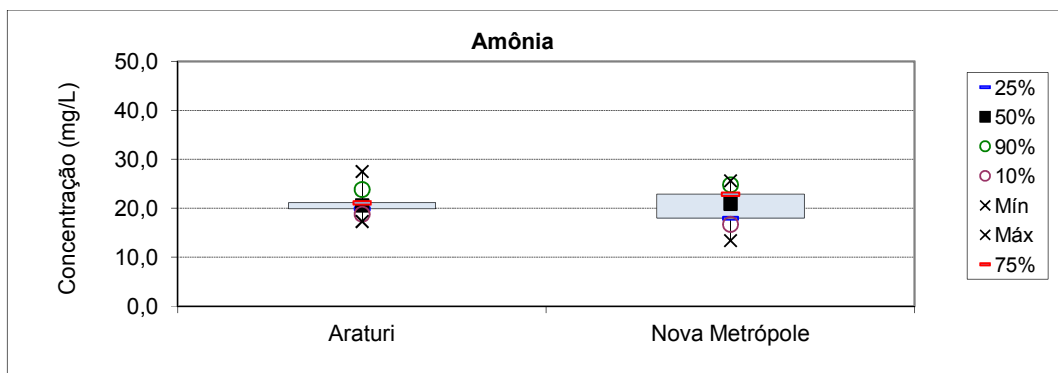
O limite de descarte do parâmetro DBO filtrada imposto na Portaria nº 154/02 da SEMACE é 60mg/L. Como pode ser visto na Tabela 10 e Figura 18, relativos à modalidade FAC, a ETE Araturi possui 100% dos valores dentro do especificado pela Portaria, enquanto a ETE Nova Metrópole apresenta aproximadamente 10% dos valores acima do permitido. As duas ETEs apresentaram concentrações médias efluentes de DBO bem diferentes entre si, comportamento similar ao verificado na análise da DBO total.

Em relação aos sistemas compostos de FAC+MAT, pode ser observado na Tabela 10 e Figura 19, que a ETE Tupãmirim e Tabapuá apresentaram 100% dos valores de DBO efluente dentro do permitido pela legislação e um baixo coeficiente de variação, enquanto a ETE José Walter possuía uma mediana (percentil de 50%) ligeiramente abaixo do limite de 60mg/L e um maior coeficiente de variação do que os verificados para as outras ETEs pertencentes a essa modalidade.

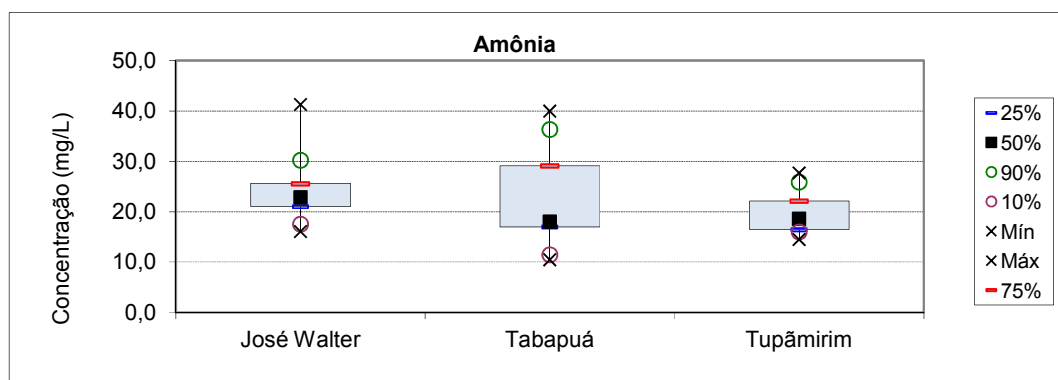
Para a tipologia ANA+FAC+MAT, observa-se que 100% dos valores estão dentro do permitido (Tabela 10 e Figura 20), além de apresentar uma maior homogeneidade dos dados, as ETEs Marechal Rondon, Palmeiras e Parque Fluminense obtiveram uma DBO Filtrada média de 27, 27 e 28mg/L, respectivamente.

5.3.6 Amônia

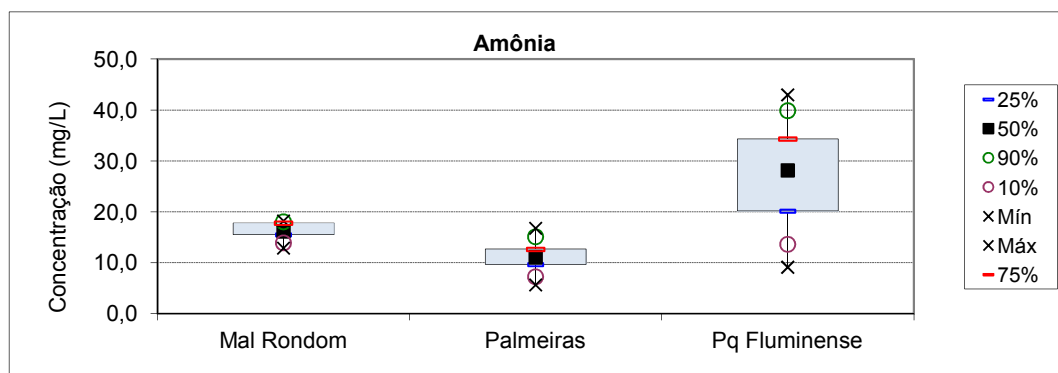
As Figuras 21 a 23 exibem, respectivamente, o boxplot da variação da amônia nas modalidades FAC, FAC+MAT e ANA+FAC+MAT.

Figura 21 – Boxplot da variação da Amônia em lagoas facultativas (FAC)

Fonte: Do Autor

Figura 22 – Boxplot da variação da Amônia em lagoas facultativas seguidas de maturação (FAC+MAT)

Fonte: Do Autor

Figura 23 – Boxplot da variação de Amônia em lagoas anaeróbias seguidas de facultativa e maturação em série (ANA+FAC+MAT)

Fonte: Do Autor

Analisando os dados mostrados na Tabela 10 e Figura 21 para a modalidade FAC, é possível observar que as ETEs Araturi e Nova Metrópole apresentaram uma média efluente de nitrogênio amoniacal de 21,1 e 20,5mg/L, respectivamente, valores acima do limite de 5mg/L definido na Portaria nº 154/02 da SEMACE. Araújo (2000) obteve uma média de 25,6mg/L para esta modalidade. Entretanto, esses valores não causam surpresa, pois em lagoas facultativas a concentração de amônia é usualmente superior a 15mg/L (VON SPERLING, 2002).

Desde abril de 2011, começou a vigorar a Portaria nº 111/11 da SEMACE, que altera o padrão de lançamento de amônia para 20mg/L, ficando assim igual ao que estabelece a Resolução nº 430/11 do CONAMA. Dessa forma, a ETE Araturi e Nova Metrópole obtiveram 40 e 20% dos dados, respectivamente, dentro do preconizado pelas legislações atuais.

Observa-se através da Tabela 10 e Figura 22 que todas as ETEs da tipologia FAC+MAT apresentaram 50% dos dados acima do estabelecido pela Portaria nº 111/11 da SEMACE.

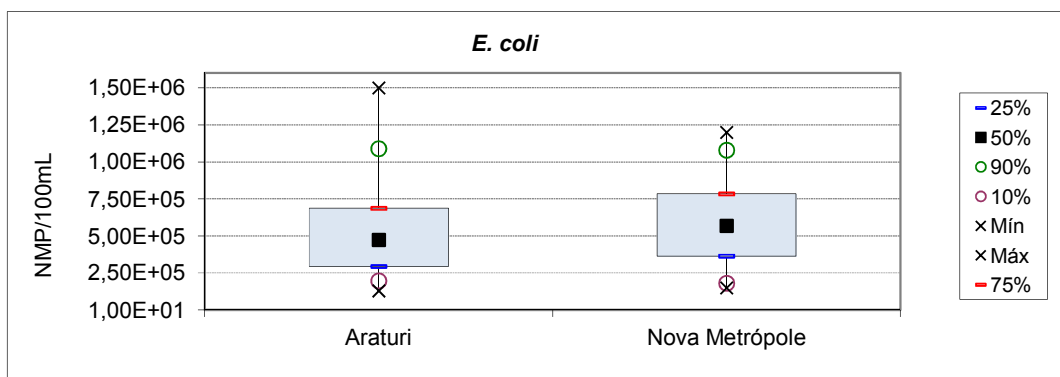
Como pode ser visto na Tabela 10 e Figura 23, as ETEs Marechal Rondon e Palmeiras apresentam todos os valores dentro do preconizado pelas legislações vigentes. Reitera-se que esse tipo de tratamento não consegue remover amônia até o limite que era estabelecido pela legislação. Segundo Von Sperling (2005), a concentração efluente usual da tipologia ANA+FAC+MAT está compreendida entre 10 e 15mg/L.

A ETE Parque Fluminense que possui apenas uma lagoa de maturação na série ANA+FAC+MAT obteve uma grande heterogeneidade dos dados e uma média de 27,2mg/L, bem superior as demais, 16,1 (Marechal Rondon) e 11,2mg/L (Palmeiras). Uma possibilidade levantada para uma média efluente tão elevada na ETE Parque Fluminense é de que apenas uma lagoa de maturação não seja suficiente para elevação do pH até níveis que promovam a volatilização da amônia, um dos mecanismos mais importantes de remoção de amônia em lagoas de estabilização.

5.3.7 *Escherichia coli* – *E. coli*

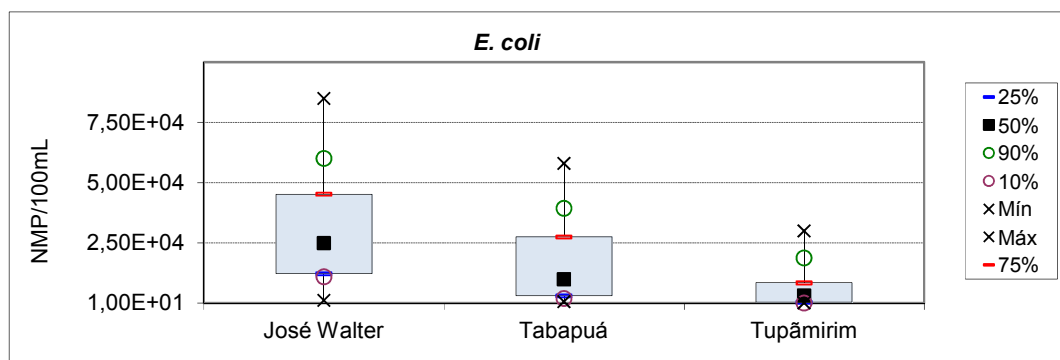
As Figuras 24 a 27 exibem, respectivamente, o boxplot da variação de *E.coli* nas modalidades FAC, FAC+MAT e ANA+FAC+MAT.

Figura 24 – Boxplot da variação de *E. coli* em lagoas facultativas (FAC)



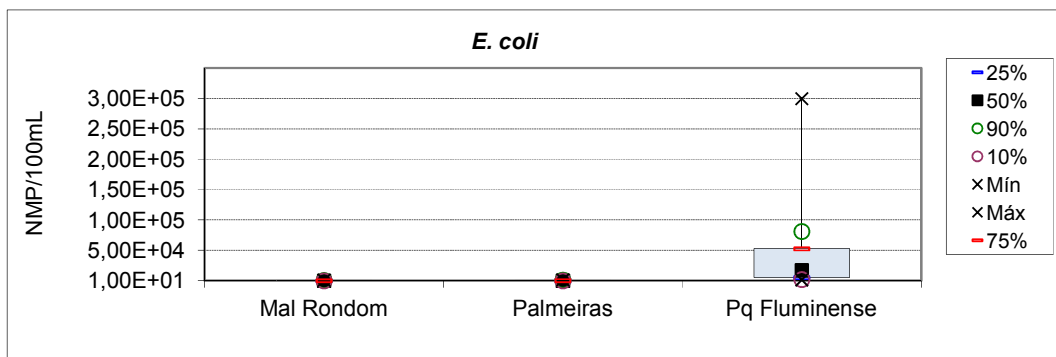
Fonte: Do Autor

Figura 25 – Boxplot da variação de *E.coli* em lagoas facultativas seguidas de maturação (FAC+MAT)



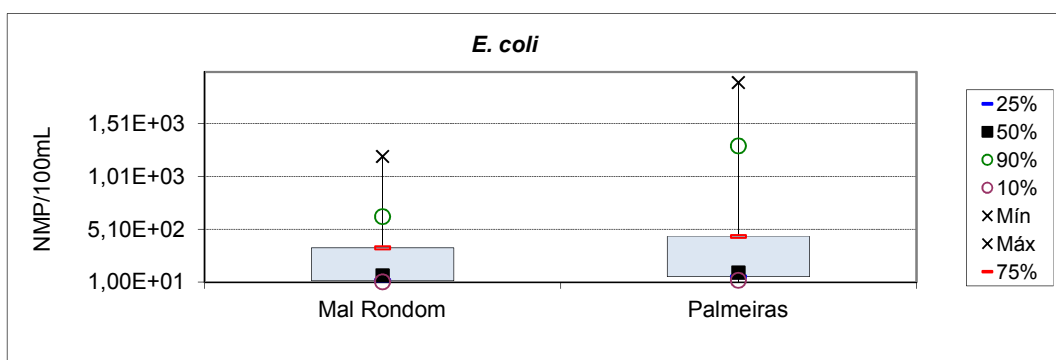
Fonte: Do Autor

Figura 26 – Boxplot da variação em *E.coli* em lagoas anaeróbias seguidas de facultativa e maturação em série (ANA+FAC+MAT)



Fonte: Do Autor

Figura 27 – Boxplot da variação de *E.coli* nas ETes Marechal Rondon e Palmeiras



Fonte: Do Autor

Na Tabela 10 e Figura 24, para a modalidade FAC, é possível verificar que as duas ETes possuem todos os valores de *E. coli* acima do permitido pela Portaria nº 154/02 da SEMACE, cujo limite é 5000NMP/100mL. A ETE Araturi apresentou uma média de $4,7 \times 10^5$ e a ETE Nova Metrópole $5,0 \times 10^5$ NMP/100mL, valores bem próximos aos reportados em Araújo (2000) de $1,2 \times 10^6$ NMP/100mL. Comprova-se assim que lagoas facultativas isoladas não são capazes de produzir efluentes com os padrões de lançamento vigentes quer no Ceará quer em outros estados do Brasil. Jordão e Pessoa (2005) relatam concentrações esperadas dos efluentes de lagoas facultativas da ordem de 10^6 a 10^7 NMP/100mL.

Analisando os dados nos sistemas compostos de FAC+MAT (Tabela 10 e Figura 25), a ETE Tupãmirim apresentou a menor média de *E. coli* dentre a tipologia estudada, com

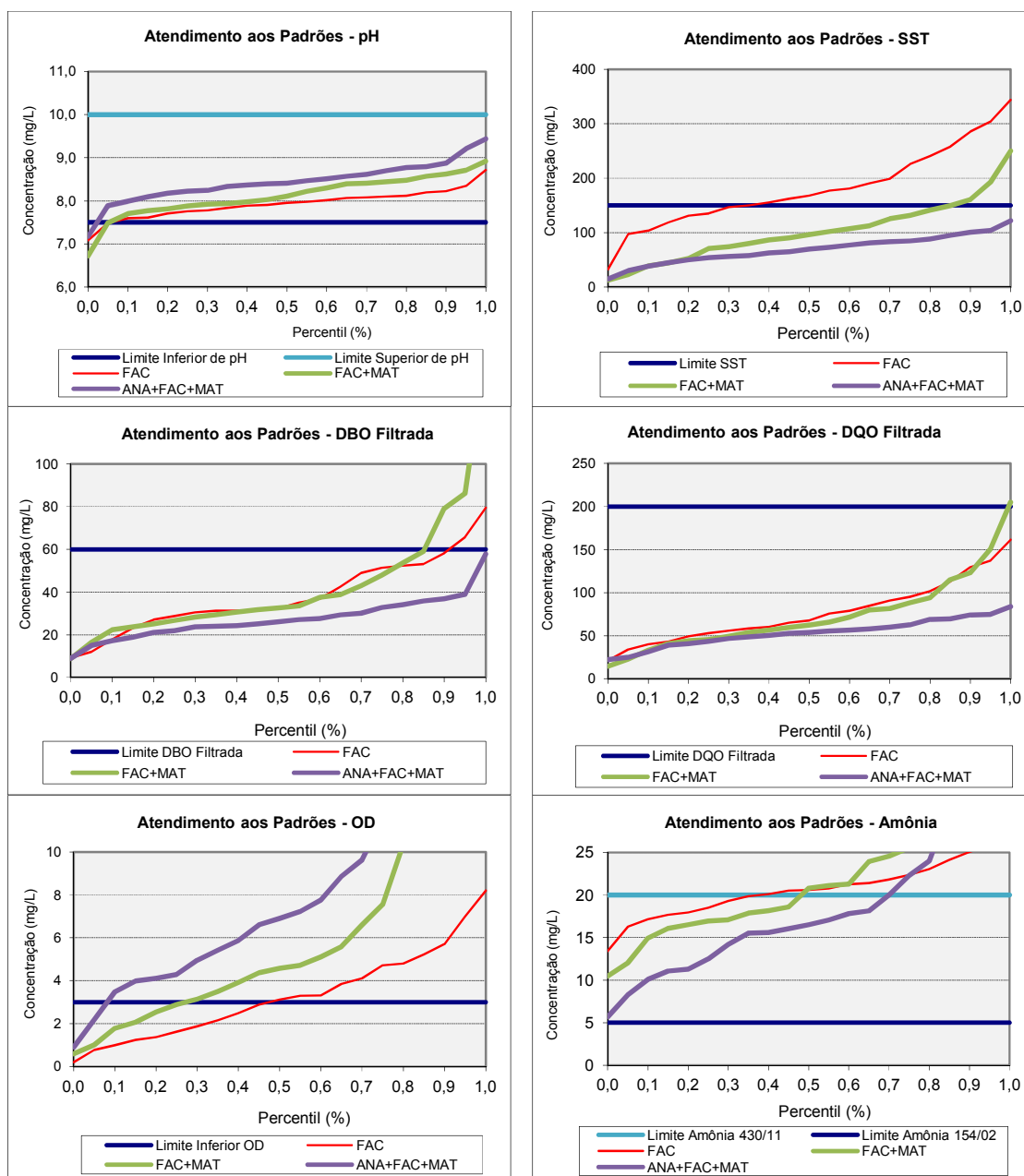
valores médios de $6,3 \times 10^3$ NMP/100mL, enquanto as concentrações obtidas nas ETEs José Walter e Tabapuá foram $3,1 \times 10^4$ e $1,8 \times 10^4$ NMP/100mL, respectivamente.

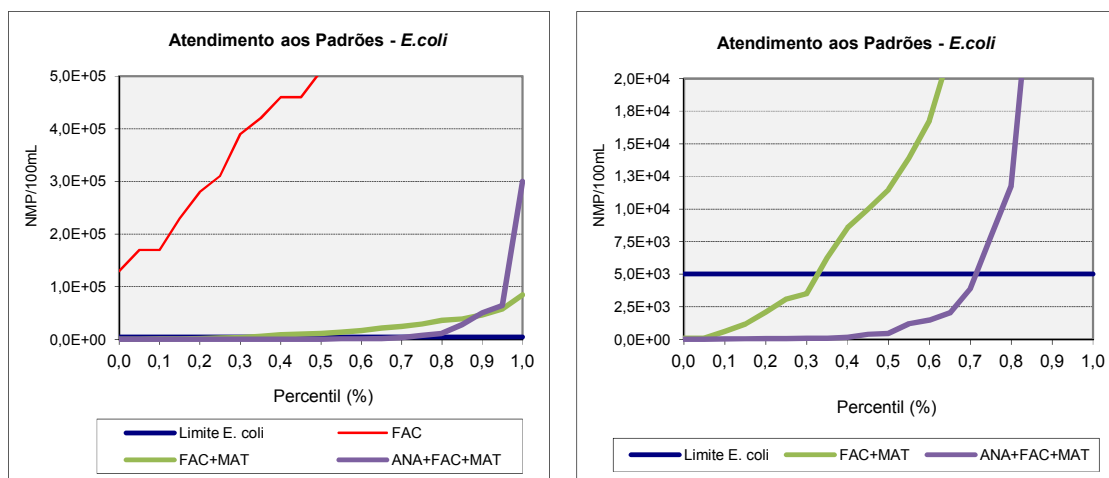
Para as ETEs do tipo ANA+FAC+MAT mostradas na Tabela 10 e Figura 26, observa-se que a ETE Parque Fluminense, que possui apenas uma lagoa de maturação, apresentou os maiores valores médios de *E. coli*, da ordem de $1,6 \times 10^4$ NMP/100mL. Segundo Von Sperling (2002) para produzir efluentes que possam cumprir os padrões estabelecidos pelas legislações é necessário uma série de 3 a 4 lagoas de maturação.

Por meio da Tabela 10 e Figura 27, é possível observar que as ETEs, que possuem duas lagoas de maturação, apresentam todos os valores dentro do limite preconizado pela legislação. Os valores médios de *E. coli* obtidos para as ETEs Marechal Rondon e Palmeiras foram $2,3 \times 10^2$ e $4,0 \times 10^2$ NMP/100mL, respectivamente. Segundo Dos Santos (2007), lagoas ANA+FAC+MAT apresentam concentração efluente usual de 10^2 a 10^4 NMP/100mL. Concentrações médias menores para o parâmetro *E. coli* foram obtidas em Araújo (2000), da ordem de $2,3 \times 10^1$ NMP/100mL, em estudos realizados em lagoas de estabilização do tipo ANA+FAC+MAT operadas pela CAGECE.

Na Figura 28 observa-se os gráficos de distribuição de frequência acumulada para os parâmetros pH, SST, DQO Filtrada, DBO Filtrada, OD, amônia e *E. coli* em função das tipologias estudadas.

Figura 28 – Distribuição de frequência acumulada para os parâmetros pH, SST, DQO Filtrada, DBO Filtrada, OD, amônia e *E.coli* em função das tipologias estudadas





Fonte: Do Autor

Na Figura 28 é possível observar para o parâmetro DBO filtrada nas lagoas facultativas, que 90% dos dados estiveram dentro dos padrões de descarte estabelecidos na Portaria nº 154/02 da SEMACE. Em relação à tipologia FAC+MAT 85% dos dados de DBO filtrada estiveram dentro dos padrões, e 100% dos dados para as lagoas do tipo ANA+FAC+MAT.

Analisando-se a DQO filtrada, e o limite de 200 mg/L definido na supracitada legislação, verifica-se que 100% dos dados atenderam à legislação para todos as configurações de lagoas de estabilização avaliadas.

Quanto ao parâmetro SST, observa-se que para as lagoas facultativas (FAC), 35% dos dados estiveram dentro dos padrões especificados na Portaria nº 154/02 da SEMACE, enquanto nas lagoas facultativas seguidas de maturação (FAC+MAT) este valor subiu para 85%. Por fim, os sistemas compostos por lagoas anaeróbias seguidas de facultativas e maturação em série (ANA+FAC+MAT), 100% dos dados atenderam à legislação.

Em relação ao nitrogênio amoniacal, todas as modalidades obtiveram 100% dos dados acima da concentração de 5mg/L definida na Portaria nº 154/02 da SEMACE. Considerando o novo padrão de 20mg/L, estabelecido pela Resolução nº 430/11 do CONAMA e pela Portaria nº 111/11 da SEMACE, tem-se que 40% dos dados da tipologia FAC dentro do padrão estabelecido. Para as modalidades FAC+MAT e ANA+FAC+MAT tem-se que 50% e 70% dos dados, respectivamente, se encontram dentro do novo limite

imposto.

Em relação à qualidade microbiológica, 100% dos dados da tipologia FAC estão fora do padrão especificado pela Portaria nº 154/02 da SEMACE em termos do parâmetro *E.coli*, sendo que 70% e 30% dos dados estiveram fora, respectivamente, para as modalidades FAC+MAT e ANA+FAC+MAT.

5.4 Diagnóstico Operacional

Foi realizada uma inspeção nas ETEs estudadas, visando verificar as suas condições operacionais que poderiam interferir mais diretamente nos níveis de eficiência obtidos para cada ETE ou configuração de lagoas, assim como nos coeficientes de confiabilidade (CDC) que serão discutidos no item 5.7.

Foram observados problemas operacionais distintos como odor excessivo, assoreamento, possível sobrecarga orgânica, presença de vegetação nas lagoas e nos seus taludes internos, zonas mortas, floração de algas, dentre outros aspectos. A Tabela 11 apresenta um resumo dos principais problemas operacionais observados nas ETEs estudadas.

Tabela 11 – Principais problemas operacionais observados nas ETEs

ETE	Tecnologia	Principais Problemas Operacionais Observados
Araturí	FAC	Vegetação aquática em todo o perímetro dos taludes interno e no interior da lagoa facultativa, além de floração de algas dentro da lagoa facultativa 1.
Nova Metrópole	FAC	O efluente da lagoa facultativa apresentava coloração amarelada; Excesso de vegetação nos taludes internos e no interior da lagoa; Assoreamento em alguns pontos da lagoa; Floração de algas; Odor excessivo.
Tabapuá	FAC+MAT	Zonas mortas em que era evidente a presença de espuma oriundas do florescimento de algas.
José Walter	FAC+MAT	Excesso de vegetação nos taludes internos e no interior das lagoas facultativa e de maturação.
Tupãmirim	FAC+MAT	Zonas mortas e floração de algas.
Marechal Rondon	ANA+FAC+MAT	A lagoa anaeróbia está em parte coberta por uma capa de espuma, o que favorece o ambiente anaeróbio, além de impedir que os gases produzidos sejam liberados para a atmosfera; Na lagoa facultativa é possível observar o crescimento de vegetação nos taludes internos e no interior da lagoa; As lagoas de maturação têm uma coloração verde característica de um sistema em bom funcionamento.
Palmeiras	ANA+FAC+MAT	A lagoa anaeróbia encontra-se assoreada, há muita vegetação próxima ao vertedouro; Na lagoa facultativa foi observada uma grande quantidade de vegetação nos taludes internos e no interior da lagoa; As lagoas de maturação possuem uma coloração verde característica, mas apresentam lixo e materiais flutuantes no interior da lagoa.
Parque Fluminense	ANA+FAC+MAT	A lagoa anaeróbia apresentava uma capa de espuma comum; A lagoa facultativa possuía algumas zonas mortas e lixo nos taludes internos; O efluente da lagoa de maturação apresentava uma coloração verde levemente transparente.

Fonte: Do Autor

Foi observada em todas as lagoas anaeróbias estudadas uma capa de espuma na superfície das lagoas anaeróbias conforme pode ser verificado nas Figuras 29 e 30, o que é benéfico para o controle de odor nesses sistemas. Foi observado também que várias lagoas anaeróbias encontravam-se assoreadas.

Figura 29 – Escuma na lagoa anaeróbia –
Marechal Rondon



Fonte: Do Autor

Figura 30 – Assoreamento da Lagoa Anaeróbia -
Palmeiras



Fonte: Do Autor

Segundo Jordão e Pessoa (2005), não deverão existir vegetais nos taludes internos das lagoas facultativas. Entretanto uma excessiva vegetação aquática foi observada nos taludes internos e no interior das lagoas facultativas Araturi e Nova Metrópole. Tal fato foi também encontrado nas lagoas facultativas das ETEs José Walter, Tupãmirim, Marechal Rondon e Palmeiras (Figuras 31 a 34). Esses vegetais podem prejudicar a estabilidade e estanqueidade dos taludes. Além disso, foram observados também vegetais terrestres, como capins, ervas e arbustos nestas lagoas.

Figura 31 – Vegetação na FAC 1 – Araturi



Fonte: Do Autor

Figura 32 – Vegetação na lagoa facultativa –
Nova Metrópole



Fonte: Do Autor

Figura 33 – Vegetação na lagoa facultativa –
Marechal Rondon



Fonte: Do Autor

Figura 34 – Lagoa de Maturação 1 - Palmeiras



Fonte: Do Autor

As lagoas facultativas das ETEs Araturi, Tapapuá e Tupãmirim apresentavam uma coloração verde intensa, parcialmente transparente (Figura 35). Segundo Jordão e Pessoa (2005), isso é resultado de uma boa operação. Entretanto a lagoa facultativa única da ETE Nova Metrópole apresentava uma coloração amarelada que pode significar uma predominância de rotíferos e crustáceos sobre as algas, uma vez que os mesmos se alimentam das algas (Figura 36).

Figura 35 – Lagoa Facultativa 1 – Tabapuá



Fonte: Do Autor

Figura 36 – Lagoa facultativa – Nova Metrópole



Fonte: Do Autor

As lagoas facultativas das ETEs Tabapuá, Tupãmirim e Palmeiras apresentavam uma espuma verde (Figuras 37 e 38), possivelmente pela auto-floculação ou proliferação

excessiva de algas. Segundo Jordão e Pessoa (2005), essas capas de algas impedem a penetração de luz e diminuem o teor de OD na lagoa. Além disso, se essa espuma não for destruída ou removida, certamente produzirá odores desagradáveis devido à morte dessas algas.

Figura 37 – Lagoa Facultativa Secundária -
Tupãmirim



Fonte: Do Autor

Figura 38 – Vertedouro da Lagoa Anaeróbia –
Palmeiras



Fonte: Do Autor

As lagoas de maturação finais das ETES Marechal Rondon, Palmeiras e Parque Fluminense apresentavam um efluente de coloração verde, levemente transparente (Figuras 39 e 40), resultante de uma boa operação do sistema (Jordão e Pessoa, 2005).

Figura 39 – Lagoa de Maturação 3 – Marechal Rondon



Fonte: Do Autor

Figura 40 – Lagoa de Maturação – Parque Fluminense



Fonte: Do Autor

A lagoa facultativa Nova Metrópole e a lagoa anaeróbia da ETE Palmeiras encontram-se assoreadas. Tal falha operacional e de manutenção pode acarretar na diminuição do volume útil das lagoas e diminuição do tempo de detenção hidráulica – TDH dessas lagoas, prejudicando diretamente a eficiência dos sistemas (Figuras 41 e 42).

Figura 41 – Assoreamento na lagoa facultativa – Nova Metrópole



Fonte: Do Autor

Figura 42 – Assoreamento da Lagoa Anaeróbia - Palmeiras



Fonte: Do Autor

5.5 Avaliação de Eficiência das ETEs

Foram calculadas as eficiências de remoção para DQO, DBO, SST, amônia, fósforo total, coliformes totais e *E.coli* para cada ETE individualmente e também por tipologias. Os resultados individuais de eficiência estão expressos na Tabela 12.

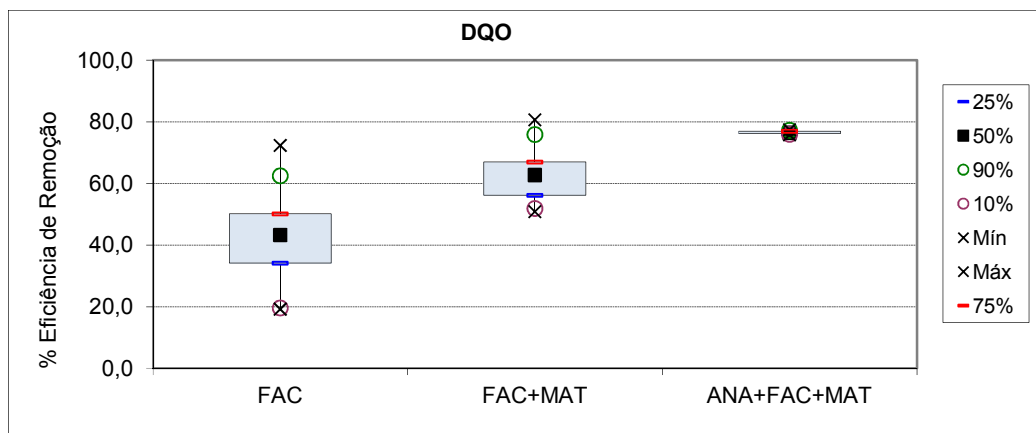
Tabela 12 – Estatística descritiva de eficiência de remoção dos constituintes analisados por ETE

ETE	Parâmetro	DQO (%)	DBO (%)	SST (%)	Amônia (%)	Fósforo (%)	CT (log)	E.coli (log)
Araturí	Média	68	*	60	*	*	1,3	1,2
	Desvio							
	Padrão	35	*	27	*	*	0,1	1,0
	Mínimo	43	*	41	*	*	1,2	1,0
	Máximo	93	*	79	*	*	1,4	2,3
Nova Metrópole	Média	43	84	16	36,1	26,4	1,4	1,1
	Desvio	19	8	33	16,5	19,8	0,2	0,7
	Padrão							
	Mínimo	19	77	- 32	7,8	6,6	1,1	0,8
	Máximo	72	93	49	59,9	53,1	1,8	2,2
José Walter	Média	68	67	51	5,80	32,8	2,4	3,0
	Desvio							
	Padrão	16	11	16	11,5	33,7	0,3	0,4
	Mínimo	57	59	29	-13,5	9,0	2,2	2,8
	Máximo	81	80	69	17,6	56,6	2,7	3,4
Tabapuá	Média	66	85	67	28,5	*	1,2	2,7
	Desvio							
	Padrão	10	4	13	33,8	*	0,7	0,6
	Mínimo	51	82	54	-37,4	*	0,7	2,2
	Máximo	78	88	83	55,2	*	2,6	3,7
Tupãmirim	Média	62	*	47	11,3	21,0	1,0	3,7
	Desvio							
	Padrão	5	*	14	22,7	11,1	1,3	0,5
	Mínimo	53	*	27	-19,4	8,2	0,6	3,3
	Máximo	67	*	58	41,8	28,1	3,5	4,4
Marechal Rondon	Média	76	87	78	64,1	*	3,1	4,0
	Desvio							
	Padrão	0,2	2	4	26,4	*	0,1	0,1
	Mínimo	75,9	86	76	45,4	*	3,1	3,9
	Máximo	76	89	81	82,8	*	3,1	4,1
Palmeiras	Média	*	*	*	*	*	*	*
	Desvio							
	Padrão	*	*	*	*	*	*	*
	Mínimo	*	*	*	*	*	*	*
	Máximo	*	*	*	*	*	*	*
Parque Fluminense	Média	75	88	84	56,3	49,9	1,6	2,4
	Desvio							
	Padrão	14	6	10	12,9	2,5	0,3	1,2
	Mínimo	58	83	74	45,1	48,2	1,3	1,9
	Máximo	91	92	95	70,4	51,7	2,0	3,9

* Esses valores não foram determinados, pois a quantidade de dados era insuficiente para a utilização da estatística descritiva.

Fonte: Do Autor

A eficiência de remoção do parâmetro DQO por tipologia é apresentada na Figura 43.

Figura 43 – Eficiência de remoção de DQO por tipologia de lagoas de estabilização

Fonte: Do Autor

Na Tabela 12 e Figura 43, é possível observar que as maiores eficiências de remoção de DQO estão na modalidade ANA+FAC+MAT, com valores médios na ordem de 75%. A eficiência média de remoção dessa tipologia encontra-se entre 70 e 83% (Von Sperling, 2002), portanto, dentro da faixa esperada.

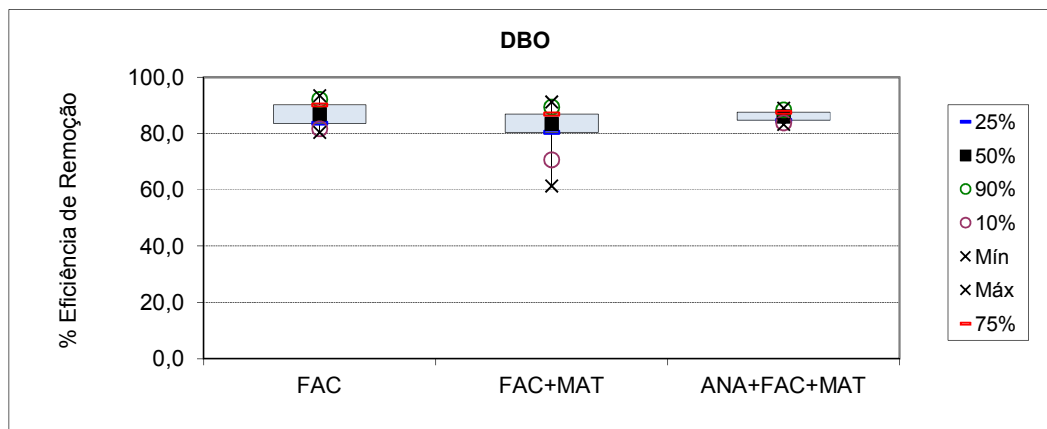
Entre as lagoas facultativas (FAC), os valores médios encontrados para remoção de DQO foram de 55%, abaixo das eficiências médias esperadas e reportas na literatura entre 65 e 80%. No diagnóstico operacional foi possível observar que a ETE Nova Metrópole possuía muitos problemas operacionais, evidenciados pelo efluente da lagoa facultativa que apresentava coloração amarelada, excesso de vegetação nos taludes internos e no interior da lagoa, além de assoreamento em alguns pontos da lagoa. A ETE Araturi também apresentava alguns problemas operacionais, os quais podem ser a causa dos baixos valores de eficiência apresentados para essa tipologia.

Araújo (2000) analisou várias ETES do tipo FAC operadas pela CAGECE e obteve uma eficiência média de remoção de DQO de 70%. Quando tal dado é comparado com os resultados obtidos no presente trabalho, de uma forma geral, é observada uma diminuição dos níveis de eficiência das ETES operadas pela CAGECE, possivelmente por problemas operacionais como sobrecarga orgânica e hidráulica.

A Figura 44 apresenta a eficiência de DBO por modalidade de tratamento, para os sistemas do tipo lagoas facultativas (FAC), sendo observada uma eficiência média de 84%. Tal valor encontra-se dentro da faixa reportada em Von Sperling (2002) de 75 a 85%.

Verifica-se uma eficiência bem superior à apresentada no parâmetro DQO para essa modalidade. Entretanto, ressalta-se que a quantidade de dados de DBO é inferior a de DQO, o que pode ter mascarado os valores de eficiência de DBO apresentados.

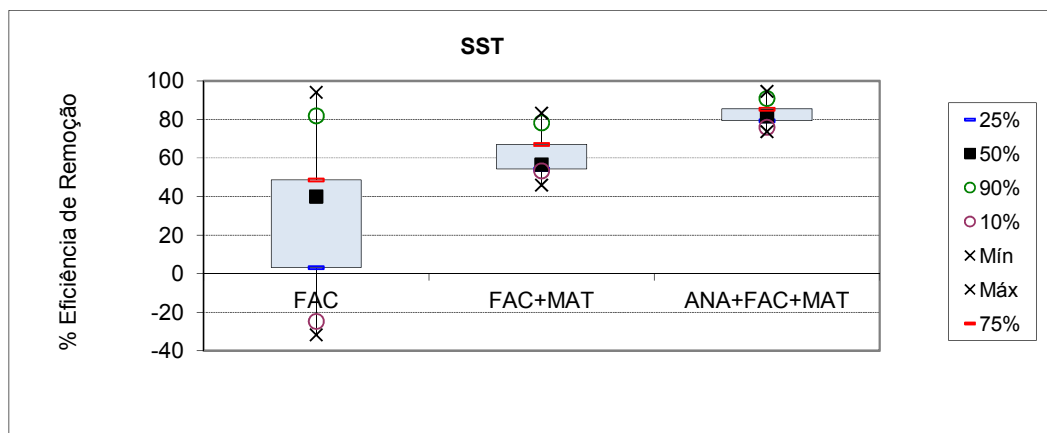
Figura 44 – Eficiência de remoção de DBO por tipologia de lagoas de estabilização



Fonte: Do Autor

A variação da eficiência de remoção de DBO para as FAC+MAT foi ampla, variando de 59% para a ETE José Walter até 87% para a ETE Tabapuá. Em 2000, Araújo obteve uma eficiência de 91% para a ETE Tabapuá. Para as lagoas ANA+FAC+MAT foi obtida uma eficiência média de 87%, um pouco acima da faixa de 80 a 85% citada por Von Sperling (2002).

Conforme a Resolução nº 430/11 do CONAMA, a remoção mínima de DBO nos sistemas de tratamento de esgoto deve ser 60%. Nesse caso apenas a ETE José Walter que obteve um valor mínimo de eficiência de DBO de 59% estaria violando o especificado pela legislação, ainda assim a média de eficiência de DBO para esta ETE, 67% satisfaz a exigência da Resolução.

Figura 45 – Eficiência de remoção de SST por tipologia de lagoas de estabilização

Fonte: Do Autor

Analizando os dados mostrados na Figura 45 e Tabela 12, observa-se que a variação da eficiência de remoção de SST da modalidade FAC foi muito ampla, de -32 a 80%. A ETE Nova Metrópole apresentou valores negativos de eficiência e uma eficiência média de 16%, enquanto a ETE Araturi apresentou uma eficiência média de 60%, ainda abaixo da faixa de 70 a 80% descrita por Von Sperling (2002). A baixa eficiência da ETE Nova Metrópole pode ser causada pelos problemas operacionais apresentados, como assoreamento que reduz o TDH e consequentemente a eficiência. Oliveira e Von Sperling (2005b) também obtiveram uma eficiência inferior à relatada pela literatura, 48%, semelhante ao que aconteceu com Monteiro (2009), que obteve uma eficiência média de 47%.

Ainda em relação aos SST, as modalidades FAC+MAT e ANA+FAC+MAT apresentaram eficiências médias de 55,18% e 81,06%, respectivamente, sendo este último valor idêntico ao encontrado por Monteiro (2009), ou seja, 81%. Esses resultados estão dentro da faixa de 73 a 83% citada por Von Sperling (2002).

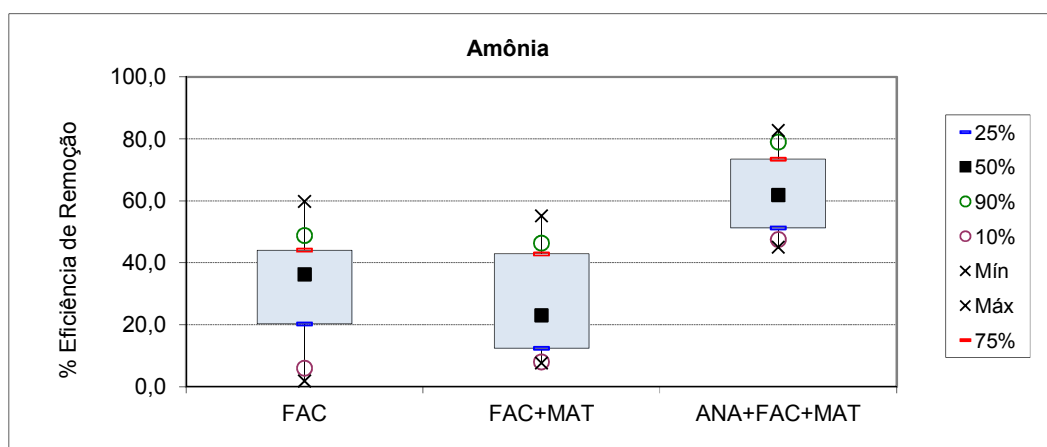
As lagoas ANA+FAC+MAT avaliadas nesse estudo apresentaram alguns problemas operacionais, entretanto as lagoas de maturação finais possuíam uma coloração verde característica de um sistema em bom funcionamento.

Analizando os dados mostrados na Tabela 12 e Figura 46, observa-se uma remoção média de amônia de 36,1% na tipologia FAC, valor superior de 24% encontrado em Araújo (2000). Oliveira e Von Sperling (2005a) registram remoções de 44% em relação ao nitrogênio total Kjeldahl.

A tipologia FAC+MAT apresentou algumas eficiências negativas de remoção, possivelmente pela conversão do nitrogênio orgânico em amônia que não foi removida nas mesmas taxas, ocasionando maiores valores no efluente e subsequente eficiência negativa.

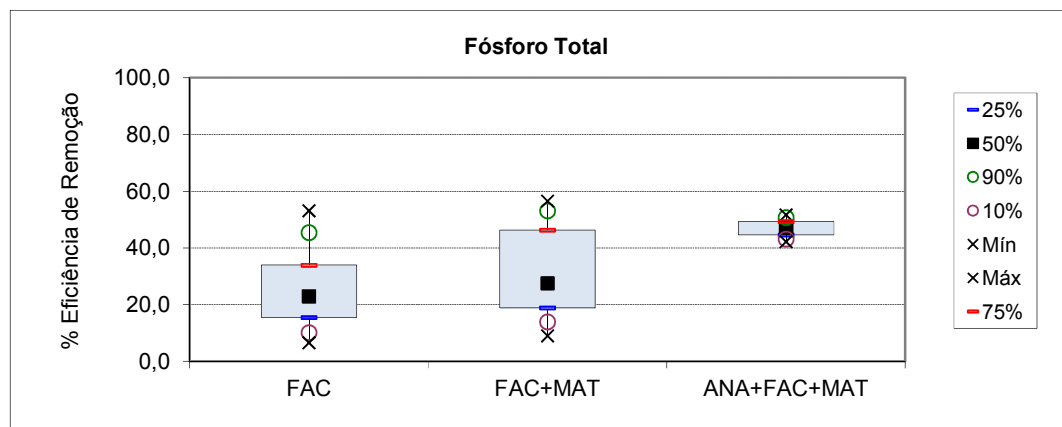
As maiores eficiências de remoção de amônia foram alcançadas na modalidade ANA+FAC+MAT, com valores médios de 60,2%, ficando dentro da faixa reportada por Von Sperling (2002), 50 a 65%.

Figura 46 – Eficiência de remoção de Amônia por tipologia de lagoas de estabilização



Fonte: Do Autor

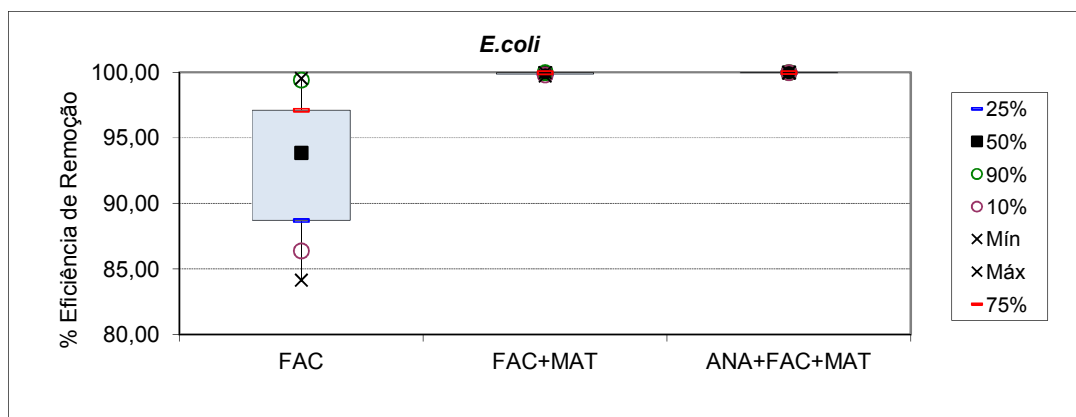
Com base nos dados mostrados na Tabela 12 e Figura 47, pode ser observado que a média de remoção de fósforo total pelas tipologias FAC e FAC+MAT foi semelhante, com eficiências médias de 26,4 e 26,9%, respectivamente. Oliveira e Von Sperling (2005a) apresentaram eficiências bem superiores, 46%, enquanto Von Sperling (2002) relata uma remoção menor que 60%. Maiores eficiências de remoção de fósforo também foram obtidas nas lagoas do tipo ANA+FAC+MAT, com valores médios de 49,9%, portanto próximo ao valor reportado na literatura (VON SPERLING, 2002).

Figura 47 – Eficiência de remoção de Fósforo por tipologia de lagoas de estabilização

Fonte: Do Autor

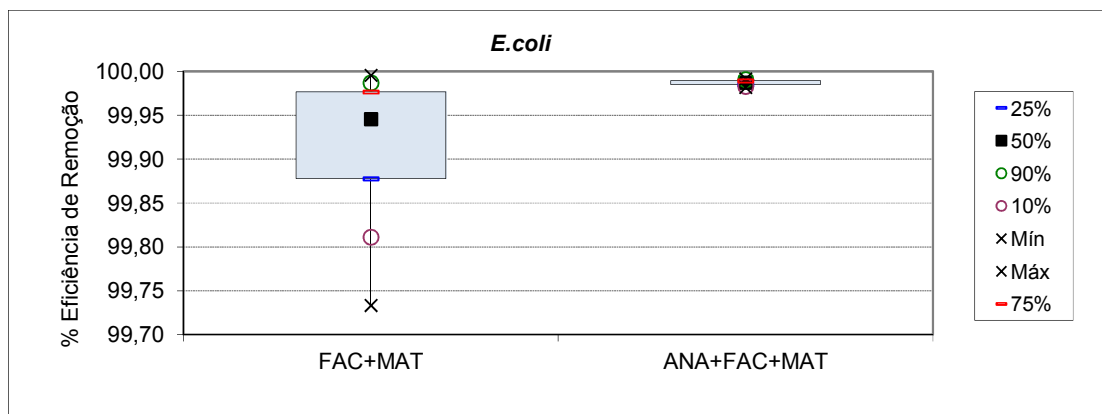
Por fim, por meio da Tabela 12 e Figuras 48 e 49, observa-se que a remoção de *E.coli* nas lagoas FAC variou de 0,8 log a 2,3 logs, portanto dentro da faixa de até duas unidades logarítmicas registrada na literatura (VON SPERLING, 2005). Oliveira e Von Sperling (2005a) e Monteiro (2009) reportam eficiências de 1,6 log e 1,5 log, respectivamente, em lagoas facultativas.

Nas lagoas FAC+MAT, a remoção de *E.coli* variou de 2,2 a 4,4 logs. Monteiro (2009) relata eficiências médias de 1,8 logs nesse tipo de sistema. Para a modalidade ANA+FAC+MAT, a eficiência média de remoção de *E.coli* variou entre 1,9 e 4,1 logs, sendo alguns valores de eficiência abaixo da faixa de 3 a 5 logs esperada para essa modalidade de lagoa (VON SPERLING, 2005).

Figura 48 – Eficiência de remoção de *E.coli* por tipologia de lagoas de estabilização

Fonte: Do Autor

Figura 49 – Eficiência de remoção de *E.coli* das tipologias FAC+MAT e ANA+FAC+MAT



Fonte: Do Autor

5.6 Caracterização das Distribuições de Probabilidade

Nesta etapa foram aplicados testes de aderência (testes Kolmogorov-Smirnov e Qui-quadrado) dos dados efluentes das ETEs estudadas. Os “softwares” utilizados foram o Statistica 7.0 e Statgraphics Centurion XV.

Os testes de aderência às distribuições foram aplicados para analisar os ajustes às distribuições normal, lognormal, gama e exponencial, sendo os resultados dos testes apresentados na Tabela 13.

Tabela 13 – Testes de aderência às distribuições normal, lognormal, gama e exponencial

ETE	Teste	Parâmetro				
		DQO	DBO	SST	Amônia	<i>E. coli</i>
Araturi	Kolmogorov-Smirnov	G, LogN, N	Exp, G, LogN, N	G, LogN, N	G, LogN, N	Exp, G, LogN, N
	Qui-quadrado	G, LogN, N	-	G, LogN, N	-	Exp, G, LogN, N
Nova Metrópole	Kolmogorov-Smirnov	G, LogN, N	G, LogN, N	G, LogN, N	G, LogN, N	Exp, G, LogN, N
	Qui-quadrado	G, logN, N	-	G, LogN, N	G, LogN, N	Exp, G, LogN, N
Marechal Rondon	Kolmogorov-Smirnov	G, LogN, N	Exp, G, LogN, N	G, LogN, N	Exp, G, LogN, N	Exp, G, LogN, N
	Qui-quadrado	G, LogN, N	-	G, LogN, N	-	Exp, G, LogN
Conj. Palmeiras	Kolmogorov-Smirnov	G, LogN, N	Exp, G, LogN, N	G, LogN, N	Exp, G, LogN, N	Exp, G, LogN, N
	Qui-quadrado	N	-	G, LogN, N	-	G, LogN, N
Parque Fluminense	Kolmogorov-Smirnov	G, LogN, N	Exp, G, LogN, N	G, LogN, N	Exp, G, LogN, N	Exp, G, LogN, N
	Qui-quadrado	G, N	-	G, LogN, N	-	Exp, G, LogN
José Walter	Kolmogorov-Smirnov	G, LogN, N	G, LogN, N	G, LogN, N	G, LogN, N	Exp, G, LogN, N
	Qui-quadrado	G, LogN, N	G, LogN, N	G, LogN, N	G, LogN, N	Exp, G, LogN
Tabapuá	Kolmogorov-Smirnov	G, LogN, N	Exp, G, LogN, N	G, LogN, N	G, LogN, N	Exp, G, LogN, N
	Qui-quadrado	G, N	Exp, G, LogN, N	Exp, G, LogN, N	G, LogN, N	Exp, G, LogN
Tupãmirim	Kolmogorov-Smirnov	G, LogN, N	Exp, G, LogN, N	G, LogN, N	G, LogN, N	Exp, G, LogN, N
	Qui-quadrado	G, LogN, N	G, LogN, N	G, N	G, LogN, N	Exp, G, LogN

Legenda: N- Normal logN – logNormal G – Gama Exp – Exponencial

Fonte: Do Autor

Pela observação dos resultados apresentados na Tabela 13, percebe-se que houve uma grande variação nos resultados obtidos, dependendo do tipo de teste aplicado. Os resultados variaram ainda mais expressivamente quando se compara os resultados dos testes Kolmogorov-Smirnov e Qui-quadrado, considerando quase todos os parâmetros. É importante destacar a pouca precisão mostrada pelos testes Kolmogorov-Smirnov que, em muitas situações, não rejeitavam nenhuma das opções disponíveis.

A quantidade reduzida de dados para amônia e DBO para algumas ETEs não permitiu nenhuma conclusão nos testes do Qui-quadrado. Nesses casos, entretanto, o teste de Kolmogorov-Smirnov aceitou a distribuição lognormal como adequada aos dados testados.

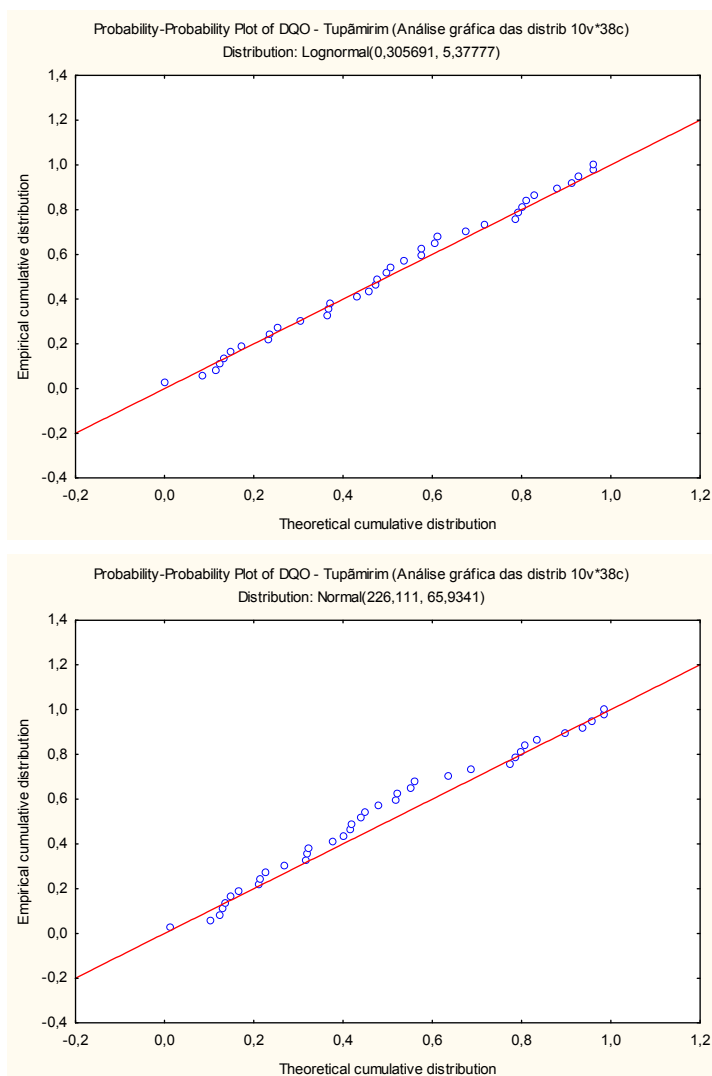
De um modo geral, a distribuição lognormal pode ser adotada como representante do comportamento de todos os parâmetros. Estes resultados corroboram as constatações de diversos autores que estudaram o comportamento de dados, oriundos de ETEs (NIKU; SCHROEDER; SAMANIEGO, 1979; NIKU; SCHROEDER, 1981; BERTHOUEX; HUNTER, 1983, BERTHOUEX; FAN, 1986). Cabe-se ressaltar que grande parte destas publicações se reporta apenas ao comportamento dos constituintes DBO e SST efluentes de sistemas de lodos ativados. Oliveira (2006) encontrou a distribuição lognormal para todos os parâmetros, exceto fósforo total para diversos processos de tratamento estudados.

Para totalização dos resultados obtidos, como relatado no item metodologia, foi necessário efetuar uma análise conjunta de todos os testes de aderência para determinação da distribuição mais representativa dos dados amostrais.

Em alguns casos, os resultados foram contraditórios, não rejeitando a possibilidade de várias distribuições candidatas serem adotadas como representantes dos dados. Nesses casos, foi necessária uma análise do teste gráfico (“Probability - Probability Plot”), como uma ferramenta adicional para verificação das distribuições mais adequadas.

O teste gráfico é usualmente utilizado para verificar a aderência de uma distribuição teórica aos dados observados. A função de distribuição cumulativa observada é plotada versus a distribuição cumulativa teórica, como exemplificado na Figura 50, para as distribuições normal e lognormal. Nota-se, no exemplo apresentado, que mesmo que os testes não tenham rejeitado a adoção das duas distribuições, o melhor ajuste foi obtido pela lognormal.

Figura 50 – Exemplos de gráficos “Probability – Probability Plot” utilizados para a verificação das distribuições lognormal (A) e normal (B)



Como foi observado nos estudos de Oliveira (2006), também foi observada que a definição da distribuição de probabilidade mais adequada a um conjunto de dados extraídos de sistemas de tratamento de esgotos não parece ter ligação com o tipo de processo empregado. O que foi observado é que a qualidade e quantidade de dados disponibilizados parecem ter um impacto maior nos resultados obtidos do que o tipo de tratamento em si.

Para alguns parâmetros, não foi possível eleger apenas uma distribuição que representasse o comportamento dos dados, já que os dados das ETEs, dentro das modalidades, se ajustaram a modelos diferentes. Assim, embora a distribuição lognormal não tenha sido a distribuição que melhor se ajustava aos dados em todos os casos, ela também não foi

rejeitada. Portanto, é possível utilizar a metodologia descrita por Niku *et al* (1979) para o cálculo do coeficiente de confiabilidade (CDC).

É importante ainda ressaltar que a média geométrica tem sido investigada por alguns pesquisadores e considerada particularmente apropriada para dados distribuídos segundo um modelo lognormal (NIKU; SCHROEDER, 1979, NIKU; SCHROEDER; SAMANIEGO, 1981; METCALF; EDDY, 2003), devido ao impacto causado pela presença de valores elevados e atípicos, ou *outliers*.

Usualmente, a média aritmética tem sido utilizada, indiscriminadamente, para quantificar valores médios de dados de qualquer origem. Mesmo os padrões de lançamento preconizados por legislações ambientais se reportam a esta medida de tendência central, sem um efetivo conhecimento do comportamento dos dados efluentes. No entanto, em aplicações onde a distribuição lognormal descreve mais adequadamente os dados, estes parâmetros são mais difíceis de interpretar, sendo mais adequado utilizar o conceito de média geométrica.

5.7 Cálculos dos Coeficientes de Confiabilidade

Os resultados da caracterização das distribuições de probabilidade mostraram que a distribuição lognormal forneceu um bom ajuste aos dados da maioria dos constituintes como DQO, DBO, SST, amônia e *E.coli*, o que permitiu o emprego da metodologia desenvolvida e descrita por Niku, Schroeder e Samaniego (1979) e utilizada por Oliveira (2006) e Monteiro (2009).

Foram calculados os coeficientes de confiabilidade (CDC) para os parâmetros de interesse, considerando os coeficientes de variação (CV) efetivamente apresentados pelas ETEs, para um nível de confiabilidade de 95%. A partir desses dados foi possível determinar as concentrações de projeto (m_x) necessárias para o alcance dos padrões especificados pela legislação (X_s). Calculou-se também, o percentual esperado de atendimento aos padrões de lançamento adotados. Foi utilizada como referência a Portaria nº 154/02 da SEMACE e em alguns casos a Resolução nº 430/11 do CONAMA.

A Tabela 14 mostra a relação existente entre os valores de CV e CDC. Observa-se que para um mesmo nível de confiabilidade, os valores de CDC diminuem com o aumento dos

valores de CV. Por exemplo, para um nível de confiabilidade de 95%, uma ETE terá um CDC igual a 0,4, quando o CV for igual a 0,8.

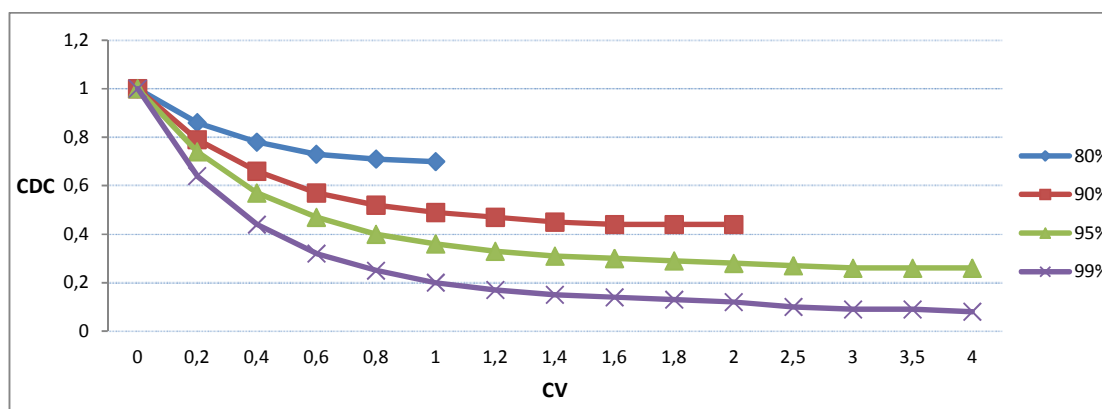
Observa-se na Figura 51 a variação do CDC em função do CV para diferentes níveis de confiabilidade, o comportamento das curvas se altera à medida que se elevam os graus de confiabilidade. Cabe ressaltar que quanto maior o nível de confiabilidade desejado, menores deverão ser os coeficientes de variação para que se obtenha elevados CDCs.

Tabela 14 – Coeficientes de confiabilidade (CDC) para diversos valores de CV e níveis de confiabilidade

Níveis de Confiabilidade	Valores de CV													
	0	0,2	0,4	0,6	0,8	1	1,2	1,4	1,6	1,8	2	2,5	3	3,5
80	1,00	0,86	0,78	0,73	0,71	0,70	0,71	0,72	0,73	0,75	0,77	0,82	0,88	0,94
90	1,00	0,79	0,66	0,57	0,52	0,49	0,47	0,45	0,44	0,44	0,44	0,44	0,45	0,46
95	1,00	0,74	0,57	0,47	0,40	0,36	0,33	0,31	0,30	0,29	0,28	0,27	0,26	0,26

Fonte: Oliveira (2006)

Figura 51 – Valores de CDC em função do CV, considerando diferentes níveis de confiabilidade



Fonte: Do Autor

Para um nível de confiabilidade de apenas 80%, até valores elevados de CV são suficientes para a obtenção de altos valores de CDC. Considerando o mesmo exemplo, para um CV de 0,8, o valor do CDC será de 0,71. Outro aspecto relevante diz respeito aos valores de CDC obtidos para os níveis de confiabilidade de 80 e 90%. Observa-se que, para um valor de CV acima de 1,0 (para o nível de 80%) e maior que 2,0 (para o nível de 90%), os CDCs obtidos se elevam, o que não apresenta nenhum significado físico. Isto ocorre para os outros

níveis de confiabilidade em valores de CV muito elevados, sendo igual a 4,0 para o nível de 95% e de 8,0 para 99%.

Deve-se ressaltar que baixos valores de CV e, conseqüentemente, altos valores de CDC, não pressupõem bons desempenhos, mas apenas uma condição mais estável de operação. Pequenos valores de CDCs requerem menores valores de concentrações efluentes de projeto necessárias para o cumprimento dos padrões de lançamento.

Os valores dos CDCs para os constituintes de interesse, considerando os coeficientes de variação (CV) efetivamente apresentados pelas ETEs em operação, foram calculados para um nível de confiabilidade de 95%, sendo os dados apresentados na Tabela 15.

Tabela 15 – Dados de CV e CDC das ETEs estudadas, calculados para um nível de confiabilidade de 95%

Parâmetro		ETE							
		Araturí	Nova Metrópole	José Walter	Tabapuá	Tupã mirim	Mal Rondon	Palmeiras	Parque Fluminense
		FAC	FAC	FAC+MAT	FAC+MAT	FAC+MAT	ANA+ FAC+MAT	ANA+ FAC+MAT	ANA+ FAC+MAT
DQO Filtrada	CV	0,44	0,44	0,57	0,51	0,16	0,28	0,31	0,31
	CDC	0,55	0,55	0,48	0,51	0,78	0,66	0,64	0,64
DBO Filtrada	CV	0,44	0,39	0,57	0,43	0,32	0,22	0,52	0,23
	CDC	0,54	0,58	0,48	0,55	0,63	0,71	0,50	0,70
SST	CV	0,20	0,39	0,37	0,56	0,37	0,33	0,21	0,39
	CDC	0,73	0,58	0,59	0,48	0,59	0,62	0,72	0,58
Amônia	CV	0,15	0,18	0,29	0,44	0,22	0,13	0,40	0,43
	CDC	0,79	0,76	0,65	0,55	0,71	0,81	0,57	0,56
<i>E. coli</i>	CV	0,81	0,64	1,03	1,78	4,94	4,62	4,95	4,18
	CDC	0,40	0,45	0,35	0,29	0,26	0,26	0,26	0,26

Fonte: Do Autor

Analisando os dados da Tabela 15, observa-se que as ETEs José Walter e Tabapuá apresentaram os valores mais elevados de CV no parâmetro DQO filtrada, o que denota que essas ETEs possuem uma menor estabilidade operacional. Os menores valores de CV foram apresentados pela ETE Tupãmirim (FAC+MAT) e pelas ETEs da modalidade ANA+FAC+MAT (Mal Rondon, Palmeiras e Parque Fluminense).

A ETE Tupãmirim (FAC+MAT) apresentou o menor CV no parâmetro DQO indicando boa estabilidade operacional, possivelmente influenciada pela aeração externa na

primeira lagoa facultativa. Na etapa de diagnóstico operacional essa ETE apresentou poucos problemas, sendo o mais relevante a formação de zonas mortas. As ETEs Araturi e Nova Metrópole, consistindo de lagoas facultativas (FAC), obtiveram o mesmo CV de 0,44 para o parâmetro DQO. Entretanto a ETE Nova Metrópole apresentou problemas operacionais mais graves, como assoreamento e possível sobrecarga do sistema, evidenciado pela coloração amarelada do efluente final.

Como era de se esperar, os menores valores de CV para a DQO foram obtidos nas ETEs da modalidade ANA+FAC+MAT.

Monteiro (2009) obteve para o parâmetro DQO um CDC médio de 0,59, 0,52 e 0,57, respectivamente, para os sistemas FAC, FAC+MAT, ANA+FAC+MAT. Já Oliveira (2008) reportou para lagoas facultativas um CDC médio de 0,50 e 0,63 para o parâmetro DBO e DQO, respectivamente. Assim, esses resultados não diferem muito dos obtidos no presente trabalho.

No parâmetro DBO filtrada observa-se que os valores de CV seguem uma tendência diferente da DQO filtrada, semelhante ao que ocorreu na eficiência, como o número de dados de DBO é inferior ao de DQO, os resultados de DBO são mais difíceis de proceder a uma análise. A ETE José Walter segue apresentando CV mais elevado, apesar de a ETE Nova Metrópole (FAC) apresentar mais problemas operacionais. Entretanto, o CV da ETE Palmeiras (ANA+FAC+MAT) está de acordo com os problemas mostrados nessa ETE e a eficiência desse parâmetro não pode ser determinada devido à pequena quantidade de dados de DBO afluente.

Ainda no parâmetro SST, o maior CV foi obtido pela ETE Tabapuá (FAC+MAT), entretanto essa ETE apresentou uma boa eficiência de remoção, com uma média de 67%. Enquanto a ETE Nova Metrópole (FAC) apresentou uma péssima eficiência de remoção, uma média de apenas 16% e o CV obtido foi de 0,39, ou seja, denotando uma maior estabilidade operacional e um efluente apresentando uma média de 202mg/L, acima do estipulado pela legislação estadual.

No parâmetro amônia, os menores valores de CDC foram obtidos nas ETEs Tabapuá (FAC+MAT), Palmeiras e Parque Fluminense, ambas do tipo ANA+FAC+MAT.

Interessantemente, o maior valor de CDC foi obtido na ETE Marechal Rondon, também da tipologia ANA+FAC+MAT.

Além disso, observa-se que para todas as ETEs o parâmetro *E.coli* foi o que apresentou os menores valores de CDC, possivelmente, pelo fato desse parâmetro variar segundo diversas ordens de magnitude. Ainda assim, os maiores CDC foram obtidos pelas ETEs da tipologia FAC, que apresenta também a menor eficiência de remoção para este constituinte.

De uma forma geral, avaliando todos os parâmetros, as ETEs José Walter (FAC+MAT) e Tabapuá (FAC+MAT) apresentaram os menores valores de CDC, denotando uma menor estabilidade operacional. Por sua vez as ETEs Tupãmirim (FAC+MAT) e Marechal Rondon (ANA+FAC+MAT) apresentaram os maiores CDC e, portanto, uma maior estabilidade operacional.

Pela observação da Tabela 15, percebe-se que, para todos os parâmetros e todas as modalidades de tratamento, foi grande a variabilidade dos coeficientes de variação e de confiabilidade. Tomando como exemplo o parâmetro SST, as ETEs Palmeiras (ANA+FAC+MAT) e Araturi (FAC) apresentam valores de CV muito próximos, 0,21 e 0,20, respectivamente. Como consequência apresentam também valores de CDC semelhantes, 0,722 e 0,733, o que não significa que estas ETEs possuem um desempenho semelhante de atendimento aos padrões ou de qualidade do efluente.

Dessa forma, a análise isolada do CV e do CDC não é suficiente para a avaliação do desempenho de uma ETE, pois esta pode apresentar um baixo CV e elevado CDC, levando a crer que a ETE está cumprindo os padrões de lançamento, porém esta ETE pode produzir um efluente de péssima qualidade em uma condição estável de operação, como será apresentado nos resultados posteriores.

5.8 Cálculos das Concentrações de projeto e do percentual esperado de atendimento à legislação

A Tabela 16 apresenta os valores da média (μ), padrão de lançamento (X_s), CDC e concentrações de projeto (m_x) necessárias dos parâmetros DQO filtrada, DBO filtrada, SST,

amônia (padrão de 5mg/L e padrão de 20mg/L) e *E.coli* para que ETEs das modalidades de tratamento em estudo alcancem as metas de lançamento adotadas.

Tabela 16 – Concentrações de Projeto necessárias para o alcance de diversas metas de lançamento de constituintes efluentes (nível de confiabilidade de 95%)

Parâmetro	ETE	Araturí	Nova Metrópole	José Walter	Tabapuá	Tupã mirim	Mal Rondon	Palmeiras	Parque Fluminense
DQO	μ	69	83	94	64	59	52	55	53
	X_s	200	200	200	200	200	200	200	200
	Filtrada	CDC	0,55	0,48	0,51	0,78	0,66	0,64	0,64
	m_x	109	109	96	102	156	132	128	128
DBO	μ	31	45	63	30	32	27	26	28
	X_s	60	60	60	60	60	60	60	60
	Filtrada	CDC	0,54	0,48	0,55	0,63	0,71	0,50	0,70
	m_x	33	35	29	33	38	43	30	42
SST	μ	153	202	141	66	99	63	72	73
	X_s	150	150	150	150	150	150	150	150
	CDC	0,73	0,58	0,59	0,48	0,59	0,62	0,72	0,58
	m_x	110	87	88	73	89	93	108	87
Amônia 5mg/L	μ	21,1	20,5	24,3	22,2	19,6	16,1	11,2	27,2
	X_s	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0
	CDC	0,79	0,76	0,65	0,55	0,71	0,81	0,57	0,56
	m_x	4,0	3,8	3,3	2,7	3,6	4,1	2,8	2,8
Amônia 20mg/L	μ	21,1	20,5	24,3	22,2	19,6	16,1	11,2	27,2
	X_s	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0
	CDC	0,79	0,76	0,65	0,55	0,71	0,81	0,57	0,56
	m_x	15,9	15,2	13,0	10,9	14,3	16,3	11,4	11,1
<i>E. coli</i>	μ	4,60E+0	5,00E+05	2,20E+04	9,40E+04	1,70E+03	7,40E+01	1,20E+02	1,60E+04
	X_s	5000	5000	5000	5000	5000	5000	5000	5000
	CDC	0,40	0,45	0,35	0,29	0,26	0,26	0,26	0,26
	m_x	2002	2264	1772	1430	1308	1301	1308	1295

Fonte: Do Autor

Quanto menor a concentração de projeto (m_x) em uma ETE maior a probabilidade de falhas que podem ocorrer na mesma. Uma vez que a ETE deve ser projetada para cumprir a legislação vigente, o m_x deve ser tal que, mesmo com as probabilidades de falhas, a ETE ainda cumpra os padrões de lançamento para um determinado nível de confiabilidade. Assim, baixos valores de m_x indicam baixa confiabilidade operacional.

No parâmetro DQO e DBO filtrada, é possível observar que a menor concentração de projeto foi obtida pela ETE José Walter (FAC+MAT), 96mg/L para alcançar um padrão de DQO de 200mg/L e 29mg/L para um padrão de 60mg/L de DBO. É possível perceber,

portanto que dentre as ETES avaliadas, a menor confiabilidade foi obtida para esta ETE.

O melhor resultado, em termos de DQO filtrada, foi obtido pela ETE Tupãmirim (FAC+MAT) que apresentou um m_x de 156mg/L, seguida pela ETE Marechal Rondon (ANA+FAC+MAT), 132mg/L. No parâmetro DBO filtrada, o resultado inverso foi apresentado, a ETE Marechal Rondon seguida da ETE Tupãmirim. As duas ETES apresentaram bons níveis de remoção de eficiência para esses parâmetros e também apresentaram poucos problemas operacionais, resultando no bom desempenho obtido por estas ETES.

No parâmetro SST, a ETE Tabapuá (FAC+MAT) apresentou o menor valor de m_x , 73mg/L para um padrão de lançamento de 150mg/L. A ETE Araturi (FAC) obteve o maior valor de m_x , entretanto esse resultado pode ter sido mascarado pelo elevado valor de CDC, pois essa ETE possui uma média de concentração efluente de 153mg/L.

Para alcançar um limite de 5mg/L de amônia no efluente final, as ETES deveriam ter sido projetadas para uma concentração variando de 2,7 a 4,1mg/L, bem diferentes das médias efluentes encontradas para esse parâmetro de 11,1 a 27,2mg/L. Com a mudança do padrão de amônia para 20mg/L, é possível perceber que a ETE Tabapuá apresentou os valores mais baixos de m_x , enquanto a ETE Marechal Rondon obteve novamente o melhor desempenho.

Para a *E. coli*, o melhor resultado foi obtido pela ETE Nova Metrópole (FAC), entretanto esse resultado parece estar mascarado pelo maior valor de CDC entre as ETES avaliadas, enquanto sua concentração média efluente é 5,0E5NMP/100mL, bem superior ao limite estipulado pela legislação.

De uma forma geral, pode-se observar que as ETES Tabapuá e José Walter obtiveram os piores resultados e as ETES Marechal Rondon (ANA+FAC+MAT) e Tupãmirim (FAC+MAT) obtiveram m_x satisfatórios para a maior parte dos parâmetros avaliados.

Conforme descrito na metodologia, a concentração de projeto é função apenas do CDC e do padrão de lançamento. Tomando ainda o exemplo do SST das ETES Palmeiras (ANA+FAC+MAT) e Araturi (FAC), é possível observar na Tabela 16 que as concentrações de projeto (m_x) para estas ETES são de 108 e 110mg/L, ou seja, as duas ETES necessitam de

concentrações de projeto semelhantes mesmo apresentando médias distintas, 55 e 69mg/L, respectivamente.

O contrário também pode ser observado, tomando as ETes Marechal Rondon (ANA+FAC+MAT) e Tabapuá (FAC+MAT), já que as duas ETes apresentam médias de concentrações efluentes de SST de 63 e 66mg/L, entretanto suas concentrações de projeto são bem diferentes, 93 e 73mg/L, respectivamente.

A Tabela 17 apresenta os valores de percentual esperado de atendimento à legislação dos parâmetros DQO filtrada, DBO filtrada, SST, amônia e *E.coli* para as ETes avaliadas.

Tabela 17 – Percentual Esperado de Atendimento à Legislação

Parâmetro	Araturi	Nova Metrópole	José Walter	Tabapuá	Tupã mirim	Mal Rondon	Palmeiras	Parque Fluminense
DQO (%)	99,7	98,9	95,5	99,6	100,0	100,0	100,0	100,0
DBO (%)	96,4	82,5	57,3	96,9	98,6	100,0	97,2	100,0
SST (%)	50,5	27,1	63,7	96,6	91,2	99,8	100,0	98,1
Amônia 5mg/L (%)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,0	0,0
Amônia 20mg/L (%)	39,2	48,2	29,6	48,6	58,2	95,5	95,4	29,3
<i>E. coli</i> (%)	0,0	0,0	9,3	52,8	93,2	99,9	99,9	56,4

Fonte: Do Autor

Com relação ao parâmetro DQO verifica-se que todas as ETes estudadas apresentaram elevado percentual de atendimento (> 95%), com destaque para as ETes do tipo ANA+FAC+MAT que exibiram atendimento ao padrão em 100% do tempo.

Para a DBO os melhores resultados foram obtidos pelas ETes pertencentes à tipologia ANA+FAC+MAT em que o percentual esperado de atendimento esteve próximo de 100%. A ETE José Walter foi a que apresentou o menor percentual de atendimento (<60%), muito embora pertença a tipologia FAC+MAT.

Para os SST, novamente, os maiores percentuais de atendimento foram obtidos nas ETes Mal Rondon, Palmeiras e Parque Fluminense, pertencentes à modalidade ANA+FAC+MAT. As ETes Araturi e Nova Metrópole, ambas do tipo FAC+MAT, apresentaram reduzidos percentuais de atendimento, em especial para essa última.

Observa-se que para a amônia quando o padrão de lançamento era 5mg/L, todas as ETEs possuíam nenhuma ou quase nenhuma probabilidade de alcançar o padrão de lançamento, com exceção da ETE Palmeiras que apresentou apenas 3%, como cumprimento esperado ao padrão, todas as outras ETEs apresentaram 0%. Com o aumento do limite para 20mg/L, observa-se que o percentual esperado de cumprimento aos padrões aumentou significativamente. Ressalta-se que os melhores resultados foram para as ETEs Mal Rondon e Palmeiras, possivelmente pela presença das lagoas de maturação em seus sistemas, tendo em vista que a reduzida profundidade dessas lagoas propicia a elevada atividade fotossintética conduzindo um aumento do pH do meio e finalmente a maior volatilização da amônia, sendo esse normalmente o principal mecanismo de remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização.

De acordo com a Tabela 17, para o parâmetro *E.coli* as ETEs Araturi Nova Metrópole constituídas apenas por lagoa facultativa (FAC) apresentaram probabilidade nula de atendimento ao padrão estabelecido pela legislação. Já a ETE José Walter, apesar de ser composta por lagoa facultativa seguida de uma lagoa de maturação, é esperado que a probabilidade de atendimento ao padrão de *E.coli* seja menos de 10%. Dessa forma, verifica-se que em relação às ETEs pertencentes a sua tipologia a ETE José Walter mostrou um desempenho inferior, levando a presumir possíveis problemas operacionais.

Dentre as ETEs da tipologia ANA+FAC+MAT a ETE Parque Fluminense apresentou percentuais esperados de atendimento aos padrões de amônia e *E.coli* bem inferior às demais. É possível que a presença de apenas uma lagoa de maturação tenha influenciado tal comportamento. Entretanto, é necessário um estudo mais detalhado acerca das possíveis causas da maior ou menor variabilidade dos dados apresentados pelas ETEs estudadas para conduzir a conclusões precisas.

De uma forma geral, as ETEs da tipologia ANA+FAC+MAT apresentaram um percentual superior de atendimento aos padrões, exceto pela ETE Parque Fluminense, constituída de apenas uma lagoa de maturação que obteve bons resultados para amônia e *E.coli*. Dentre as ETEs da tipologia FAC+MAT, a ETE José Walter destaca-se pelo pior desempenho, apresentando ainda para DBO, amônia e *E.coli* valores menores que as ETEs da tipologia FAC.

A tipologia FAC não forneceu bons resultados, principalmente no que refere a SST, amônia e *E. coli*. Com relação à DQO e DBO, como os resultados apresentados referem-se a porção solúvel, pode-se observar que todas as ETEs estudadas tiveram no mínimo 95,5% de cumprimento aos padrões para DQO filtrada e 57,3% de atendimento para DBO filtrada.

Cabe aqui ressaltar que a análise isolada do CDC determina o quanto uma ETE ou tecnologia de tratamento é operacionalmente estável, enquanto a avaliação conjunta de CDC, μ_{efluente} , m_x e percentual esperado de atendimento à meta para um determinado nível de confiabilidade possibilita o conhecimento do desempenho de ETEs de uma mesma modalidade de tratamento, bem como a comparação de modalidades de tratamento distintas, auxiliando as companhias de saneamento na elaboração e execução de projeto de ETEs adequadas para cada localidade.

Von Sperling e Chernicharo (2000) analisaram 32 processos de tratamento mais comumente utilizados em todo o mundo e concluíram que a maioria deles é capaz de atingir valores razoáveis de qualidade de efluente, considerando DBO, DQO e, algumas vezes, SST, compatíveis com a maioria de padrões de lançamento existentes para efluentes. No entanto, para amônia, coliformes termotolerantes e especialmente fósforo, somente uma faixa limitada de tecnologias de tratamento consegue gerar um efluente compatível com os padrões usuais existentes.

6. CONCLUSÕES

Em relação ao atendimento aos padrões, observou-se que dentre os parâmetros pH, DQO filtrada e DBO filtrada, o desempenho das ETEs foi similar, destacando-se a tipologia ANA+FAC+MAT com um desempenho levemente superior.

No diagnóstico operacional, foram observados problemas operacionais distintos como odor excessivo, assoreamento, possível sobrecarga orgânica, presença de vegetação nas lagoas e nos seus taludes internos, zonas mortas, floração de algas, dentre outros aspectos, os quais influenciaram nas eficiências e CDCs dos sistemas analisados.

Os testes de aderência às distribuições normal, lognormal, gama e exponencial revelaram haver uma grande variação nos resultados obtidos, dependendo do tipo de teste estatístico aplicado. De um modo geral, a distribuição lognormal pode ser adotada como representante do comportamento de todos os parâmetros.

Para alguns parâmetros, não foi possível eleger apenas uma distribuição que representasse o comportamento dos dados, já que os dados das ETEs, dentro das modalidades, se ajustaram a modelos diferentes. Assim, embora a distribuição lognormal não tenha sido a distribuição que melhor se ajustava aos dados em todos os casos, ela também não foi rejeitada.

Para todos os parâmetros, foi grande a variabilidade dos coeficientes de variação (CV) e de confiabilidade (CDC) das ETEs, não sendo evidenciada correlação entre os valores de CDC e as modalidades de tratamento. As ETEs José Walter e Tabapuá apresentaram os valores mais baixos de CDC no parâmetro DQO, o que denota que essas ETEs possuem uma menor estabilidade operacional. Os maiores valores de CDC foram apresentados pela ETE Tupãmirim e pelas ETEs da modalidade ANA+FAC+MAT (Mal Rondon, Palmeiras e Parque Fluminense).

Quanto ao percentual de atendimento à legislação, o estudo indicou que alguns parâmetros como os microbiológicos e os relativos aos nutrientes não são atendidos em boa parte do tempo. Entretanto, verificou-se bom nível de atendimento em relação à remoção da matéria orgânica, com destaque para as ETEs do tipo ANA+FAC+MAT.

7. RECOMENDAÇÕES

- Aplicar as análises de confiabilidade e eficiência para outros sistemas de lagoas de estabilização operadas pela CAGECE;
- Aplicar as análises de confiabilidade e eficiência para outras tecnologias de tratamento de esgotos utilizadas pela CAGECE;
- Avaliar a confiabilidade das lagoas de estabilização antes e após uma intervenção operacional, como por exemplo, após a remoção do lodo acumulado;
- Ampliar a análise de eficiência e confiabilidade para outros parâmetros de monitoramento;
- Efetuar estudos mais detalhados de diagnóstico operacional, englobando também dados de vazão e de projeto, comparando com os dados de operação, mostrando a influência destes nos CDCs.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARAÚJO, L. F. P. **Reúso com Lagoas de estabilização, potencialidades no Ceará** – Fortaleza: SEMACE, p.132. 2000.

ARCEIVALA, J. S. **Hydraulic Modeling for Waste Ponds**. Journal Environmental Engineering, ASCE, v. 109, n.1, p.265-268. 1983.

BANCO INTERAMERICANO DE DESENVOLVIMENTO (BID), Oficina de Evaluación (EVO), Evaluación: Uma herramienta de gestión para mejorar el desempeño de los proyectos, 1997

BASTOS, R. K. X; OLIVEIRA, D. C.; FREITAS, A. G.; NASCIMENTO, L. E. Avaliação de desempenho de uma estação de tratamento de água antes e depois de intervenções de melhoria. In: AIDIS; **Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental**, 30, Punta del Este. 2006

BENTO; A.P., LAPOLLI,F.R., RIBEIRO, L.F., SARTORATO, J. **Wastewater treatment using stabilization ponds: Florianópolis experience, south Brazil**. In: 5th International Conference on Waste Stabilization Ponds. Auckland: New Zealand. IWA-NZWWA. 2002

BERTHOUEX, P.M., HUNTER, W.G. **How to construct reference distributions to evaluate treatment plant effluent quality**. Journal of Water Pollution Control Federation, v. 55, n. 12, p. 1417-1424, 1983.

BERTHOUEX, P.M., FAN, R. **Evaluation of treatment plant performance: causes, frequency, and duration of upsets**. Journal of Water Pollution Control Federation, v. 58, n. 5, p.368 – 375, 1986.

BRITTO, E. R., **Tecnologias Adequadas ao Tratamento de Esgoto**. ABES. Rio de Janeiro. 161p. 2004.

BROSTEL, R. C., NEDER, K. D., SOUZA, M. A. A., **Análise Comparativa do Desempenho de Estações de Tratamento de Esgotos do Distrito Federal**; Memórias Técnicas do. In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES, João Pessoa, PB. 2001.

CAGECE. **Plano de Monitoramento de Esgoto**. 2011

CEARÁ. GOVERNO DO ESTADO. **Portaria 154, de 22/07/2002. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras.** 2002

CEARÁ. GOVERNO DO ESTADO. **Portaria 111, de 05/04/2011.** 2011

CEBALLOS, B. S. O.; SOUSA, M. S. M.; KONIG, A., **Influência da Biomassa Algal nas Flutuações de Qualidade de Água e do Efluente Final no Ciclo Diário de uma Lagoa Facultativa Primária.** 18º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Foz do Iguaçu. 1997

CONAMA. **Resolução nº. 357/2005 – Classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento e estabelecimento das condições e padrões de lançamento de efluentes.** Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente. Brasília. 2005.

CONAMA. **Resolução nº. 430/2011 – Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357,** de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente. 2011.

CRITES, R. W.; MIDDLEBROOKS, J.; REED, S. C. **Natural Wastewater Treatment Systems.** Taylor & Francis. 546p. 2006

DEAN, R. B., FORSYTHE, S. L. **Estimating the reliability of advanced waste treatment.** Part 1, Water & Sewage Works 1976.

CROW, E. L., K. SHIMIZU, E. D. S. **Lognormal Distributions: Theory and Applications.** New York: Dekker. 1988.

DESTRO, C. A. M., AMORIM, R. **Avaliação do desempenho do sistema de lagoas de estabilização do bairro CPA III em Cuiabá/MT, a partir de variáveis físico-químicas e biológicas.** In: I Simpósio de Recursos Hídricos do Norte e Centro-Oeste, Anais. Cuiabá. 2007.

DOS SANTOS, A. B., **Avaliação técnica de sistemas de tratamento de esgotos.** Banco do Nordeste, Fortaleza, 2007, 206 p.

EPA – Environmental Protection Agency. **Principles of Design and Operations of Wastewater Treatment Pond Systems for Plant Operators, Engineers and Managers.** Ohio. 2011.

FERRARA, R. A.; AVCI, C.B. **Nitrogen dynamics in waste stabilization ponds**. Journal of water pollution control federation, v.54, n.4, p. 361-369. 1982.

GOTARDO, J. T., BENTO, A. P., SEZERINO, P. H., OLIJNYK, D. P., PHILLIPPI, L. S., LAPOLLI, F. R., **Adaptação de parâmetros de projeto para lagoas facultativas de tratamento de esgotos domésticos na região sul do Brasil**. In: XXIX Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Anais. San Juan de Puerto Rico. 2004

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Atlas do Saneamento 2011**. Rio de Janeiro. 2011.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. Segrac Editora, 4ª Ed., Belo Horizonte, 2005, 906 p.;

JORDÃO, E. P.; VOLSCHAN, I., **Tratamento de Esgotos Sanitários em Empreendimentos Habitacionais**. Brasília. CAIXA. 132p. 2009.

KELLNER, E.; PIRES, E. C., **Lagoas de Estabilização: Projeto e Operação**. Rio de Janeiro: ABES. 244p. 1998.

KONIG, A., **Biología de las lagunas de estabilización : Algas** In: Rolim Mendonca, Sérgio. **Sistemas de lagunas de estabilización : Cómo utilizar aguas residuales tratadas en sistemas de regadio**. Santafé de Bogotá, McGraw Hill, 2000. p.44-67.

LA ROVERE, E. L. et al. **Manual de Auditoria Ambiental em Estações de Tratamento de Esgotos**. 176 p. 2002.

MARA, D. **Domestic wastewater treatment in developing countries**. 2003. 293p.

MAYNARD, H. E., OUKI, S. K., WILLIAMS, S. C., **Tertiary Lagoons: a review of removal mechanisms and performance**. Water Research. v. 33, 1999.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment, and reuse**. New York: Metcalf & Eddy, 4ª Ed., 2003, 1819p.

MIDDLEBROOKS, E. J.; et al. **Wastewater Stabilization Lagoon Design, Performance and Upgrading**. Macmillan Publishing, New York, N. Y. 1982.

MONTEIRO, C. L. R.. **Análise da eficiência e confiabilidade em 56 estações de tratamento de esgotos localizadas na região metropolitana de Fortaleza.** Dissertação. 2009

NAGHETTINI, M; PINTO, E. J. A., 2007. **Hidrologia Estatística**, CPRM, Belo Horizonte. 552p

NIKU, S.; SCHROEDER, E. D.; SAMANIEGO; F. J. **Performance of activated sludge process and reliability-based design.** Journal Water Pollution Control Association, v. 51, n. 12, p. 2841 - 2857, Dec., 1979

NIKU, S., SCHROEDER, E. D., **Factors affecting effluent variability from activated sludge processes.** Journal Water Pollution Control Association, v. 53, n. 5, p. 546 - 559, May, 1981.

OLIVEIRA, R. **The performance of deep waste stabilization ponds in northeast Brazil.** PhD Thesis, The University of Leeds, U. K. 231 p.1990

OLIVEIRA, S. M. A. C.; VON SPERLING, M. **Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 1: Análise de desempenho.** Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), v. 10, p. 347 – 357, 2005a;

OLIVEIRA, S. M. A. C.; VON SPERLING, M. **Avaliação de 166 ETES em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 2: influência de fatores de projeto e operação.** Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), v. 10, p.358 – 368, 2005b;

OLIVEIRA, S. M. A. C. **Análise de desempenho e confiabilidade de estações de tratamento de esgotos.** Tese. Belo Horizonte, 232 p., 2006.

OLIVEIRA, S. M. A. C.; VON SPERLING, M. **Reliability analysis of stabilizations ponds systems.** Water Sci Technol, 55(11):127-34. 2007;

OLIVEIRA, S. M. A. C.; VON SPERLING, M. **Reliability analysis of wastewater treatment plants.** Water Research, v. 42, p. 1182 – 1194. 2008;

PORTO, M. **Nota técnica sobre a nova estruturação normativa na área de gestão da qualidade dos corpos d'água superficiais.** 2002.

REDDA, M. A., **Studies of the Performance, Stability and Reliability of Various**

Configurations of the Activated Sludge Process at Full-Scale Municipal Wastewater Treatment Plants. Texas. 307p. 2008.

SATELES, W. P.; PAZ, F. E.; MEDRADO, S.; PASQUALETTO, A. **Eficiência das lagoas de estabilização da estação de tratamento de esgoto do parque Atheneu,** Goiânia, 2003.

SHILTON, A. (Editor) **Pond Treatment Technology.** IWA Publishing. London.479p. 2005.

SILVA, S. A., MARA, D., **Sewage treatment in waste stabilization ponds: recent research in Northeast Brazil.** *Progress in water technology*; 11(1/2):341-4, 1979.

TORQUATO, S. C, **Pós-tratamento conjugado de esgoto doméstico e lixiviado em lagoas de estabilização.** Dissertação. Campina Grande. 2010.

VON SPERLING, M., CHERNICHARO, C.A.L. **A comparison between wastewater treatment processes in terms of compliance with effluent quality criteria standards.** In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Alegre. 2000.

VON SPERLING, M.; FRÓES, C. M. V. **Avaliação do desempenho de uma ETE tipo aeração prolongada com base em três anos de monitoramento intensivo.** In: Asociación Peruana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental; AIDIS. Gestión ambiental en el siglo XXI. Lima, APIS, p.1-7. 1998.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade da água e ao tratamento de esgotos,** v.1, 3^a Ed. Belo Horizonte, 452 p. 2005.

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização,** v.3, 2^a Ed. Belo Horizonte, 196 p. 2002.

VON SPERLING, M.; PINTO, M. T.; OLIVEIRA, S. C.. **Síntese Global do Desempenho e da Confiabilidade dos Sistemas de Tratamento de Esgoto.** In: Nutrientes de Esgoto Sanitário: Utilização e Remoção, Ed. ABES. Cap. 11. 2009.